



HAL
open science

INFLUENCE DE LA CONCENTRATION DES BOUES ET DE LA CHARGE HYDRAULIQUE SUR LA PERFORMANCE EPURATOIRE DES LITS DE SECHARGE A ECOULEMENT NON SATURE

Kinanpara Kone, Ténéna Yeo, Kone Kinanpara, Kotchi Yves, Kouame Yao,
Gnagne Théophile

► To cite this version:

Kinanpara Kone, Ténéna Yeo, Kone Kinanpara, Kotchi Yves, Kouame Yao, et al.. INFLUENCE DE LA CONCENTRATION DES BOUES ET DE LA CHARGE HYDRAULIQUE SUR LA PERFORMANCE EPURATOIRE DES LITS DE SECHARGE A ECOULEMENT NON SATURE. 2021. hal-03259005

HAL Id: hal-03259005

<https://hal.science/hal-03259005>

Preprint submitted on 12 Jun 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**INFLUENCE DE LA CONCENTRATION DES BOUES ET DE LA CHARGE
HYDRAULIQUE SUR LA PERFORMANCE EPURATOIRE DES LITS DE SECHARGE A
ECOULEMENT NON SATURE**

**INFLUENCE OF SLUDGE CONCENTRATION AND HYDRAULIC LOAD ON THE
PURATORY PERFORMANCE OF DRYING BEDS WITH UNSATURATED FLOW**

**YEO Ténéna Martial ¹, KONE Kinanpara ^{1 2}, BONY Kotchi Yves^{1 2}, KOUAME Yao Francis ¹,
GNAGNE Théophile ³,**

¹ Unité de Formation et de Recherche en Environnement, Université JEAN LOROUGNON GUEDE,
BP 150 Daloa, Cote d'Ivoire

² Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique, UFR Sciences et Gestion de
l'Environnement, Université NANGUI ABROGOUA, 02 BP 801 Abidjan 02, Cote d'Ivoire

³ Laboratoire Géosciences et Environnement, UFR Sciences et Gestion de l'Environnement,
Université NANGUI ABROGOUA, 02 BP 801 Abidjan 02, Cote d'Ivoire

RESUME

Les Lits de Séchage à Ecoulement Non Saturé permettent le traitement efficace des boues de vidange des fosses septiques. Cependant, ce procédé d'épuration essentiellement aérobie, la durabilité de cette technologie dépend de la charge organique appliquée et la disponibilité de l'oxygène. Pour garantir cette durabilité, un modèle d'écoulement en milieu non saturé couplé avec la variation du biofilm a été développé. Le calage, la validation et la comparaison des résultats de simulation et des résultats expérimentaux ont été faits sur la base du critère de NASH. Les résultats expérimentaux montrent que

pour la charge organique $34 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$, lorsque la boue de concentration $2537 \text{ mgO}_2/\text{l}$ est appliquée à la charge hydraulique $4,28 \text{ cm}/\text{j}$, le rendement épuratoire est de 95%. Par contre, pour la même charge organique $34 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$, lorsque la boue de concentration $1175 \text{ mgO}_2/\text{l}$ est appliquée à la charge hydraulique $10 \text{ cm}/\text{j}$, le rendement épuratoire est de 79%. Les résultats de la simulation, non seulement confirment ce paradoxe des rendements épuratoires, mais aussi, révèlent que pour une boue de concentration $2537 \text{ mgO}_2/\text{l}$ appliquée à une charge hydraulique de $4,28 \text{ cm}/\text{j}$, l'essentiel de la pollution est retenu dans les quatre premiers centimètres des massifs filtrants et le temps de séjour est de 6h26mn. Par contre, pour une boue de concentration $1175 \text{ mgO}_2/\text{l}$ appliquée à une charge hydraulique de $10 \text{ cm}/\text{j}$, la pollution descend jusqu'à 13 cm de profondeur et le temps de séjour est de 4h21mn.

Ainsi donc, dans la perspective d'une exploitation à grande échelle de la technologie du Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé, il est plus aisé de traiter des boues de vidange fortement chargées en les appliquant à des faibles charges hydrauliques. Dans ce cas, on garantit une bonne efficacité épuratoire, on ralentit le processus de colmatage interne des massifs filtrants et on accélère la réversibilité du colmatage lorsqu'il intervient.

MOTS-CLES : Concentration, boues, charge hydraulique, Performance épuratoire.

ABSTRACT

Unsaturated Flow Drying Beds allow efficient treatment of septic tank sludge. However, since this purification process is essentially aerobic, the durability of this technology depends on the applied organic load and the availability of oxygen. To guarantee this durability, a flow model in an unsaturated medium coupled with the variation of the biofilm has been developed. The calibration, validation and comparison of simulation results and experimental results were made on the basis of the NASH criterion. The experimental results show that for the organic load $34 \text{ mgO}_2 / \text{cm}^2 / \text{d}$, when the sludge with a concentration of $2537 \text{ mgO}_2 / \text{l}$ is applied to the hydraulic load of $4.28 \text{ cm} / \text{d}$, the purification efficiency is 95%. On the other hand, for the same organic load $34 \text{ mgO}_2 / \text{cm}^2 / \text{d}$, when the sludge with a concentration of $1175 \text{ mgO}_2 / \text{l}$ is applied to the hydraulic load of $10 \text{ cm} / \text{d}$, the

purification efficiency is 79%. The results of the simulation not only confirm this paradox of purification yields, but also reveal that for a sludge with a concentration of 2537 mgO₂ / l applied to a hydraulic head of 4.28 cm / d, most of the pollution is retained. in the first four centimeters of the filter beds and the residence time is 6h26mn. On the other hand, for a sludge with a concentration of 1175 mgO₂ / l applied at a hydraulic load of 10 cm / d, the pollution goes down to 13 cm in depth and the residence time is 4h21mn.

Thus, in view of the large-scale exploitation of the Unsaturated Flow Drying Bed technology, it is easier to treat heavily loaded faecal sludge by applying it at low hydraulic loads. In this case, good purification efficiency is guaranteed, the internal clogging process of the filter media is slowed down and the reversibility of the clogging is accelerated when it occurs.

KEYWORDS : Concentration, sludge, hydraulic load, Purification performance.

1- Introduction

Le Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS) est un procédé d'épuration essentiellement aérobie faisant partir des filières d'épuration par cultures fixées sur supports. De ce fait, la charge organique (C_o) appliquée et la disponibilité de l'oxygène sont des facteurs essentiels pour son fonctionnement (Kouamé *et al.*, 2010 ; Gnagne *et al.*, 2014 ; Yéo, 2018). La charge organique (C_o) appliquée est la quantité de pollution appliquée par jour et par unité de surface. Il s'agit du produit de la charge hydraulique (C_h) et de la concentration des boues (S_o).

Les résultats d'essais d'expérimentation issus du traitement des boues de vidange des fosses septiques par LSENS montrent que pour une même charge organique (C_o), les rendements épuratoires sont meilleurs pour les fortes concentrations de boue (S_o) que pour les faibles concentrations de boue (S_o).

L'objectif de de la présente étude est d'expliquer ce paradoxe mis en exergue par ces résultats expérimentaux pour garantir la durabilité et les performances épuratoires de la technologie du LSENS, à travers la simulation numérique en deux étapes :

- L'établissement du paradoxe par la simulation de l'inégalité de rendements épuratoires pour une charge organique (C_o) fixée avec deux types de boues de vidange de concentrations (S_o) et de charges hydrauliques (C_h) différentes selon que $S_{o1} > S_{o2}$ et que $C_{h1} < C_{h2}$
- La mise en évidence de la combinaison des facteurs explicatifs que sont (1) le biofilm microbien, (2) la porosité libre aux écoulements et (3) les temps de séjour.

2- Matériel et Méthodes

2-1- Matériel

Le matériel est composé du dispositif expérimental et de la boue de vidange.

Le dispositif expérimental est constitué de deux colonnes en plastique de 220 l de capacité et de 54 cm de diamètre intérieur chacune (Figure 1). Elles contiennent du sable. Au-dessus de chaque colonne, il y a un diffuseur qui assure une bonne répartition de l'effluent sur la surface d'infiltration.

Les boues de vidange utilisées proviennent de différentes fosses septiques.

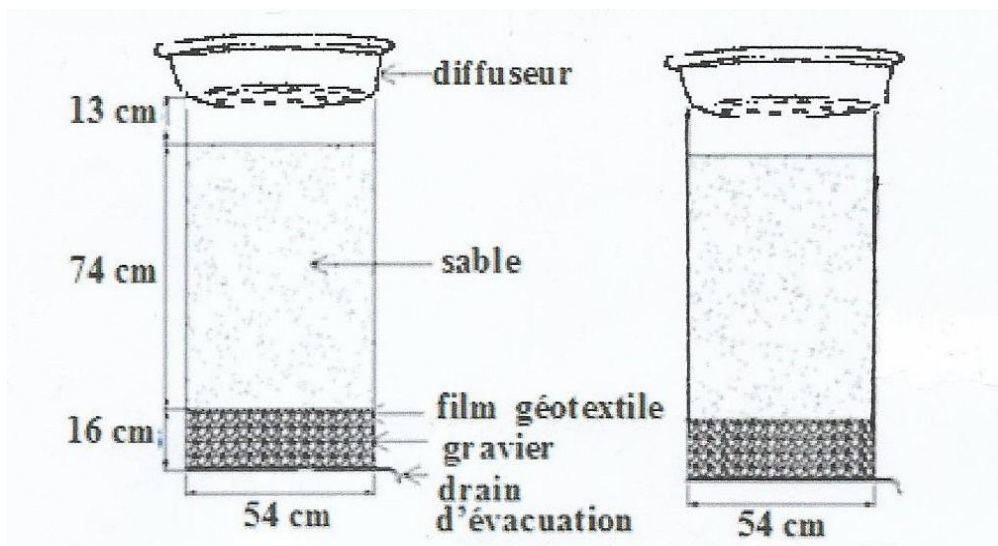


Figure 1 : Schéma du dispositif expérimental

2-2- Méthodes

2-2-1- Alimentation du dispositif

L'alimentation se fait en une bûchée (apport instantané) d'une charge organique fixe par alternance d'un jour d'alimentation et de deux jours de repos.

2-2-2- Suivi des débits de restitution

A chaque application des boues, les débits en sortie de chaque colonne sont mesurés jusqu'à l'arrêt de l'écoulement.

2-2-3- Teneur en eau des massifs filtrants

La teneur en eau des massifs (θ) est mesurée à partir de la méthode directe ou mesure par pesées (Musy et Soutter, 1991). Le principe consiste à mesurer la masse de l'échantillon avant et après le séchage. La différence de masse entre ces deux états de l'échantillon correspond à la masse d'eau (M_e) qu'il contenait. Cette masse divisée par la masse de l'échantillon (M_s) correspond à la valeur de l'humidité massique.

$$\theta = \frac{M_e}{M_s} \quad \text{Eq1}$$

2-2-4- Suivi analytique

Les concentrations de la DCO, de l'azote (NTK) et du pH des boues de vidange brutes et traitées, sont déterminées à partir des méthodes d'analyses physicochimiques résumées dans le Tableau I.

Tableau I : Récapitulatif des méthodes d'analyse.

Paramètres	Méthodes
DCO (mgO ₂ /L)	Oxydabilité au dichromate de potassium (AFNOR T 90-101)
NTK	Spectrophotométrie après minéralisation (AFNOR T 90-110)
pH	Electrométrie par un pH mètre de terrain de type HACH EC 10

2-2-5- Modélisation du fonctionnement hydrodynamique et hydrocinétique

2-2-5-1- Formulation mathématique des mécanismes de l'épuration

2-2-5-1-1- Formulation des mécanismes de transferts hydriques

En épuration des eaux usées par la technologie du LSENS, l'écoulement a lieu en milieu poreux non saturé. Les transferts hydriques sont donc décrits par la loi de DARCY généralisée aux écoulements en milieu poreux non saturé (Eq2) et par la loi de continuité (Eq3) (Peters et Durner, 2009 ; Koffi et al., 2008) :

$$q(\theta) = -K(\theta) \frac{\partial H}{\partial z} \quad \text{Eq2}$$

Avec $q(\theta)$ = vitesse de DARCY (cm/s) ; θ = humidité volumique (m^3/m^3) qui est comprise entre l'humidité résiduelle (θ_r) et l'humidité à saturation (θ_s) ; $H = h - z$ = charge totale (cm) ; h = charge représentative de la pression de l'eau du sol (cm) qui est fonction de l'humidité du sol ; z = cote comptée positivement vers le bas (cm) ; $K(\theta) \rightarrow$ conductivité hydraulique (cm/s) qui est fonction de l'humidité ou de la charge représentative de la pression de l'eau du sol (h).

En supposant que l'eau est incompressible, l'équation de continuité s'écrit.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q(\theta)}{\partial z} \quad \text{Eq3}$$

En combinant l'équation de DARCY (Eq2) et l'équation de continuité (Eq3), on a obtenu l'équation du mouvement (équation de Richards) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \frac{\partial h(\theta)}{\partial z} - K(\theta) \right] \quad \text{Eq4}$$

Si l'on désigne par $C(h(\theta)) = \frac{\partial \theta}{\partial h(\theta)}$ les phénomènes de capillarité et par $D(\theta) = \frac{K(\theta)}{C(h)}$ la diffusivité

hydraulique, alors l'équation Eq4 est devenue :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} - K(\theta) \right] \quad \text{Eq5}$$

Il est admis que l'écoulement au sein d'un massif sableux est essentiellement gravitaire et que la diffusivité hydraulique y est faible et constante (Radcliffe et Simunek, 2010). Yéo et *al.* (2008) ont montré aussi que l'écoulement au sein d'un massif sableux peut être assimilé à un écoulement piston. Les phénomènes de capillarité sont donc négligeables. Dans ces conditions, l'équation Eq5 est devenue :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} [K(\theta)] \quad \text{Eq6}$$

La résolution de cette équation différentielle nécessite la connaissance de la relation analytique qui lie la conductivité hydraulique à la teneur en eau ($K(\theta)$). Dans le cadre de ce modèle, la formule de Van Genuchten (2005) est utilisée (Mubarak et al., 2009) :

$$K(\theta) = K_s \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{2}} \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad \text{Eq7}$$

Avec θ_s = humidité à saturation du milieu poreux (m^3/m^3) ; θ_r = humidité résiduelle du milieu poreux (m^3/m^3) ; m = paramètre lié à la surface de contact air-sol.

2-2-5-1-2- Formulation de la variation de la biomasse fixée

La variation de la biomasse microbienne sous le double effet de l'assimilation et de la respiration endogène, s'écrit comme suit :

$$\frac{\partial \rho_{bio}}{\partial t} = \gamma * R_{DCO} - K_d \left(\frac{C_{oxy}}{K_{oxy} + C_{oxy}} \right) \rho_{bio} \quad \text{Eq8}$$

Le premier terme (R_{DCO}) du second membre représente la consommation (assimilation) du substrat équivalant à la croissance bactérienne tandis que le deuxième terme exprime la respiration endogène équivalant à la décroissance bactérienne. La croissance bactérienne est prédominante pendant la phase d'assimilation, lorsqu'il y a abondance d'oxygène et de substrat. En revanche, pendant la phase de respiration endogène, lorsqu'il y a abondance d'oxygène et manque de substrat, la décroissance bactérienne prédomine (DROUIN, 2010).

$$R_{DCO} = \frac{\mu_m}{\gamma} \left[\frac{C_{DCO}}{K_{DCO} + C_{DCO}} \right] \left[\frac{C_{oxy}}{K_{oxy} + C_{oxy}} \right] \rho_{bio} \quad \text{Eq9}$$

ρ_{bio} = teneur en biomasse (mg/cm) ; γ = rendement de conversion du substrat en biomasse ; K_d = coefficient d'autorégulation de la biomasse ; K_{oxy} = concentration de demi-activité de l'oxygène dans le biofilm ; C_{DCO} = concentration de la DCO (mg/cm) ; μ_m = taux maximum de croissance des

microorganismes ; K_{DCO} = concentration de demi-activité pour la DCO ; C_{oxy} = concentration de l'oxygène dans la phase gazeuse (mg/cm).

En remplaçant dans l'équation Eq8, R_{DCO} par son expression (Eq9), on a obtenu l'équation suivante : .

$$\frac{\partial \theta_{bio}}{\partial t} = \left[\mu_m \left(\frac{C_{DCO}}{K_{DCO} + C_{DCO}} \right) - K_d \right] \left[\frac{C_{oxy}}{K_{oxy} + C_{oxy}} \right] \theta_{bio} \quad \text{Eq10}$$

Avec $\rho_{bio} = \frac{\theta_{bio}}{\lambda}$ = humidité relative au biofilm.

La résolution de cette équation implique la connaissance de la relation qui décrit la variation de la DCO et celle qui décrit la variation de l'oxygène au sein du massif épuratoire.

La variation de la DCO dans le milieu poreux peut être décrite à travers l'équation Eq11, (Drouin, 2010 ; Bien, 2014) :

$$\frac{\partial(\theta C_{DCO})}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D_{DCO} (\theta) \frac{\partial C_{DCO}}{\partial z} - q C_{DCO} \right) - \frac{\mu_m}{Y} \left(\frac{C_{DCO}}{K_{DCO} + C_{DCO}} \right) \left(\frac{C_{oxy}}{K_{oxy} + C_{oxy}} \right) \rho_{bio} \quad \text{Eq11}$$

De même, la variation de l'oxygène dans la phase gazeuse du massif épuratoire peut être décrite par l'équation suivante :

$$\frac{\partial(\theta_s - \theta) C_{oxy}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left((\theta_s - \theta) D_{oxy} (\theta) \frac{\partial C_{oxy}}{\partial z} \right) - \left(\gamma \mu_m \left(\frac{C_{DCO}}{K_{DCO} + C_{DCO}} \right) \left(\frac{C_{oxy}}{K_{oxy} + C_{oxy}} \right) + \alpha K_d \left(\frac{C_{oxy}}{K_{oxy} + C_{oxy}} \right) \right) \rho_{bio} \quad \text{Eq12}$$

La formulation des différents mécanismes de l'épuration a abouti à un système de quatre équations aux dérivées partielles non linéaires qui sont : l'équation des transferts hydriques, l'équation des transferts de la DCO, l'équation des transferts de l'oxygène et l'équation de la variation microbienne. Les variables d'état du système ainsi obtenu sont : la teneur en eau, la concentration de la DCO, la concentration de l'oxygène et la teneur en biomasse microbienne.

2-2-5-2- Discrétisation des équations aux dérivées partielles

Pour chacune des équations qui constituent le système à résoudre, la méthode de résolution par différences finies est adoptée. Les valeurs des variables d'état sont déterminées à chaque nœud interne du massif filtrant.

2-2-5-2-1- Equation hydrodynamique

La forme discrète de l'équation qui estime la valeur des débits à chaque nœud interne du massif épuratoire est la suivante :

$$q = -K(\theta) \frac{h(\theta)_{i+1}^j - h(\theta)_i^j}{\Delta z} + K(\theta) \quad \text{Eq13}$$

Or, il est supposé que les phénomènes de suction sont négligeables. Cette hypothèse a permis d'aboutir à une égalité entre q et K(θ).

Dans ces conditions, la discrétisation de l'équation hydrodynamique (Eq13) a conduit à la forme suivante :

$$\theta_i^{j+1} = \theta_i^j + \frac{\Delta t}{\Delta z} [K(\theta_{i+1}^j) - K(\theta_i^j)] \quad \text{Eq14}$$

Dans cette relation, i et j sont les indices des composantes spatio-temporelles z et t.

2-2-5-2-2- Equation des transferts de l'oxygène

La discrétisation de l'équation aux dérivées partielles des transferts de l'oxygène a permis d'obtenir l'expression Eq15.

$$C_{oxy_i}^{j+1} = \frac{\theta_s - \theta_i^j - w_i^j}{\theta_s - \theta_i^{j+1} - w_i^{j+1}} C_{oxy_i}^j + \frac{\theta_s - \theta_i^j - w_i^j}{\theta_s - \theta_i^{j+1} - w_i^{j+1}} \frac{D_{oxy}(\theta_i^j, w_i^j) \Delta t}{\Delta z^2} (C_{oxy_i}^j - 2C_{oxy_i}^j + C_{oxy_i}^j) - \left[\frac{\mu_m}{\gamma} \left(\frac{C_{DCO_i}^j}{K_{DCO} + C_{DCO_i}^j} \right) \left(\frac{C_{oxy_i}^j}{K_{oxy} + C_{oxy_i}^j} \right) + \alpha K_d \left(\frac{C_{oxy_i}^j}{K_{oxy} + C_{oxy_i}^j} \right) \right] \frac{\Delta t}{\theta_s - \theta_i^{j+1} - w_i^{j+1}} \rho_i^j \quad \text{Eq15}$$

2-2-5-2-3- Equation des transferts de la DCO

La discrétisation de l'équation des transferts de la DCO a conduit à l'expression ci-dessous.

$$C_{DCO_i}^{j+1} = \frac{\theta_i^j}{\theta_i^{j+1}} C_{DCO_i}^j + \frac{\theta_i^j}{\theta_i^{j+1}} \frac{\Delta t}{\Delta z^2} D_{DCO}(\theta_i^j) * (C_{DCO_{i+1}}^j - 2C_{DCO_i}^j + C_{DCO_{i-1}}^j) - \frac{\Delta t}{\theta_i^{j+1} \Delta z} (K(\theta_{i-1}^j) * C_{DCO_{i+1}}^j - K(\theta_i^j) * C_{DCO_i}^j) - \frac{\Delta t \mu_m}{\theta_i^{j+1} Y} \left(\frac{C_{DCO_i}^j}{K_{DCO} + C_{DCO_i}^j} \right) \left(\frac{C_{oxy_i}^j}{K_{oxy} + C_{oxy_i}^j} \right) \rho_{bio} \quad \text{Eq16}$$

22-5-2-4- Equation de la variation du biofilm microbien

La quantité de biofilm à chaque nœud interne du massif filtrant est calculée à partir de la relation suivante :

$$\rho_i^{j+1} = \rho_i^j + \left| \mu_m \left(\frac{C_{DCO_i}^j}{K_{DCO} + C_{DCO_i}^j} \right) \left(\frac{C_{oxy_i}^j}{K_{oxy} + C_{oxy_i}^j} \right) - K_d \right| \Delta t \quad \text{Eq17}$$

2-2-5-3- Algorithme

Le logiciel utilisé comme support est le logiciel IPOX, conçu à partir du logiciel HYDRUS Version 5.0. Les différents programmes des ses 11 fichiers sources sont écrits en FORTRAN 77. La compilation et le développement sont faits sous FORTRAN PowerStation Version 4.0 / Microsoft Developer Studio.

La vérification de l'ajustement du modèle est faite par analyse du coefficient de NASH (NTD) défini par l'équation Eq18. Les valeurs des coefficients ne peuvent être retenues que si le coefficient de NASH (NTD) est supérieur ou égal à 70% (DESCHESNE et *al.*, 2005 ; HANGEN et *al.*, 2005).

$$NTD = 1 - \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (d_{ci} - d''_{ci})^2}}{\sum_{i=1}^n (d_{oi} - d''_{oi})^2} \quad \text{Eq18}$$

d_{ci} = données calculées ; d_{oi} = données observées ; d''_{ci} = moyenne des données calculées ; d''_{oi} = moyenne des données observées.

3- Résultats et Discussion

3-1- Résultats

3-1-1- Mise en évidence du paradoxe de l'inégalité de rendements épuratoires

Pour comparer les résultats issus de la simulation aux résultats expérimentaux, une simulation des rendements d'élimination de la DCO est faite sur du sable grossier dont les caractéristiques hydrodynamiques sont présentées dans le tableau 2

Tableau 2 : Caractéristiques hydrodynamiques du sable grossier

Paramètres du sable	Θ_s	Θ_r	Ks (cm/s)	n	α
Valeurs	0,62	0,03	0,0185	1,91	0,03

Sur la base des résultats expérimentaux, les simulations sont faites à deux charges organiques (34 $\text{mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$ et 45,36 $\text{mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$) pendant cinq mois dans les conditions présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Conditions de simulation du traitement des boues de vidange sur du sable grossier

Charges organiques, Co ($\text{mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$)	Cas de figures	Concentrations en DCO, So ($\text{mg O}_2/\text{l}$)	Charges hydrauliques Ch (cm/j)
34	1 ^{er} Cas	1175	10
	2 ^{ème} Cas	2537	4,28
45,36	1 ^{er} Cas	1175	12,5
	2 ^{ème} Cas	2537	5,71

Les résultats montrent qu'il y a une bonne corrélation entre les valeurs simulées de la DCO et celles obtenues expérimentalement. En effet, la valeur moyenne du coefficient de NASH est de 0,85 (Figure 2).

De plus, les résultats confirment que pour la charge organique 34 $\text{mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$, les rendements sont meilleurs dans le cas où les boues de concentration de 2537 mgO_2/l , sont appliquées à la charge

hydraulique 4,28 cm/j ; comparativement au cas où les boues de concentration 1175 mgO₂/l, sont appliquées à la charge hydraulique 10 cm/j.

Il en est de même pour la charge organique 45,36 mgO₂/cm²/j. Lorsque les boues de concentration 2537 mgO₂/l, sont appliquées à la charge hydraulique 5,71 cm/j, les rendements sont meilleurs à ceux obtenus avec des boues de concentration 1175 mgO₂/l, appliquées à la charge hydraulique 12,5 cm/j.

Ces résultats montrent donc que c'est avec les boues les plus concentrées qu'on obtient les meilleurs rendements épuratoires.

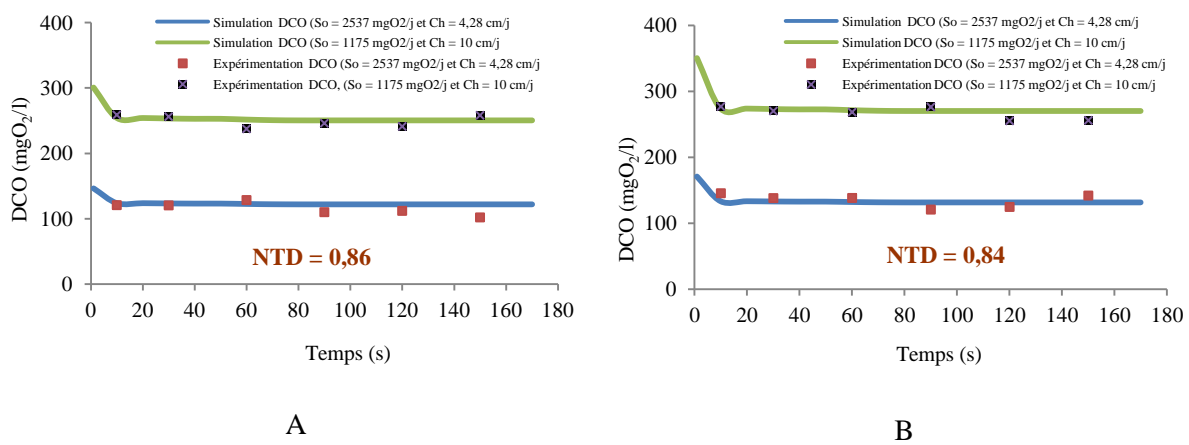


Figure 2 : DCO des filtrats pour une même charge organique mais à différentes concentrations et à différentes charges hydrauliques (A → C_o = 34 mgO₂/cm²/j et B → C_o = 45,36 mgO₂/cm²/j)

3-1-2- Mise en évidence de la combinaison des facteurs explicatifs de la différence des rendements

Pour l'ensemble des simulations (simulation de la variation du biofilm microbien, simulation de la variation de la porosité libre aux écoulements et simulation de la variation des temps de séjour), le massif filtrant est constitué de sable grossier (Tableau 2).

En outre, les conditions des simulations sont définies dans le tableau 3 pour les deux charges organiques utilisées.

3-1-2-1- Variation du biofilm microbien

Les résultats de la simulation de la variation du biofilm sur deux cycles de fonctionnement montrent que pour chaque charge organique, le biofilm croit au cours des périodes d'alimentation et décroît au cours des périodes de repos (Figure 3).

Les résultats montrent également que pour une charge organique donnée, la croissance du biofilm pendant les périodes d'alimentation est plus intense pour le substrat fortement concentré et appliqué à une faible charge hydraulique comparativement au substrat faiblement concentré appliqué à une forte charge hydraulique (Figure 3).

Les valeurs maximales de la biomasse microbienne obtenue à la fin de chaque période d'alimentation sont présentées dans le tableau 4.

Tableau 4 : Taux de biofilm au sein des massifs à la fin de deux périodes d'alimentation pour une même charge organique mais à des charges hydrauliques et à des concentrations différentes

	34 mgO ₂ /cm ² /j		45,36 mgO ₂ /cm ² /j	
Concentrations en DCO S ₀ (mg O ₂ /l)	1175	2537	1175	2537
Charges hydrauliques C _h (cm/j)	10	4,28	12,5	5,71j
Taux de biofilm à la 1 ^{ère} période d'alimentation (g/l)	0,282	0,345	0,300	0,382
Taux de biofilm à la 2 ^{ème} période d'alimentation (g/l)	0,335	0,446	0,348	0,471

Les résultats montrent aussi que la résorption du biofilm lors des périodes de repos est plus rapide lorsque les boues de vidange fortement concentrées sont appliquées à de faibles charges hydrauliques comparativement aux cas où, les boues faiblement concentrées sont appliquées à de fortes charges hydrauliques (Figure 3).

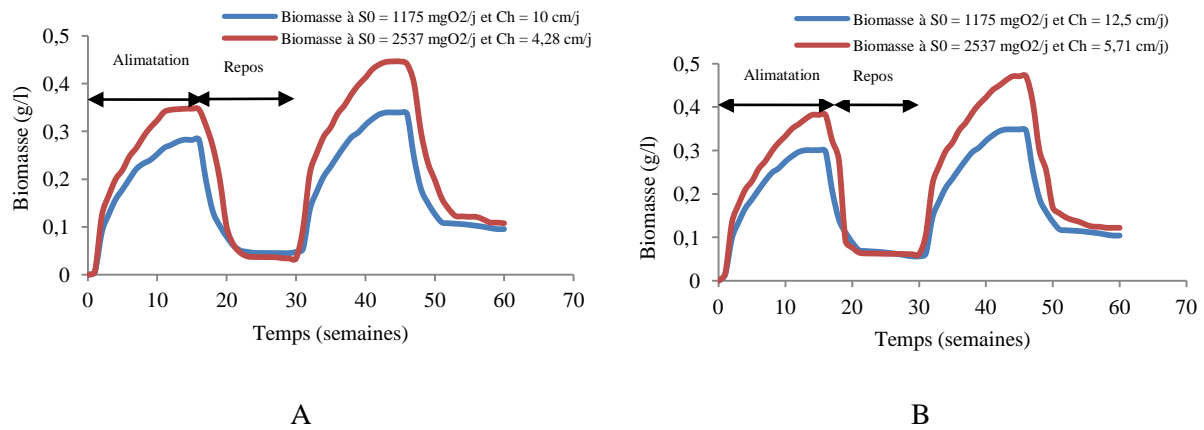


Figure 3 : Taux de biomasse microbienne lors de deux cycles de fonctionnement pour une même charge organique mais à différentes concentrations et à différentes charges hydrauliques

(A → C_o = 34 mgO₂/cm²/j et B → C_o = 45,36 mgO₂/cm²/j)

3-1-2-2- Variation de la porosité libre aux écoulements

Les résultats de la simulation de la variation de l'humidité relative au biofilm des massifs filtrants montrent que, pour la charge organique 34 mgO₂/cm²/j, la valeur maximale de l'humidité est de 0,26 et est obtenue à 13 cm de profondeur pour le couple (S₀=1175 mgO₂/l et C_h= 10 cm/j). Par contre, pour le couple (S₀=2537 mgO₂/l et C_h= 4,28 cm/j), elle est égale à 0,35 et est obtenue à 4 cm de profondeur (Figure 4 A).

Pour la charge organique 45,36 mgO₂/cm²/j, la valeur maximale de l'humidité relative au biofilm est de 0,38 et est obtenue à 16 cm de profondeur pour le couple (S₀=1175 mgO₂/l et C_h= 12,5 cm/j). Avec le couple (S₀=2537 mgO₂/l et C_h= 5,71 cm/j), la valeur maximale de l'humidité est égale à 0,49 et est obtenue à 7 cm de profondeur (Figure 4 B).

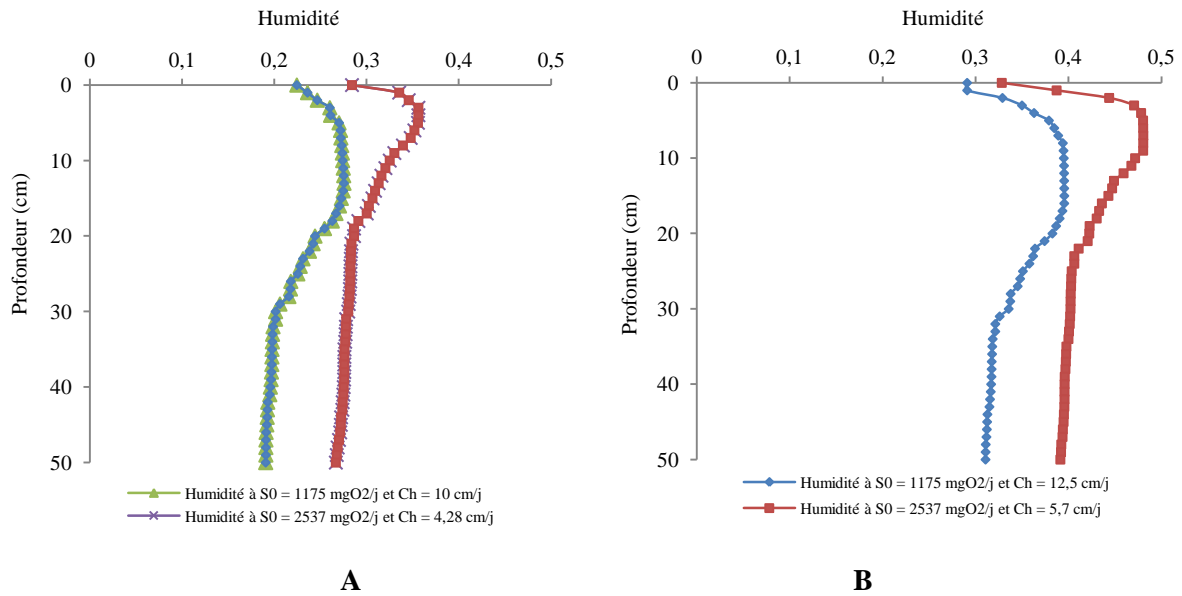


Figure 4 : Humidité pour un même flux organique mais à différentes concentrations et à différentes charges hydrauliques, (A → $C_o = 34 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$ et B → $C_o = 45,36 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$)

Les différentes valeurs de la porosité libre aux écoulements qui résultent de la variation de l'humidité relative au biofilm des massifs filtrants sont présentées dans le tableau 5. Ces résultats montrent que la réduction de la porosité libre aux écoulements est plus importante quand les boues de vidange, fortement concentrées, sont appliquées à de faibles charges hydrauliques comparativement au cas où, faiblement concentrées, les boues sont appliquées à de fortes charges hydrauliques.

Tableau 5 : Porosité libre aux écoulements pour une même charge organique mais à des charges hydrauliques et à des concentrations différentes

Charges organiques ($\text{mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$)	34		45,36	
Concentrations en DCO ($\text{mg O}_2/\text{l}$)	1175	2537	1175	2537
Charges hydrauliques (cm/j)	10	4,28	12,5	5,71
Porosités libres aux écoulements	0,35	0,26	0,23	0,14
Profondeur de l'oxydation (cm)	13	4	16	7

3-1-2-3- Variation des temps de séjour

La variation des temps de séjour est simulée à partir de la variation des débits de restitution qui sont simulés aux charges organiques $34 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$ et $45,36 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$ dans les mêmes conditions que la variation des rendements épuratoires.

Les résultats montrent que pour chaque charge organique, la restitution des débits est plus rapide lorsque la charge hydraulique est élevée. Par contre, lorsque la charge hydraulique est faible, la restitution se prolonge dans le temps (Figure 5).

Ainsi, pour la charge organique $34 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$, lorsque la charge hydraulique est de $10 \text{ cm}/\text{j}$, avec une boue de concentration égale à $1175 \text{ mgO}_2/\text{l}$, le débit de restitution maximale est de $159 \text{ cm}^3/\text{s}$. Par contre, lorsque la charge hydraulique est de $4,28 \text{ cm}/\text{j}$, avec une boue de concentration égale à $2537 \text{ mgO}_2/\text{l}$, le débit de restitution maximale est de $108 \text{ cm}^3/\text{s}$ (Figure 5 A).

Quant à la charge organique $45,36 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$, lorsque la charge hydraulique est de $12,5 \text{ cm}/\text{j}$, avec une boue de concentration égale à $1175 \text{ mgO}_2/\text{l}$, le débit de restitution maximale est de $162 \text{ cm}^3/\text{s}$. Par contre, lorsque la charge hydraulique est de $5,71 \text{ cm}/\text{j}$, avec une boue de concentration égale à $2537 \text{ mgO}_2/\text{l}$, le débit de restitution maximale est de $110,6 \text{ cm}^3/\text{s}$ (Figure 5 B).

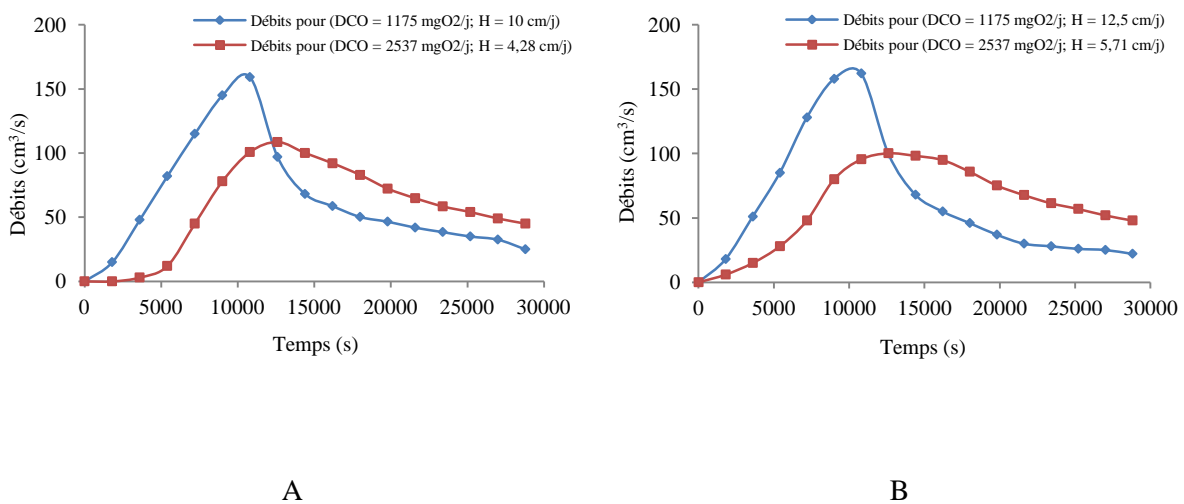


Figure 5 : Débits de restitution pour un même flux organique appliqué à différentes concentrations et à différentes charges hydrauliques (A → $C_o = 34 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$ et B → $C_o = 45,36 \text{ mgO}_2/\text{cm}^2/\text{j}$)

Les temps de séjour qui résultent de cette variation des débits de restitution sont présentés dans le tableau 6. Les résultats montrent que les temps de séjour sont plus longs dans les cas où les boues de forte concentration sont appliquées à de faibles charges hydrauliques comparativement aux cas où les boues de faible concentration sont appliquées à de fortes charges hydrauliques.

Tableau 6 : Temps de séjour des filtrats des boues au sein du sable grossier pour une même charge organique appliquée à des charges hydrauliques et des concentrations différentes

Charges organiques (mgO ₂ /cm ² /j)	34		45,76	
Concentrations en DCO (mg O ₂ /l)	1175	2537	1175	2537
Charges hydrauliques (cm/j)	10	4,28	12,5	5,71
Temps de séjour	4h21mn	6h26mn	4h34mn	6h40mn

3-2- Discussion

Les résultats montrent que le modèle élaboré reproduit bien le fonctionnement réel du Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS). En effet, la comparaison des résultats simulés aux résultats expérimentaux, fourni un coefficient de NASH estimé à 85% et qui est supérieur à 70%/ (Deschesne et *al.*, 2005 ; Hangen et *al.*, 2005).

Au titre de l'amélioration de la compréhension du fonctionnement du LSENS, le modèle permet d'expliquer qu'il est plus aisé de traiter des boues de vidange fortement chargées par le LSENS que des boues de vidange faiblement chargées ; pour une charge organique fixée.

En effet, les résultats expérimentaux montrent que pour la charge organique 34 mgO₂/cm²/j, lorsque des boues de concentration 2537 mgO₂/l sont appliquées à la charge hydraulique 4,28 cm/j, le rendement épuratoire est de 95%. Par contre, pour la même charge organique 34 mgO₂/cm²/j, lorsque des boues de concentration 1175 mgO₂/l sont appliquées à la charge hydraulique 10 cm/j, le rendement épuratoire est de 79%.

Les résultats de la simulation, non seulement confirment ce paradoxe des rendements épuratoires, mais aussi, révèlent que pour une boue de concentration 2537 mgO₂/l appliquée à une charge hydraulique de 4,28 cm/j, l'essentiel de la pollution est retenu dans les quatre premiers centimètres des massifs filtrants et le temps de séjour est de 6h26mn. Par contre, pour une boue de concentration 1175 mgO₂/l appliquée à une charge hydraulique de 10 cm/j, la pollution descend jusqu'à 13 cm de profondeur et le temps de séjour est de 4h21mn..

Les meilleurs rendements épuratoires obtenus avec les boues de fortes concentrations sont liés aux faibles charges hydrauliques auxquelles ces boues sont appliquées. En effet, les résultats des simulations montrent que pour une faible charge hydraulique, la pollution est maintenue près de la surface d'infiltration où son oxydation est maximale du fait de la disponibilité de l'oxygène. Selon Wanko (2005) et Yéo (2018), les boues fortement concentrées créent des gradients de concentration de l'oxygène assez importants entre la surface du massif épuratoire et l'air atmosphérique si bien que la diffusion de l'oxygène à l'intérieur du massif filtrant est accrue. De plus, les résultats des simulations montrent que le temps de séjour de la fraction liquide des boues au sein du milieu poreux est plus long ; lorsque les boues fortement concentrées sont appliquées à des faibles charges hydrauliques. Ainsi, le long temps de contact pollution-biofilm couplé avec une bonne oxygénation conduisent à une bonne oxydation de la pollution azotée et carbonée.

A contrario, cela n'est pas le cas pour des boues de faibles concentrations appliquées à une charge hydraulique élevée. Dans ce cas, les résultats de simulation montrent que la pollution va plus en profondeur (13 cm), hors de portée de l'oxygène qui diffuse à partir de la surface d'infiltration. De plus, les fortes charges hydrauliques réduisent le temps de séjour de la fraction liquide des boues au sein des massifs filtrants. Dans ces conditions, selon Racault *et al.* (1984), Seguret (1998), Kaskassian *et al.* (2009), Mubarak *et al.* (2009) et Kaskassian *et al.* (2012), la pollution ne dispose pas d'assez de temps pour être bien oxydée ; d'où les faibles rendements épuratoires.

Ainsi donc, dans la perspective d'une exploitation à grande échelle de la technologie du LSENS, il est plus aisé de traiter des boues de vidange fortement chargées en les appliquant à des faibles charges

hydrauliques. Dans ce cas, on garantit une bonne efficacité épuratoire, on ralentit le processus de colmatage interne des massifs et on accélère la réversibilité du colmatage lorsqu'il intervient.

4- Conclusion

Pour simuler les mécanismes hydrodynamiques et biologiques qui assurent l'élimination de la pollution lors du traitement des boues de vidange des fosses septiques par LSENS ; un modèle est conçu. Il comporte deux modules représentant les mécanismes hydrodynamiques et les mécanismes biologiques. L'ajustement du modèle a été fait à partir des résultats d'expérimentations réalisées sur deux colonnes de sable.

Les résultats révèlent qu'il est plus aisé de traiter des boues de vidange fortement chargées en les appliquant à des faibles charges hydrauliques. Cela permet de garantir une bonne efficacité épuratoire, de ralentir le processus de colmatage interne des massifs et d'accélère la réversibilité du colmatage lorsqu'il intervient ; contrairement au cas où des boues de faibles charges organiques sont appliquées à de fortes charges hydrauliques.

5- Références

Bien L. B., 2014 : Transferts d'eau et de soluté en milieu non saturé hétérogène à l'échelle d'un pilote de laboratoire ; Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de LYON, Ecole Doctorale de Chimie de LYON ; Spécialité : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, 269p.

Deschesne M., Barraud S. et Bardin J. P., 2005: Experimental assessment of stormwater infiltration evolution', Journal of environmental engineering: pp 1090-1098.

Drouin M., 2010 : Modélisation des écoulements turbulents anisothermes en milieu macroporeux par une approche de double filtrage, vol. Docteur : Université de Toulouse 236 p.

Gnagne T., Yéo T. M., Kouamé Y. F., Konan K. F., 2014: Unsaturated Flow Drying Bed (UFDB): An alternative for treatment of septic tanks ludge ; Journal of Water Resource and Protection, 2014, 6,

454-462, Published Online April 2014 in SciRes. <http://www.scirp.org/journal/jwarp>;
<http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2014.65045>.

Hangen E., Gerke H. H., Schaaf W. et Hüttl R. F., 2005: Assessment of preferential flow processes in a forest-reclaimed lignitic mine soil by multicell sampling of drainage water and three tracers', *Journal of Hydrology* 303: pp 16-37.

Kaskassian S., Chastanet J., Gleize T., Come J. M., Getto D., Barthes V. ET Angulo-Jaramillo R., 2012 : L'essai d'infiltration couplé à un traçage non réactif : un outil pour évaluer le transfert des polluants dans la zone non saturée des sols', *L'eau, l'Industrie, les Nuisances* 349: p 38-45.

Kaskassian S., Gaudet J. P., Chastanet J., Decung F., Angulo-Jaramillo, R., Szenknect, S., Côme, J. M., Getto, D., Barthes, V. et Krimissa, M., 2009 'Projet ANR-PRECODD/TRANSAT 2005-2009 : Evaluation des temps de Transfert, dans la zone Non Saturée des sols, de contaminants dissous ou particules.', *Guide technique* : 106p.

KOFFI K., AUBERTIN M., HERNANDEZ M. A., OUANGRAWA M., CHAPUIS R. P. et BUSSIÈRE B., 2008 : Etude de la conductivité hydraulique des mélanges à granulométrie étalée GéoEdmonton2008. Edmonton, Canada : Edmonton : GeoEdmonton'08 Organizing Committee 107 p.

Kouamé Y. F., Yéo T. M., Gnagne T., Konan K. F., N'gouandi K. F., Yapo O. B., Seka A. et Houenou P. V., 2010 : Stratégie d'élimination de l'azote des boues de vidange par Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS). *J. Soc. Ouest Afr. Chim.* (2010) 029, pp 1-10

Mubarak I., Mailhol J. C., Angulo-Jaramillo R., Bouarfa S. et Ruelle, P., 2009 : 'Effect of temporal variability in soil hydraulic properties on simulated water transfer under high-frequency drip irrigation.', *Agric. Water Management* 96: pp 1547-1559.

Musy A. et Soutter M., 1991 : *Physique du sol*, Collection dérer l'environnement. Presse Polytechniques et Universitaires Romandes, 303 p + annexes.

Peters A. et Durner W., 2009: Design and Performance of a Large Modular Zero-Tension Lysimeter for in-situ Water Collection from Preferential Flow Paths European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2009. Vienna pp 114-180.

Racault Y., Boutin P. et Douat J., 1984 : Etude par traçage du comportement hydraulique d'une lagune d'épuration : Influence de la géométrie du bassin. Revue Française des Sciences de l'eau, 3 (1984), pp 107-218.

Seguret F., 1998 : Etude de l'hydrodynamique des procédés de traitement des eaux à biomasse fixée, application aux lits bactériens et aux biofiltres. Thèse de Mécanique. Université de Bordeaux I. 118 p + annexes.

Wanko A., 2005 : Etude des mécanismes de transfert et évaluation des capacités d'oxygénation et de traitement des dispositifs par cultures fixées sur support granulaire fin. Thèse de doctorat N°99026201, Ecole doctorale MSH, Mathématiques et Sciences de l'information et de l'ingénieur, CEMAGREF. 224 p.

Yéo T. M., 2018 : Hydrodynamique, Hydrocinétique et Colmatage d'un lit de séchage à écoulement non saturé en traitement des boues de vidange des fosses septiques. Thèse de doctorat unique, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, 228 p.