



Journal Homepage: -www.journalijar.com

INTERNATIONAL JOURNAL OF ADVANCED RESEARCH (IJAR)

Article DOI:10.21474/IJAR01/12998
DOI URL: <http://dx.doi.org/10.21474/IJAR01/12998>



RESEARCH ARTICLE

INFLUENCE OF THE SIDE VENTILATION ON THE DURABILITY OF THE FUNCTIONING OF DRYING BEDS WITH NON-SATURATED FLOW IN TREATMENT OF SEPTIC TANK SLUDGE

Yéo Ténéna Martial¹, Koné Kinanpara^{1,2}, Bony Kotchi Yves^{1,2}, Kouamé Yao Francis¹ and Gnagne Théophile³

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

Manuscript Info

Manuscript History

Received: 05 April 2021
Final Accepted: 09 May 2021
Published: June 2021

Key words:-

Ventilation, Biofilm, Faecal Sludge, Organic Load, Clogging

Abstract

The non-saturated Flow Drying Beds allow efficient treatment of septic tank sludge. However, they are vulnerable to clogging. To ensure the sustainability of this technology, through an additional supply of oxygen from the lateral surface, a flow model coupled with the variation of the biofilm has been developed. The calibration, validation and comparison of the simulated and experimental results were made from the NASH criterion. The simulations focused on two types of reactors. A reactor with pores on its side surface is called a ventilated reactor (VR). The second is then called an unventilated reactor (UVR). The results show that the maximum applicable organic load is 43.3 mgO₂ / cm² / d at the UVR level and 51.8 mgO₂ / cm² / d at the VR level. In addition, the reduction in free flow porosity is 93.33% at the UVR level and 81% at the AR level. In addition, the results show that when the hydraulic head is less than 5 cm / d, the COD removal efficiency is 96.19% at the UVR level and 95.64% at the VR level. But, when the load is greater than 5 cm / d, the yield is 92.65% at the level of the UVR and of 94.95% at the level of the VR. Thus, in the context of a large-scale operation, lateral ventilation is essential. It guarantees good purification efficiency, slows down internal clogging of beds and accelerates its reversibility when it occurs.

Copy Right, IJAR, 2021.. All rights reserved.

Introduction:-

Le Lit de Séchage à Ecoulement Non Saturé (LSENS) qui fait partir des filières d'épuration par cultures fixées sur supports, est un procédé d'épuration essentiellement aérobie. A cet égard, la disponibilité de l'oxygène est un facteur essentiel pour son fonctionnement (Kouamé *et al.*, 2010 ; Gnagne *et al.*, 2014 ; Yéo, 2018).

Les résultats d'expérimentation mettent en exergue la réduction de l'espace poral au fil des alimentations des LSENS avec les boues de vidange des fosses septiques qui pourrait aboutir au colmatage interne des massifs épuratoires (Yéo *et al.*, 2008). Pour y remédier, des essais d'expérimentation ont été faits sur deux colonnes de sable. La première qui est munie de pores d'aération latérale permettant un apport supplémentaire d'oxygène, est appelée réacteur aéré

Corresponding Author:- Koné Kinanpara

Address:- Unité de Formation et de Recherche en Environnement, Université Jean Lorougnon Guede, BP 150 Daloa, Cote d'Ivoire.

(RA). La seconde qui n'a pas d'aération latérale est appelée réacteur non aéré (RNA). Avec une boue de vidange dont la charge organique en DCO est de 1175 mgO₂/l, les essais sont réalisés à cinq charges hydrauliques (3,5 cm/j ; 5 cm/j ; 7,5 cm/j ; 10 cm/j et 12,5 cm/j). Les résultats montrent qu'en dessous de la charge 7,5 cm/j, les rendements d'épuration sont meilleurs au niveau du RNA. Par contre, l'épuration est meilleure avec le RA au-delà de la charge 7,5 cm/j jusqu'à la charge 12,5 cm/j.

Cependant, le fait que les essais ont été faits à des charges hydrauliques ponctuelles, ne permet pas de tirer des conclusions irréfutables quant à la limite de la charge qui exige une aération latérale des LSNS, dans la perspective d'une exploitation de la technologie à grande échelle.

L'objectif de la présente étude est de déterminer les exigences de l'aération latérale qui garantit la meilleure durabilité du fonctionnement d'un LSNS, à partir de la simulation de l'efficacité épuratoire avec un réacteur aéré (RA) et un réacteur non aéré (RNA).

Spécifiquement, il s'agit (1) de déterminer la charge maximale traitable par chaque réacteur à travers la mesure de la réduction de la porosité libre aux écoulements des massifs, (2) d'estimer l'efficacité épuratoire à travers la variation de la DCO des filtrats et (3) d'évaluer le phénomène de la respiration endogène à travers la variation de la biomasse microbienne au sein des massifs filtrants.

Matériel et Méthodes:-

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 moyen. Au-dessus de chaque colonne, il y a un diffuseur qui assure une bonne répartition de l'effluent sur la surface d'infiltration.

La boue de vidange utilisée est caractérisée par une DCO, un NTK, une turbidité et un pH respectivement estimés à 1175 mg O₂/l, 1447 mg/l, 1342 UNT et 7,46.

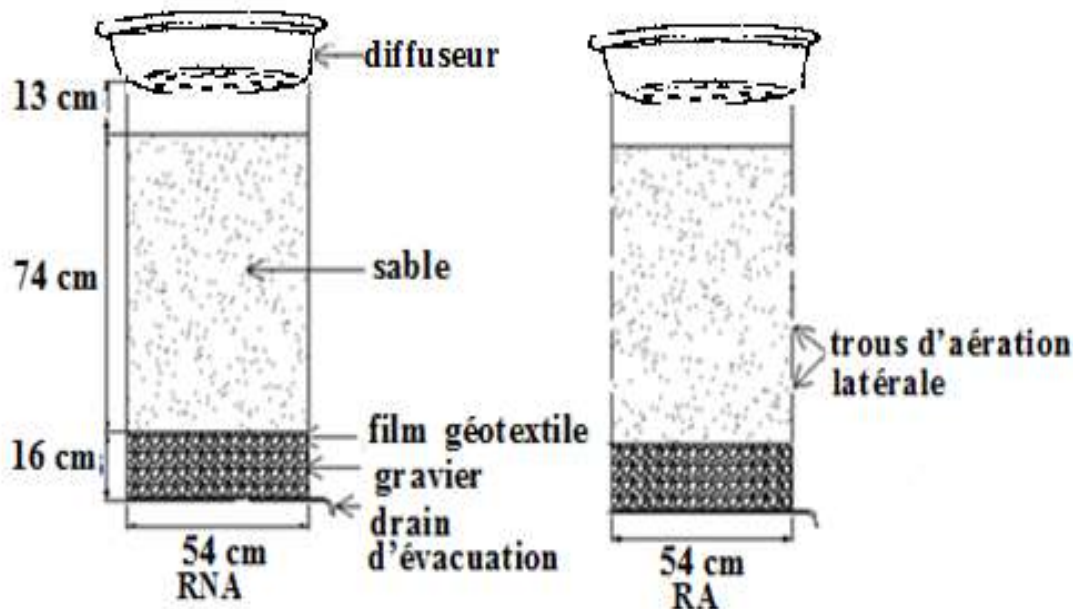


Figure 1:- Schéma du dispositif expérimental (Réacteur Non Aéré (RNA) ; Réacteur Aéré (RA)).

Méthodes:-**Alimentation du dispositif**

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

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.

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.

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

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 physico-chimiques résumées dans le Tableau 1.

Tableau 1:- 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

Modélisation du fonctionnement hydrodynamique et hydro-cinétique**Formulation mathématique des mécanismes de l'épuration****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) ; $K(\theta)$ = 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 (2018) montre 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.

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 équivalent à la croissance bactérienne tandis que le deuxième terme exprime la respiration endogène équivalent 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 suivante (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 obtenues sont : la teneur en eau, la concentration de la DCO, la concentration de l'oxygène et la teneur en biomasse microbienne.

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 œud interne du massif filtrant.

Equation hydrodynamique

La forme discrète de l'équation qui estime la valeur des débits à chaque œud 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 succion sont négligeables. Cette hypothèse a permis d'aboutir à une égalité entre q et $K(\theta)$.

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 .

Equation des transferts de l'oxygène

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

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

Equation des transferts de la DCO

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

$$C_{DCO_i}^{j+1} = \frac{\theta_i^j}{\theta_i^{j+1}} C_{DCO_i}^j + \frac{\theta_i^j}{\theta_i^{j+1}} \frac{\Delta t}{\Delta z^2} D_{DCO}(\theta_i^j) * (C_{DCO_{i+1}}^j - 2C_{DCO_i}^j + C_{DCO_{i-1}}^j) -$$

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

Equation de la variation du biofilm microbien

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

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

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 les développements 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% (DESCHESSNE 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.

Résultatset Discussion:-

Résultats

Comparaison des résultats simulés aux résultats expérimentaux

La comparaison des résultats simulés aux résultats expérimentaux est faite pour vérifier l'aptitude du modèle à reproduire le fonctionnement réel des colonnes de sable.

Les valeurs des paramètres du sable et des boues de vidanges sont consignées dans les tableaux 2 et 3.

Tableau 2:- Caractéristiques du sable utilise.

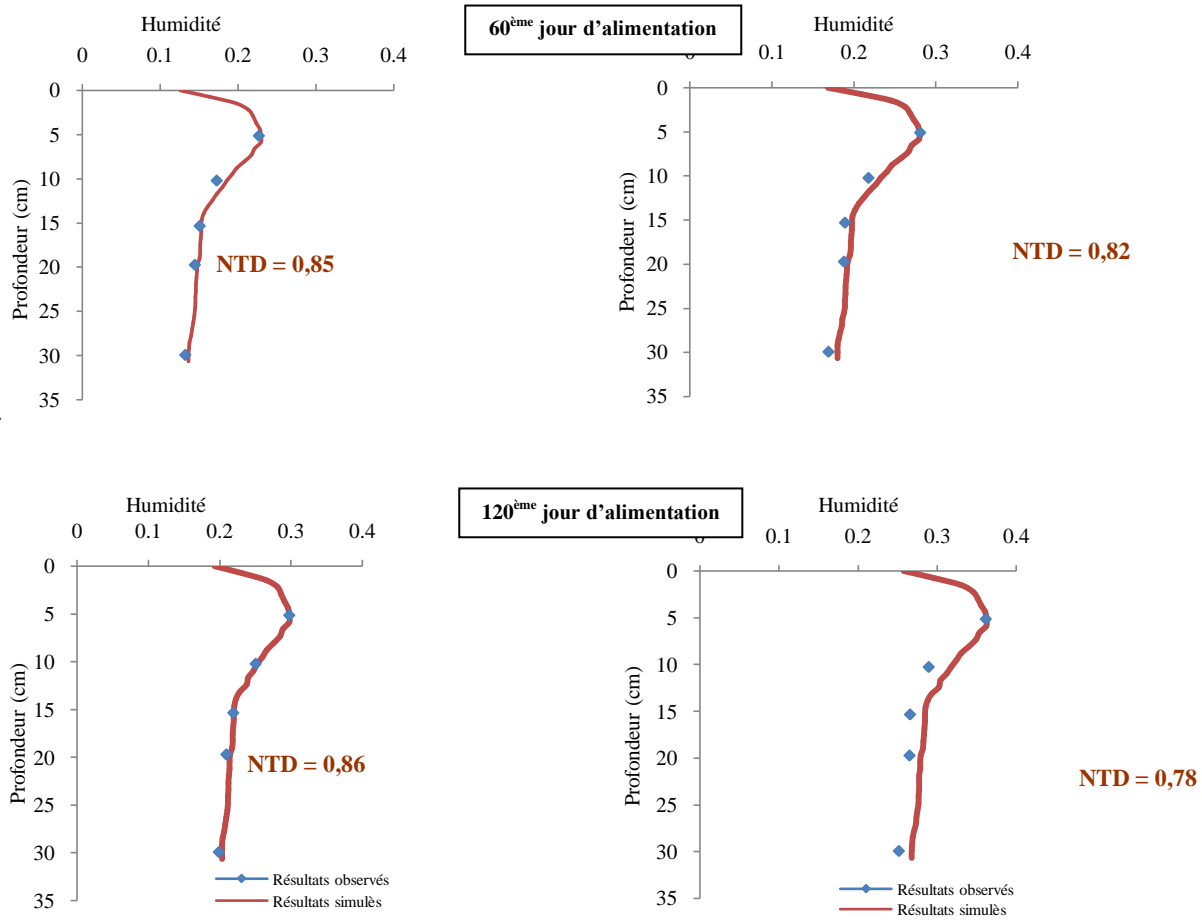
Paramètres des sables	Θ_s	Θ_r	K_s (cm/s)	n	α
Valeurs	0,48	0,05	0,0172	1,37	0,016

Tableau 3:- Caractéristiques des boues de vidange.

Paramètres des boues	DCO (mg O ₂ /l)	NTK (mg/l)	Turbidité (UNT)	pH
Valeurs moyennes	1175	1447	1342	7,46

Comparaison des résultats au niveau du fonctionnement hydrodynamique

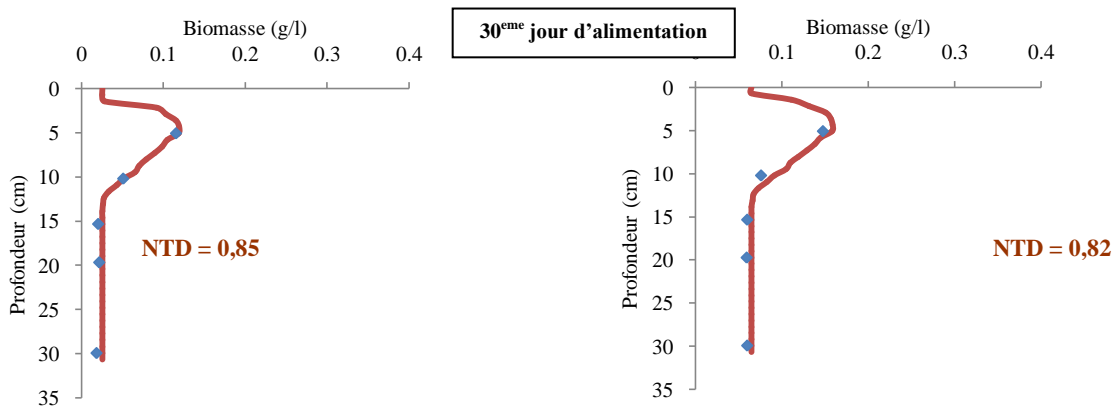
L'analyse porte sur l'humidité des massifs filtrants. Les résultats de la comparaison des valeurs simulées aux valeurs observées, à la charge hydraulique 10 cm/j, et aux 60^{ème} et 120^{ème} jours de fonctionnement, révèlent des coefficients de NASH dont la moyenne est de 0,82 (Figure 2). Cela témoigne d'une bonne corrélation entre ces deux séries de valeurs de l'humidité.



RA RNA
Figure 2:- Humidité simulées et humidité observées à la charge hydraulique 10 cm/j au niveau des réacteurs aéré (RA) et non aéré (RNA).

Comparaison des résultats au niveau de la croissance du biofilm

Les résultats de la comparaison du biofilm simulé au biofilm observé à la charge hydraulique 10 cm/j et aux 30^{ème}, 60^{ème} et 90^{ème} jours de fonctionnement, donnent des coefficients de NASH dont la valeur moyenne est de 0,83. Cette valeur supérieure à 0,70 traduit une bonne corrélation entre les deux types de biofilm (Figure 3).



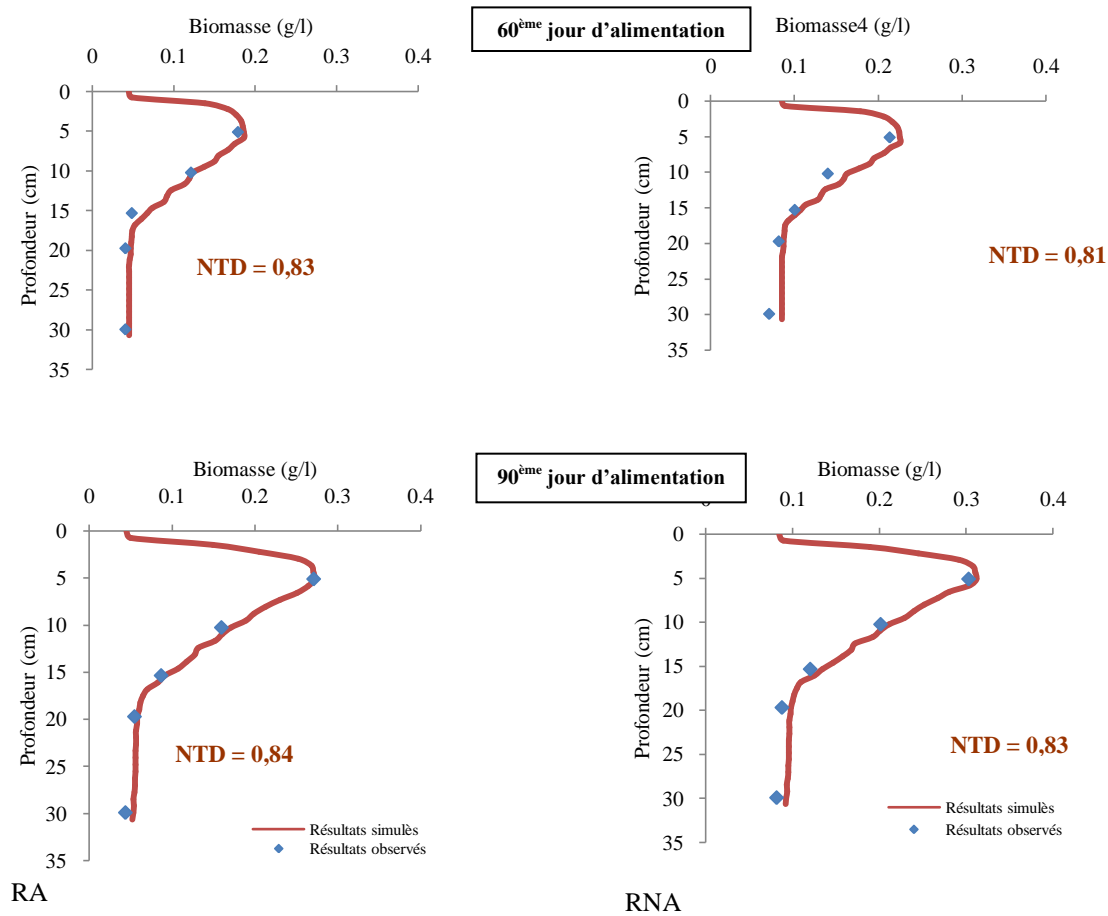


Figure 3:- Biofilm observé et biofilm simulé à la charge hydraulique 10 cm/j et aux 30^{ème}, 60^{ème} et 90^{ème} jours de fonctionnement au niveau des colonnes à sable aérée (RA) et non aérée (RNA).

Comparaison des résultats au niveau des rendementsépuratoires

Les résultats de la comparaison des valeurs simulées de la DCO des filtrats aux valeurs observées à la charge hydraulique 12,5 cm/j et à différentes concentrations, présentent une bonne corrélation entre ces deux séries de valeurs de la DCO. En effet, la moyenne des coefficients de NASH estimée à 0,86, est supérieure à 0,70 (Figure 4).

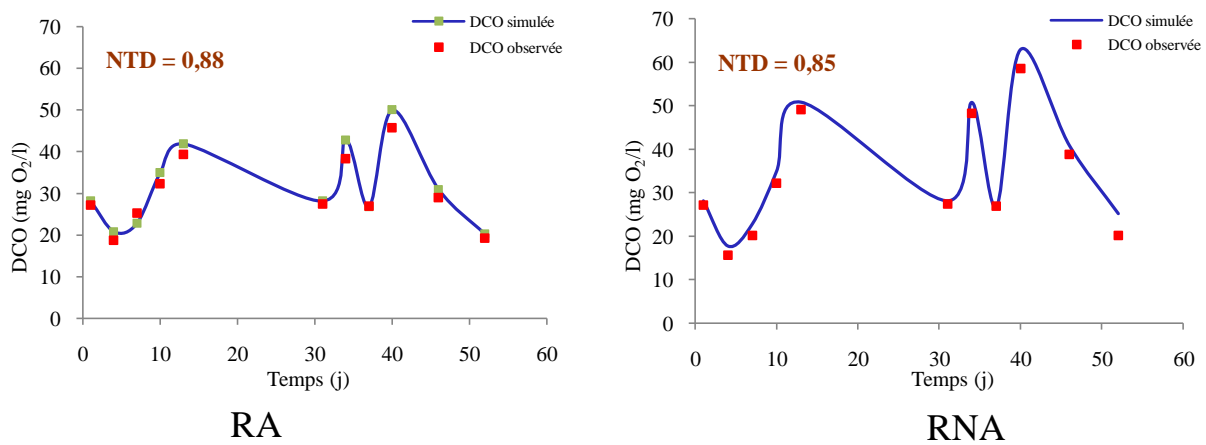


Figure 4:- DCO simulée et observée au niveau des réacteurs à sable aéré (RA) et non aéré (RNA) à la charge 12,5 cm/j.

L'analyse de l'ensemble des coefficients de NASH issus de la comparaison des données simulées aux données observées (0,82 au niveau de l'humidité, 0,83 au niveau de la biomasse microbienne et 0,86 au niveau de la DCO), confirme que le modèle reproduit assez fidèlement le fonctionnement des deux réacteurs.

Le modèle peut donc être utilisé pour déterminer l'influence de l'aération latérale (1) sur la charge hydraulique maximale traitable, (2) sur la variation des rendements d'élimination de la DCO et (3) sur la respiration endogène.

Influence de l'aération latérale sur la durabilité des mécanismes de l'épuration

Influence de l'aération latérale sur la charge maximale traitable

Les résultats expérimentaux montrent que, contrairement à l'eau claire, l'alimentation des massifs filtrants avec les boues de vidange induit une augmentation de l'humidité liée au biofilm (θ_{bio}) qui s'accompagne d'une réduction de la porosité libre aux écoulements ($\theta_s - \theta_{bio}$). Cet état de fait peut s'accroître avec l'augmentation de la charge organique représentée par la charge hydraulique pour une pollution incidente fixe. Ainsi, déterminer la charge organique maximale traitable revient, à déterminer pour chaque type de réacteur (aéré ou non aéré), la charge hydraulique pour laquelle la réduction de la porosité libre aux écoulements est maximale.

Les simulations sont faites à des charges hydrauliques croissantes sur du sable moyen et avec une boue de vidange dont les valeurs des paramètres sont présentées respectivement dans les tableaux 2 et 4. Les simulations débutent à la charge 3,5 cm/j correspondant à une charge organique de 8,66 mgO₂/cm²/j et la détermination de l'humidité liée au biofilm est faite deux jours après chaque alimentation.

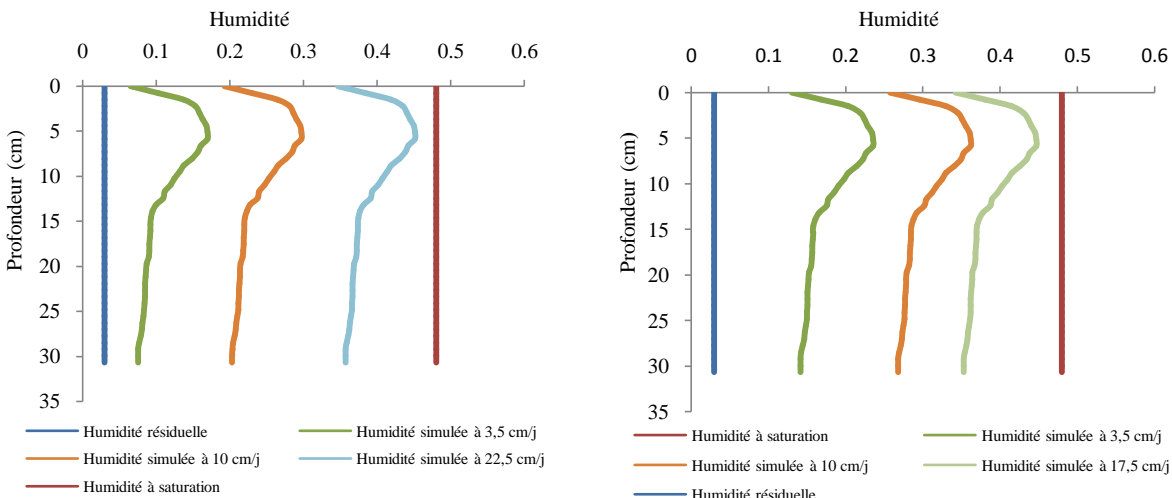
Le passage d'une charge hydraulique à une autre charge supérieure intervient lorsque la variation du débit de restitution maximale (ΔQ_{max}) est inférieure à 10⁻³. L'opération se répète jusqu'à ce que la porosité libre aux écoulements soit réduite d'au moins 93% de sa valeur initiale.

Tableau 4:- Caractéristiques physico-chimiques des boues de vidange utilisées lors des simulations.

Paramètres des boues	DCO (mg O ₂ /l)	NTK (mg/l)	Turbidité (UNT)	pH
Valeurs moyennes	1175	1447	1342	7,46

Les résultats montrent que l'augmentation de l'humidité relative au biofilm est plus intense au niveau des dix premiers centimètres des massifs filtrants de chaque réacteur. De plus, pour une charge hydraulique considérée, l'augmentation de l'humidité relative au biofilm est plus importante au sein du réacteur non aéré (RNA) qu'au sein du réacteur aéré (RA) (Figure 5).

En effet, au niveau du RA, elle y est passée de 0,03 (humidité résiduelle) à 0,16 ; 0,29 et 0,45 lorsque la charge passe respectivement de 8,66 mgO₂/cm²/j à 24,74 mgO₂/cm²/j et à 51,8 mgO₂/cm²/j. Quant au RNA, elle y est passée de 0,03 (humidité résiduelle) à 0,23 ; 0,36 et 0,44 lorsque la charge organique passe respectivement de 8,66 mgO₂/cm²/j à 24,74 mgO₂/cm²/j et à 43,3 mgO₂/cm²/j.



RA

RNA

Figure 5:- Humidité simulée au niveau des réacteurs aéré (RA) et non aéré (RNA) à différentes charges. L'augmentation de l'humidité relative au biofilm s'accompagne de la réduction de la porosité libre aux écoulements. Pour une charge hydraulique considérée, la réduction de la porosité libre aux écoulements est plus importante au niveau du RNA (Tableau 5).

Par ailleurs, exprimée en pourcentage, la réduction de la porosité libre aux écoulements atteint 93,33% à la charge organique 43,3 mgO₂/cm²/j au niveau du RNA. Elle est donc la charge organique maximale traitable pour le RNA. Quant au RA, elle atteint 94,01% à la charge organique 51,8 mgO₂/cm²/j. Cette charge est donc la charge organique maximale traitable pour le RA.

Tableau 5:- Variation de la porosité libre aux écoulements suivant la charge hydraulique appliquée au niveau des colonnes aérées (RA) et non aérées (RNA).

Charges hydrauliques (cm/j)		3,5	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5
Porosité libre aux écoulements	RA	0,31	0,29	0,22	0,18	0,16	0,12	0,09	0,07	0,03
	RNA	0,24	0,22	0,17	0,12	0,09	0,06	0,03	Réacteur non fonctionnel	

Le tableau 6 présente une analyse comparée des principaux paramètres hydrodynamiques des deux réacteurs.

Tableau 6:- Résultats comparés au niveau des deux réacteurs.

	Porosité libre aux écoulements en début de simulation	Porosité libre aux écoulements en fin de simulation	Charge organique traitable (mgO ₂ /cm/j)	Temps de fonctionnement pour que le Q _{max} se stabilise (mois)
RA	0,48	0,029	51,8	04
RNA	0,48	0,033	43,3	03

En outre, les résultats des simulations montrent que l'aération latérale contribue à réduire d'environ une (1) heure le temps de séjour de la fraction liquide des boues au sein des massifs filtrants (Tableau 7).

Tableau 7:- Variation des temps de séjour (T_s) suivant les charges hydrauliques appliquées.

Charges hydrauliques (cm/j)	3,5	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5
T _s au niveau du RA	8h57	9h10	9h41	9h55	10h02	10h28	10h54	11h16	11h41
T _s au niveau du RNA	9h49	10h15	10h43	10h52	11h19	11h28	11h45	Non fonctionnel	

Influence de l'aération latérale sur les rendements séparatoires

Les simulations de la variation de la DCO des filtrats à des charges croissantes allant de 3,5 cm/j à 22,5 cm/j au niveau du RA et à 17,5 cm/j au niveau du RNA, relèvent qu'elle se fait en deux phases : une phase de réduction suivie d'une phase de stabilisation (Figure 6).

Au niveau du RA, la phase de réduction s'étend sur les 70 premiers jours de fonctionnement mais l'essentiel de la DCO est éliminé pendant les 20 premiers jours. Pendant les phases de stabilisation, la concentration de la DCO des filtrats est de 39,26 mgO₂/l à la charge, 3,5 cm/j, 48,73 mgO₂/l à la charge 10 cm/j et 63,46 mgO₂/l à la charge 22,5 cm/j.

Quant au RNA, l'essentiel de la DCO est éliminé pendant les 10 premiers jours et la phase de réduction s'étend sur les 60 premiers jours de fonctionnement. Pour les différentes phases de stabilisation, la concentration de la DCO des

filtratsest de 30,44 mgO₂/l à la charge 3,5 cm/j, 70,80 mgO₂/l à la charge 10 cm/j et 86,15 mgO₂/l à la charge 17,5 cm/j.

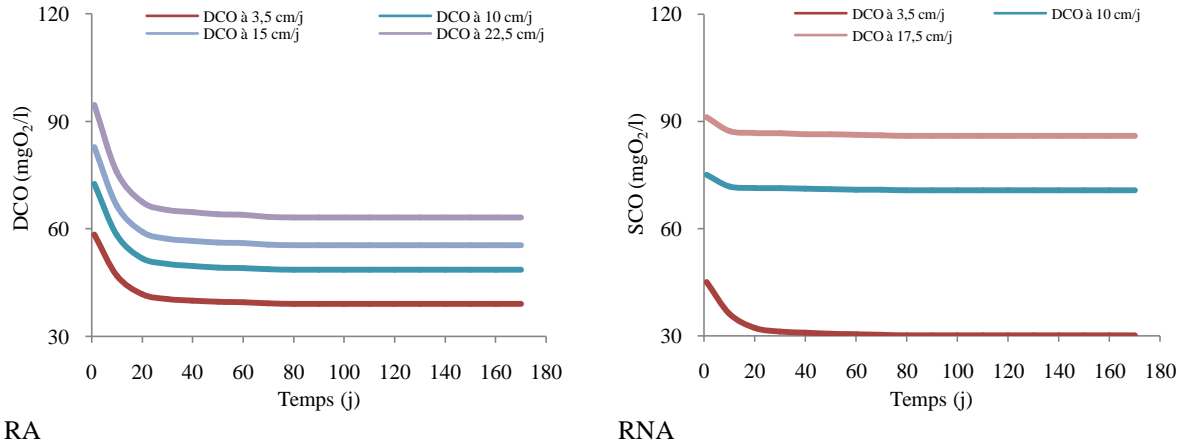


Figure 6:- DCO des filtrats du RA et du RNA à différentes charges hydrauliques.

Les résultatsmontrentaussi que, lorsque la charge hydrauliqueestinférieure à 5 cm/j, les rendementsd'élimination de la DCO sontmeilleurs au niveau du RNA. Par contre, lorsqu'elleest supérieure à 5 cm/j, les rendementssontmeilleurs au niveau du RA (Tableau 8).

Tableau 8:- Rendementsd'élimination de la DCO à différentes charges hydrauliques au niveau des réacteursaéré (RA) et non aéré (RNA).

Charges hydrauliques (cm/j)		3,5	5	7,5	10	12,5	15	17,5	20	22,5
Rendementsépuratoires de la DCO (%)	RA	96,65	96,19	96	95,84	95,46	95,25	94,95	94,73	94,59
	RNA	97,42	95,64	94,5	93,95	93,4	93,1	92,65	Non fonctionnel	

Influence de l'aérationlatérale sur la respiration endogène au sein des LSENS

En rappel, un cycle de fonctionnementcomporteunepérioded'alimentation (A_i) suivied'unepériode de repos (R_p). Une périoded'alimentationestune succession de phases d'alimentations et de phases de repos jusqu'àce que la variation du débit de restitution maximalesoitinférieure à 10⁻³cm³/s.

La biomasseétant simulée à cinq centimètres de profondeur et à des charges croissantesallant de 3,5 cm/j à 22,5 cm/j pour le réacteursaéré (RA) et de 3,5 cm/j à 17,5 cm/j pour le réacteur non aéré (RNA), les résultats des simulations montrent que la croissance de la biomassemicrobienne au coursd'unepérioded'alimentationest suivie de sadécroissance pendant la période de repos qui suit (Figures 7 et 8).

De plus, l'accumulation de la biomassemicrobienne au sein des massifs filtrants s'accroît lorsque la charge hydrauliqueaugmente. Ainsi, au niveau du RA, de 0,26 g/l à la charge hydraulique 3,5 cm/j, elle passe à 0,27 g/l ; à 0,33 g/l et à 0,35 g/l, lorsque la charge hydraulique passe respectivement à 5 cm/j ; à 10 cm/j et à 15 cm/j (Figure 7). Quant au RNA, la biomasse passe de 0,30 g/l à 0,33 g/l ; à 0,37 g/l et à 0,39 g/l, lorsque la charge hydraulique passe respectivement de 3,5 cm/j à 5 cm/j ; à 10 cm/j et à 15 cm/j (Figure 8).

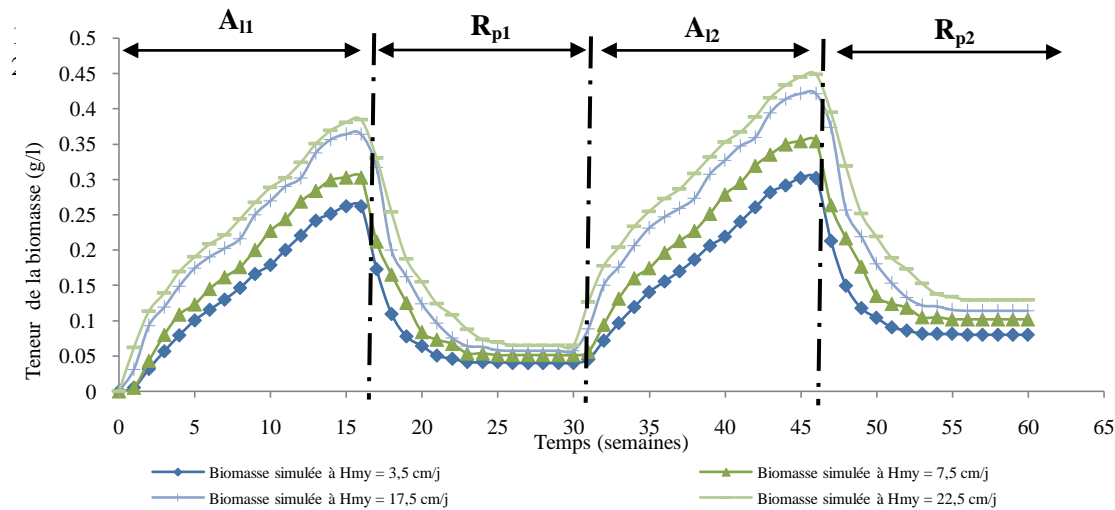


Figure 7:- Variation de la biomasse simulée à cinq centimètres de profondeur au cours de deux cycles de fonctionnement du RA (A_{I1} = première période d'alimentations, R_{p1} = première période de repos ; A_{I2} = deuxième période d'alimentations, R_{p2} =deuxième période de repos).

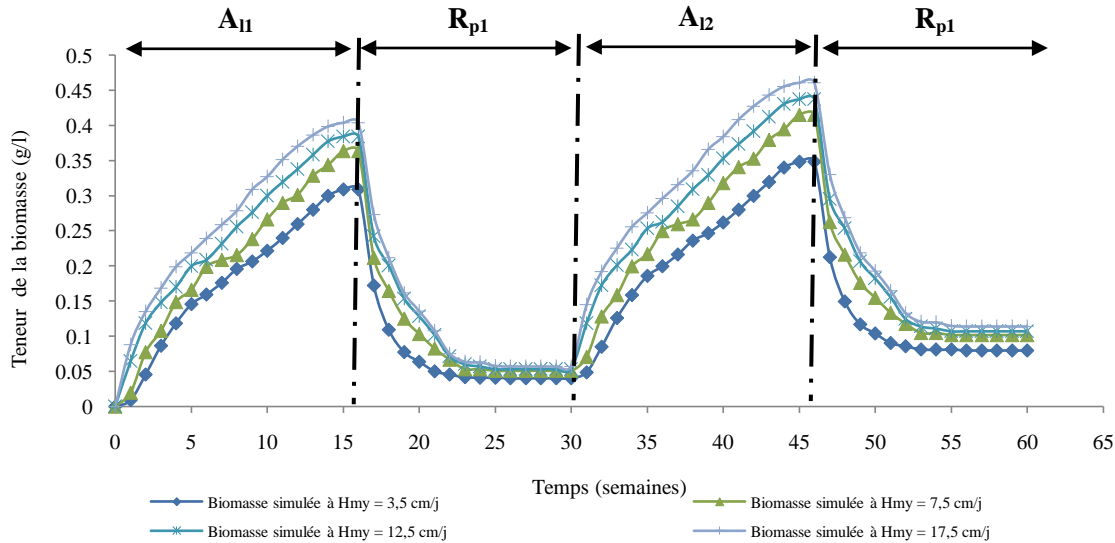


Figure 8 :- Variation de la biomasse simulée à cinq centimètres de profondeur au cours de deux cycles de fonctionnement du RNA (A_{I1} = première période d'alimentations, R_{p1} = première période de repos ; A_{I2} = deuxième période d'alimentation, R_{p2} =deuxième période de repos).

Par ailleurs, plus l'accumulation de la biomasse est importante, plus le temps de sa résorption est long. Pour la première période de repos (R_{p1}) au niveau du RA et du RNA, les temps de résorption de la biomasse microbienne sont présentés dans le tableau 9. Lorsque la charge hydraulique est supérieure à 5 cm/j, les temps de résorption de la biomasse sont plus longs au niveau du RNA.

Tableau 9:- Temps mis pour résorber la biomasse microbienne lors de la première période de repos (R_{p1}) suivant les charges hydrauliques appliquées.

Charges hydrauliques (cm/j)		3, 5	5	7, 5	10	12, 5	15	17, 5	20	22,5
Temps mis pour la résorption de la biomasse (semaines)	RA	3	3	3	3, 5	4	4	4	4	4
	RN A	3	3	4	4	5	5	6	Non fonctionnel	

Quant à la deuxième période de repos (R_{p2}), pour chaque charge hydraulique appliquée, les temps de résorption de la biomasse sont plus longs au niveau du RNA (Tableau 9).

Tableau 10:- Temps mis pour résorber la biomasse microbienne lors de la deuxième période de repos (R_{p2}) suivant les charges hydrauliques appliquées.

Charges hydrauliques (cm/j)		3, 5	5	7, 5	10	12, 5	15	17, 5	20	22,5
Temps mis pour la résorption de la biomasse (semaines)	RA	3	3, 5	3, 5	4	4,5	4, 5	4,5	5	5,5
	RN A	3, 5	4, 5	5	5, 5	7	7, 5	7,5	Non fonctionnel	

Les résultats montrent aussi l'existence d'une fraction de la biomasse non dégradée dont la quantité dépend à la fois du type de réacteur et de la charge hydraulique (Tableau 11). Pour chaque charge hydraulique appliquée, elle est toujours plus importante au niveau du RNA.

Tableau 11:- Fraction de la biomasse non dégradée à la fin de chaque période de repos.

Période de repos		Fin de la 1 ^{ère} période de repos (R _{p1})	Fin de la 2 ^{ème} période de repos (R _{p2})
Fraction de la biomasse non dégradée (g/l)	RA	de 0,032 à 0,049	de 0,068 à 0,109
	RN	de 0,04 à 0,057	de 0,080 à 0,114
	A		

Discussion:-

Les résultats montrent que le modèle élaboré reproduit bien le fonctionnement réel du Lit de Séchage à Écoulement Non Saturé (LSENS), aussi bien au niveau du fonctionnement hydrodynamique que du fonctionnement hydrocinétique. En effet, la comparaison des résultats simulés aux résultats expérimentaux fournit des coefficients de NASH estimés à 0,82 au niveau de l'humidité des massifs filtrants, 0,83 au niveau de la biomasse microbienne et 0,86 au niveau de la DCO. Supérieures à 0,70, ces valeurs du coefficient de NASH montrent que les résultats fournis par le modèle sont conformes aux résultats expérimentaux. Elles autorisent donc l'utilisation du modèle pour décrire les situations de fonctionnement non étudiées lors des essais d'expérimentation (Tarik et Noureddine, 2004 ; Deschesne *et al.*, 2005 ; Hangen *et al.*, 2005).

Il s'agit de la détermination de l'influence de l'aération latérale (1) sur la charge maximale traitable, (2) sur la variation des rendements d'élimination de la DCO et (3) sur la respiration endogène.

Au niveau de la prédiction du fonctionnement et du dimensionnement, les capacités de traitement des LSENS sont déterminées pour le réacteur non aéré (RNA) et le réacteur aéré (RA). En fait, dans la pratique, le dimensionnement est fait à partir des caractéristiques du sable disponible, de la teneur en DCO des boues de vidange et du rendement souhaité. Ainsi les simulations montrent que la charge organique maximale applicable est de 43,3 mgO₂/cm²/j au niveau du RNA et de 51,8 mgO₂/cm²/j au niveau du RA. En outre, les simulations montrent que la réduction de la porosité libre aux écoulements est de 93,33% au niveau du RNA et de 81% au niveau du RA. De plus, les simulations montrent que les temps de séjour sont toujours supérieurs d'au moins une (1) heure au niveau du RNA comparativement au RA.

Au niveau de l'efficacité épuratoire, les simulations (avec une boue de 1175 mgO₂/l) montrent que, lorsque la charge hydraulique est inférieure à 5 cm/j, le rendement d'élimination de la DCO est de 96,19% au niveau du RNA et de 95,64% au niveau du RA. Par contre, lorsqu'elle est supérieure à 5 cm/j, le rendement est de 92,65% au niveau du RNA et de 94,95% au niveau du RA.

L'aération latérale des LSENS est donc néfaste lorsque les charges hydrauliques sont faibles. Cela est lié à la réduction des temps de séjour des effluents au sein des massifs filtrants qu'engendre l'aération latérale. Dans ces conditions, la pollution ne dispose pas d'assez de temps pour y être bien oxydée comparativement au cas des réacteurs non aérés où le temps de séjour est plus long (Racault *et al.*, 1984 ; Seguret, 1998 ; Mubarak *et al.*, 2009 et Kaskasian *et al.*, 2012).

Par contre, lorsque la charge hydraulique augmente, l'aération latérale devient indispensable. En effet, lorsque la charge augmente, les simulations montrent que, la pollution s'enfonce plus en profondeur. Dans ces conditions, l'oxygénation des massifs filtrants par diffusion à travers la surface d'infiltration ne permet plus l'oxydation de toute cette pollution enfouie (Wanko, 2005). De ce fait, l'aération diffusive à travers la surface latérale, apporte l'oxygène supplémentaire nécessaire pour l'oxydation de la pollution enfouie. C'est ce qui justifie les meilleurs rendements de purification au niveau du RA. Par ailleurs, en assurant une bonne oxydation de la pollution au sein des massifs filtrants, l'aération latérale ralentit l'occupation de l'espace poreux par le biofilm et par conséquent, ralentit le colmatage.

Cet état de fait justifie également les résultats des simulations sur la respiration endogène au sein des massifs filtrants qui est une activité essentiellement aérobie. En effet, la résorption de la biomasse microbienne accumulée dans les massifs lors des alimentations est plus rapide au niveau du RA en raison des deux sources d'approvisionnement en oxygène des massifs filtrants. Ce qui n'est pas le cas au niveau du RNA où le phénomène est plus lent. En fait, selon Cooper (2004), Yéou *et al.* (2008), Gnagne *et al.* (2014), Karra et Maslouhi (2015) et Onema (2015), c'est cette lenteur de la résorption de la biomasse microbienne qui conduit au colmatage rapide des RNA comparativement aux RA.

Ainsidonc, dans le cadre d'une exploitation à grande échelle de la technologie du LSENS, l'aération est indispensable car elle garantit une bonne efficacité épuratoire, ralentit le processus de colmatage interne des massifs et accélère la réversibilité du colmatage lorsqu'il intervient.

Conclusion:-

Un modèle simulant les mécanismes hydrodynamiques et biologiques qui assurent l'élimination de la pollution lors du traitement des boues de vidange des fosses septiques par LSENS 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 moyennant une estmunie d'un système d'aération latérale et est appelée Réacteur Aéré (RA). La seconde est donc appelée Réacteur Non Aéré (RNA).

Les résultats des simulations montrent que dans la perspective d'une exploitation à grande échelle de la technologie du Lit de Séchage à Écoulement Non Saturé (LSENS), l'aération latérale est indispensable. En effet, tout en assurant une bonne efficacité épuratoire au LSENS, elle ralentit le processus de colmatage interne des massifs. De plus, lorsque le colmatage intervient, l'aération latérale accélère sa réversibilité qui est néanmoins partielle.

References:-

1. **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.
2. **Cooper P., 2004:** The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. 9th international conference on wetland systems for water pollution control Avignon (France) 26-30th Sept 2004, pp 25-33.
3. **Deschesne M., Barraud S. et Bardin J. P., 2005:** Experimental assessment of stormwater infiltration evolution', Journal of environmental engineering: pp 1090-1098.
4. **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>
5. **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.
6. **Karra R. et Maslouhi A., 2015 :** Modélisation de l'effet de la frange capillaire sur l'écoulement dans un milieu poreux non saturé. Laboratoire Interdisciplinaire en Ressources Naturelles et en Environnement (LIRNE), Université Ibn Tofail, Faculté des Sciences de Kenitra, BP n° 133, Maroc ; 32p.
7. **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.
8. **Koffi K., Aubertin M., Hernandez M. A., Ouangrawa M., Chapuis R. P. et Bussiere B., 2008 :** Etude de la conductivité hydraulique des mélanges à granulométrie étalée GéoEdmonton 2008. Edmonton, Canada: Edmonton: GeoEdmonton'08 Organizing Committee 107 p.
9. **Kouamé Y. F., Gnagne T., Konan K. F., Yéo T. M., Houenou P. V. et Brissaud F., 2008 :** Choix du matériau poreux pour l'épuration des boues de vidange des fosses septiques par Lit de Séchage à Écoulement Non Saturé (LSENS). Numéro Spécial Afrique – Tribune De L'eau 2008, N°642, 10 p.
10. **Kouamé Y. F., Yéo T. M., Gnagne T., Konan K. F., N'gouandi K. F., Yapo O. B., Séka A. et Houenou P. V., 2010 :** Stratégie d'élimination de l'azote des boues de vidange par Lit de Séchage à Écoulement Non Saturé (LSENS). J. Soc. Ouest Afr. Chim. (2010) 029, pp 1-10.
11. **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.
12. **Musy A. et Soutter M., 1991 :** Physique du sol. Collection dériver l'environnement. Presse Polytechniques et Universitaires Romandes, 303 p + annexes.
13. **Onema, 2015 :** Amélioration du rejet des lagunes d'Épuration ; Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, Domaine Eau et Aménagements Urbains ? Action 40-2 « Evaluation des procédés nouveaux

- d'assainissement ; Conception et exploitation des stations de traitement des eaux usées des petites et moyennes collectivités (EPNAC)», 62 p.
14. **Onema, 2015** : Filtre à Ecoulement vertical non saturé ; Office Nationale de l'Eau et des Milieux Aquatiques, Domaine Eau et Aménagements Urbains ? Action 40-2 « Evaluation des procédés nouveaux d'assainissement ; Conception et exploitation des stations de traitement des eaux usées des petites et moyennes collectivités (EPNAC)», 14 p.
 15. **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.
 16. **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.
 17. **Radcliffe D. E. et Šimůnek J., 2010**: Soil Physics with Hydrus: Modeling and Applications, Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group 197 pp.
 18. **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.
 19. **Tarik B. A. et Noureddine D., 2004** : Modélisation pluie-débit journalière par des modèles conceptuels et "boîte noire" ; Test d'un modèle Neuro-flou. Hydrological Sciences, Journal des Sciences hydrologiques, 49(5) Octobre 2004, 919, 12 p.
 20. **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.
 21. **Yéo T. M., 2018** : Hydrodynamique, Hydro-cinétique et Colmatage d'un lit de séchage à écoulement non saturé 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.
 22. **Yéo T. M., Gnagne T., Konan K. F., Kouamé Y. F., et Houenou P. V., 2008** : Etude de la Vulnérabilité D'un Lit de Séchage D'effluents de Fosses Septiques a Ecoulement Non Saturé, European Journal of Scientific Research ISSN 1450-216X Vol.24 N°2 (2008), pp.187-196.