



## Comparaison du phénomène de colmatage des eaux usées à travers deux types de sables : l'un vierge et l'autre utilisé lors de traitement par infiltration (Comparison of the clogging phenomenon wastewater through two types of sand : one virgin and one used during treatment with infiltration)

S. Et-taleb, R. Elhaouti, M. Abbaz, S. Lhanafi, M. Ez-zahery, R. Aba-aaki, N. El Alem\*

Laboratoire Matériaux et Environnement (LME), Université Ibn Zohr, Faculté des Sciences, Département de chimie, cité DAKHLA B.P 8106, Agadir, Maroc

Received 5 June 2014, Revised 4 Aug 2014, Accepted 4 Aug 2014

\*Corresponding author. E-mail : [n.elalem@uiz.ac.ma](mailto:n.elalem@uiz.ac.ma) ; Tél : 00212661916179

### Résumé

Les problèmes liés à l'environnement, en particulier ceux concernant la pollution chimique et biologique de l'eau deviennent une préoccupation majeure. L'analyse de ces dernières donne une idée sur la teneur des différents types de polluants. Si ces eaux ne subissent aucun traitement préalable, elles sont susceptibles de causer des problèmes d'ordre hygiénique et sanitaire. Leurs traitements peuvent constituer un apport en eau non négligeable pour palier le déficit hydrique croissant et récurrent. Plusieurs techniques sont utilisées pour l'épuration de ces eaux usées, celle qu'on a utilisée est l'infiltration-percolation. Cette étude permet d'évaluer le pouvoir épuratoire de deux sables dunaires de la région d'Agadir de même origine mais l'un est vierge et l'autre déjà utilisé, présentant des compositions différentes d'une part et d'autre part d'étudier les variations des paramètres physico-chimiques avant et après infiltration (les ions majeurs, DCO, MES, le phosphate,...) et aussi de suivre l'influence du comportement du massif filtrant dans le temps (effet de colmatage).

*Mots Clés* : Colmatage, eaux usées, sable, infiltration-percolation, paramètres physico-chimiques.

### Introduction

Le système d'épuration utilisé à Agadir et à sa région (03 stations) pour traiter les eaux usées est le procédé d'infiltration-percolation à cause de son faible coût et sa demande moindre en superficie pour son installation et pour ces résultats obtenus qui sont satisfaisants [1, 2, 3, 4].

L'infiltration percolation est une technique de purification capable d'oxyder complètement les eaux usées. C'est un procédé de traitement vaste visant à éliminer la pollution organique, l'oxydation de l'ammoniac et l'élimination des ions majeurs [5]. Il a été de plus en plus utilisé pour le traitement des effluents primaires ou secondaires en raison de sa faible consommation d'énergie et les exigences d'entretien [6]. Il consiste en l'application discontinue des eaux usées sur les filtres à sable. L'eau infiltrée percole à travers le milieu poreux insaturé.

Le lit de sable se comporte comme un réacteur aérobie à biomasse fixée. Lors de la percolation à travers le filtre, l'eau est traitée par le procédé biologique aérobie entraînant la minéralisation des matières organiques et l'oxydation des composés azotés et des ions majeurs. Les effluents traités peuvent être utilisés pour l'irrigation des parcs publics, des pelouses et des terrains de golf [7] et la recharge des nappes [8].

La réalisation de l'oxydation totale exige que la quantité d'oxygène nécessaire pour l'oxydation des différents polluants doit être équilibrée par l'offre de convection et de diffusion de l'oxygène. L'infiltration séquentielle (trois jours de mise en eau et deux jours de repos) permet de maximiser le renouvellement de convection de la phase d'air [9].

La station d'épuration (STEP) de BENSERGAO (Agadir, Maroc) utilise le procédé d'infiltration percolation [10, 11], les eaux usées déversées sont très chargées par différents polluants d'origine domestique urbaine [12] générés par cette ville. Elle est constituée de cinq bassins remplis de massifs filtrants de sable éolien, de deux mètres de profondeur et d'un diamètre effectif  $D_{10} = 0,145$  mm.

Cette station fonctionne depuis plusieurs années (plus de 20 ans), l'utilisation prolongée du massif filtrant entraîne des modifications des performances épuratrices de ce dernier, c'est le phénomène de colmatage [5,

13]. Le colmatage chimique provient à la fois du dépôt des sels dissous à l'intérieur des pores et d'une altération de structure du sable à la suite des processus de défloculation [14, 15]. On peut avoir aussi une accumulation de matière organique dans les pores de substrat qui est considéré comme un facteur important entraînant l'obstruction. Les pores obstrués retardent le flux et diminuer considérablement l'efficacité quantitative du système [16, 17].

Notre étude consiste à évaluer par approche sur colonne, le pouvoir épuratoire de deux types de sables de même origine BENSERGAO, l'un est vierge et l'autre déjà utilisé en suivant l'évolution de la variation des différents paramètres physico-chimiques avant et après l'infiltration (les ions majeurs, DCO, MES, le phosphate,...) et de mettre en évidence le phénomène de colmatage.

## 2. Matériels et méthodes

Le dispositif expérimental est installé dans un local ouvert à l'air libre à la faculté des sciences d'Agadir, il est constitué de deux colonnes en PVC qui sont simulées aux bassins d'infiltration-percolation de la station d'épuration de BENSERGAO. Ces colonnes ont une dimension de 19 cm de diamètre intérieur, remplis d'un profil de deux mètres de sable sans être tassées, le premier est vierge provenant des dunes de BNSERGAO et l'autre de même origine mais qui a été déjà utilisé pendant 17 ans (colmaté).

L'alimentation des deux massifs est faite selon le même rythme, soit un régime séquentiel (tous les dix jours) par une lame d'eau de vingt centimètre d'eau usée fraîche ayant subi au préalable un traitement primaire au niveau de la station BENSERGAO (Agadir, Maroc).

Les méthodes d'analyses chimiques et physiques utilisées sont celles recommandées par Afnor en 1983 : dosage volumétrique, potentiométrie, complexométrie, gravimétrie, spectrométrie UV/visible.

Pour l'analyse de chaque paramètre, 3 essais ont été réalisés afin d'assurer une bonne reproductibilité des résultats.

## 3. Résultats et discussions

### 3.1. Caractérisation des sables vierge et colmaté

Les analyses effectuées sur les deux sables sont : l'analyse granulométrique, la teneur en eau (%W), la masse volumique apparente  $\rho_{app}$ , la masse volumique absolue  $\rho_{abs}$ , la porosité et la perméabilité. Les résultats sont regroupés dans le tableau 1.

Les valeurs des paramètres pondéraux pour les deux sables sont comparables, le diamètre effectif  $D_E$  ( $D_{10}$ ) indique que le sable est moyen au point de vue granulométrique et le coefficient d'uniformité  $C_u$  est inférieur à 4,5 ce qui montre que ces sables sont homogènes. Les résultats trouvés pour la porosité et la perméabilité sont en accord avec le type de sable (vierge ou colmaté), le sable déjà utilisé possède des valeurs plus faibles.

**Tableau 1** : Résultats des analyses des deux types de sable

Paramètre	Sable vierge	Sable colmaté	Observations
$D_{10}^*$ (mm)	0,145	0,143	sable moyen et homogène
$D_{60}^{**}$ (mm)	0,230	0,232	
$C_u = D_{60}/D_{10}^{***}$	1,586	1,622	
Teneur en eau % W	0,191	0,264	Sable peu humide
Masse volumique apparente $\rho_{app}$ (g/cm <sup>3</sup> )	1,684	1,643	Sable assez dense
Masse volumique absolue $\rho_{abs}$ (g/cm <sup>3</sup> )	2,629	2,378	Valeur normale
Porosité $P = 1 - (\rho_{app} / \rho_{abs})$	0,359	0,309	-
Perméabilité $K=100 (D_{10})^2$ (cm/s)	0,021	0,020	-

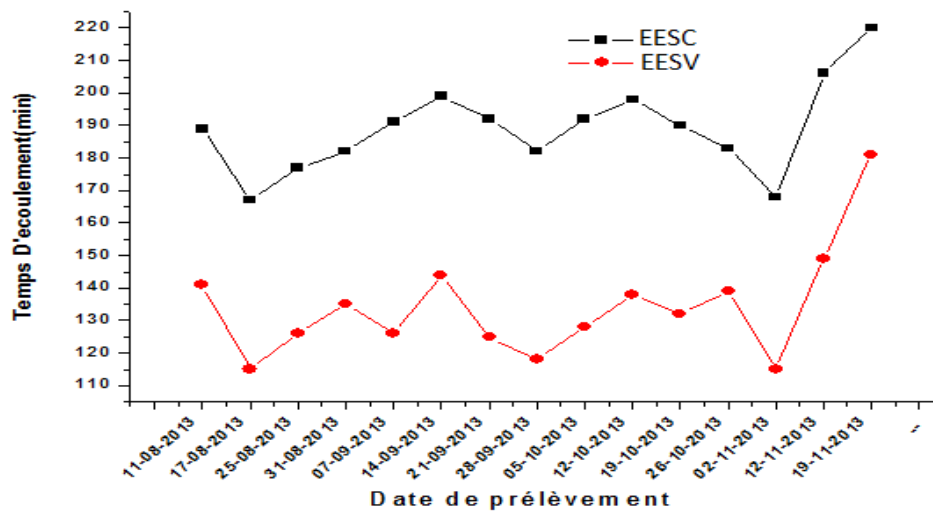
(\*)  $D_{10}$  ( $D_E$ ): correspond à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 10% de la masse de l'échantillon.

(\*\*)  $D_{60}$  : correspond à la grosseur des mailles du tamis qui laissent passer 60% de la masse de l'échantillon.

(\*\*\*)  $C_u = D_{60}/D_{10}$  : le coefficient d'uniformité

### 3.2. Le temps d'écoulement

D'après la figure 1 ci dessous le suivi de la vitesse d'infiltration sur le lit qui contient le sable déjà utilisé montre que celle-ci est élevée d'environ 60min par rapport au lit qui contient le sable vierge. Le temps d'écoulement pour le sable déjà utilisé (S.U) varie de 167min à 220min avec une valeur moyenne de 189,07min, pour le sable vierge (S.V) les valeurs varient de 115min à 181min avec une valeur moyenne de 134,13min.

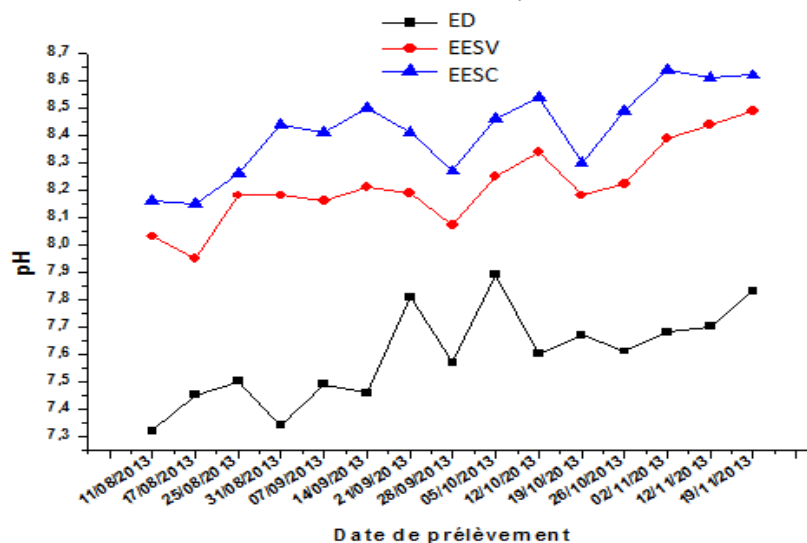


**Figure 1:** Etude de l'évolution du temps d'écoulement, des eaux épurées (EESV) et des eaux épurées (EESC) par les deux types de sable

La variation de la vitesse d'infiltration est un moyen d'investigation du phénomène de colmatage [18], en effet ce dernier est détecté par l'augmentation du temps d'écoulement des eaux infiltrées par le sable déjà utilisé, la vitesse d'infiltration passe de 0,895m/h à 0,634m/h. Cela est justifié par un contact plus long entre l'effluent et le matériau filtrant en raison d'un colmatage léger du système d'origine superficielle, lié à l'accumulation de dépôt essentiellement organique sur la plage filtrante. La comparaison des performances épuratrices de ces deux massifs (voir les paragraphes 3.4. jusqu'à 3.8.) montre que le sable vierge donne une meilleure réduction des polluants des eaux usées et que les valeurs des différents paramètres pour les eaux épurées avec le sable déjà utilisé ne sont pas médiocres, ce qui indique que ce dernier n'a pas atteint le stade d'un colmatage sévère.

### 3.3. Le pH de l'eau

L'analyse de la figure 2 ci dessous montre que le pH des eaux usées décantées (E.D) à l'entrée des deux colonnes varie entre 7,32 et 7,89 avec une valeur moyenne de 7,59. Le pH des eaux épurées avec le sable vierge (EESV) varie ente 8,03 et 8,62 avec une valeur moyenne de 8,37. Le pH des eaux épurées avec le sable déjà utilisé (EESC) varie ente 8,07 et 8,64 avec une valeur moyenne de 8,28.



**Figure 2 :** Etude de l'évolution du pH des eaux usées décantées (E.D), épurées par le sable vierge (EESV) et épurées par le sable déjà utilisé (EESC)

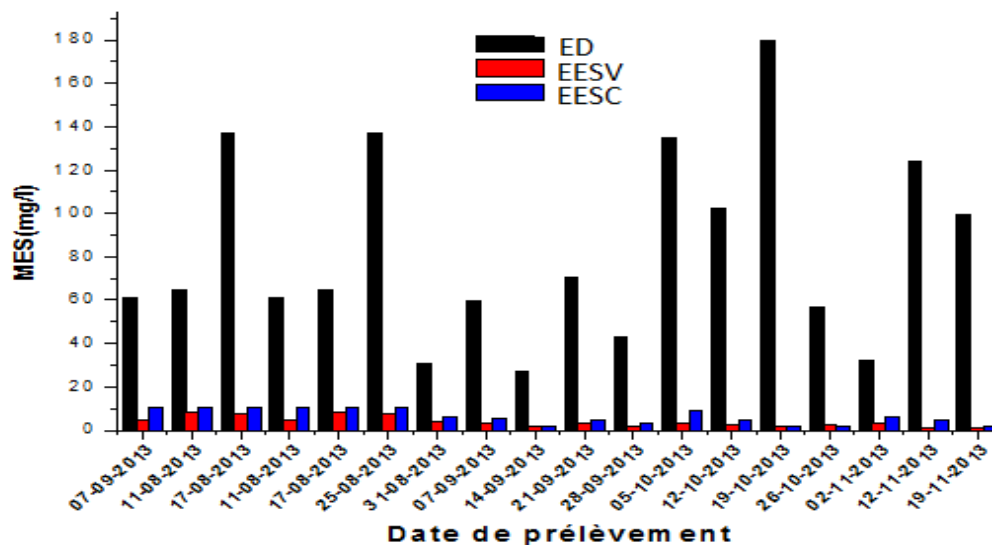
L'augmentation du pH des eaux épurées à la sortie du procédé, peut être expliquée à la fois par la diminution de la décomposition aérobie de la matière organique le long de massif filtrant et par le caractère alcalin du sable [19].

Les résultats du test ANOVA montre que Pvalue(pH) = 0,717 (p > 0,05), ceci implique que la différence entre les valeurs du pH entre les deux colonnes n'est pas significative, donc l'augmentation du pH est similaire dans les deux massifs.

### 3.4. Les matières en suspensions (MES)

La majorité des matières en suspension sont éliminées après la décantation des eaux usées brutes, la partie restante est éliminée lorsqu'on effectue l'infiltration par le système. En effet, la figure 3 montre la variation de la teneur des MES, pour les eaux (E.D) la valeur moyenne est de 81,56mg/l alors que les eaux (EESV) ont une valeur moyenne de 3,29mg/l et les eaux (EESC) ont une valeur moyenne de 5,50mg/l.

L'analyse de variance par le test ANOVA montre que la différence entre les deux colonnes est significative (Pvalue(MES) = 0,019 (p < 0,05)) pour l'élimination des MES.



**Figure 3 :** Etude de l'évolution des matières en suspension des eaux usées décantées (E.D), des eaux épurées (EESV) et des eaux épurées (EESC).

### 3.5. La demande chimique en oxygène

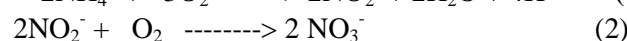
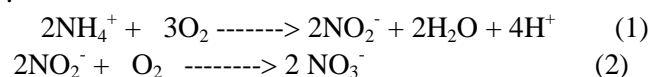
La demande chimique en oxygène représente la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables chimiquement contenues dans l'eau. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également des sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures, etc) [20].

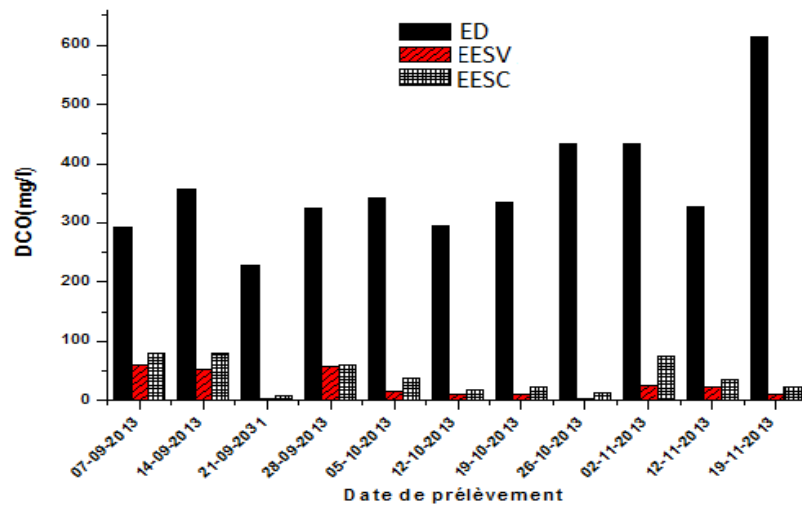
La figure 4 montre la concentration en DCO pour les eaux usées décantées utilisées à l'entrée du système pilote qui fluctue entre 228 mg/l et 613 mg/l avec une valeur moyenne de 362 mg/l. Les teneurs de la DCO enregistrées à la sortie du lit à sable vierge varient de 3 mg/l à 61 mg/l avec une concentration moyenne de 25 mg/l et pour le lit à sable déjà utilisé, elles varient de 9mg/l à 80mg/l avec une concentration moyenne de 42mg/l.

### 3.6. Les Nitrates

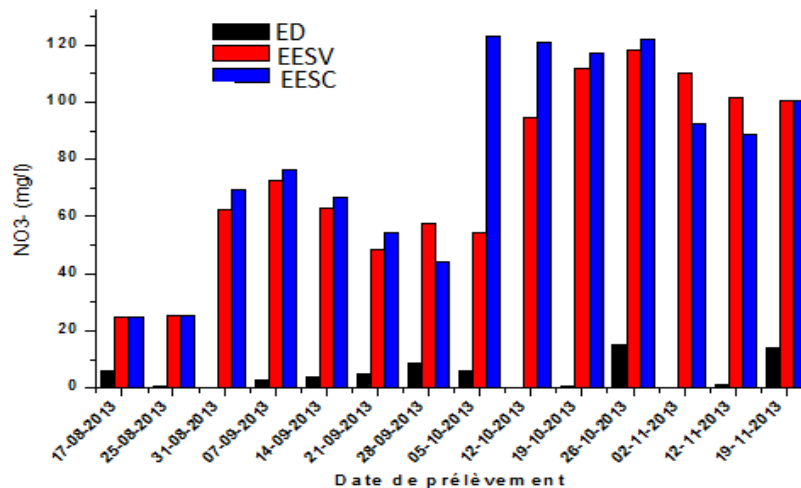
Les nitrates sont considérés comme une substance nutritive pour les plantes, leurs concentrations dans les eaux naturelles varient entre 1 et 10 mg/l ; cependant leurs teneurs dans les eaux usées non traitées sont faibles [21]. L'histogramme des teneurs en nitrates dans les eaux épurées (figure 5), montre une élévation de ces teneurs qui oscillent entre 24,68 mg/l et 118,43 mg/l avec une valeur moyenne de 74,64mg/l pour les eaux (EESV), et entre 24,77 mg/l et 122,76 mg/l avec une valeur moyenne de 80,34mg/l pour les eaux (EESC). Pour les eaux (E.D), ils ont une faible teneur qui varie de zéro à 15mg/l avec une valeur moyenne de 4,62mg/l, cette valeur est comparable à celle trouvée pour les eaux usées et prétraitées d'une façon générale [22].

Cette augmentation est due à la nitritation et à la nitrification qui transforme (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NH<sub>3</sub>) en NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (nitrites) ou NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (nitrates). Ce sont des réactions d'oxydation qui se font par catalyse enzymatique reliées à des bactéries dans le sable et dans l'eau :





**Figure 4 :** Etude de la variation de la demande chimique en oxygène des eaux usées décantées (E.D), des eaux épurées (EESV) et des eaux épurées (EESC).



**Figure 5 :** Etude de l'évolution des nitrates des eaux usées décantées (E.D), des eaux épurées (EESV) et des eaux épurées (EESC).

On constate aussi une élévation de ce paramètre à partir d'une certaine date, cela peut être liée soit au pH du milieu qui a légèrement augmenté pendant cette période (voir figure 2) et cela conduit à une amplification de la nitrification [23], soit à la quantité des ions ammonium retenue par le sable qui est importante à cause de l'activité humaine pour laquelle on a une eau usée riche en  $NH_4^+$  (Tableau 2).

On note d'après les résultats trouvés au cours du suivi de l'ion ammonium  $NH_4^+$  que la rétention de ce dernier est presque de 100% pour les deux types de sable.

**Tableau 2 :** Valeurs de la quantité des ions ammonium en mg/l des eaux usées décantées (E.D), des eaux épurées (EESV) et des eaux épurées (EESC)

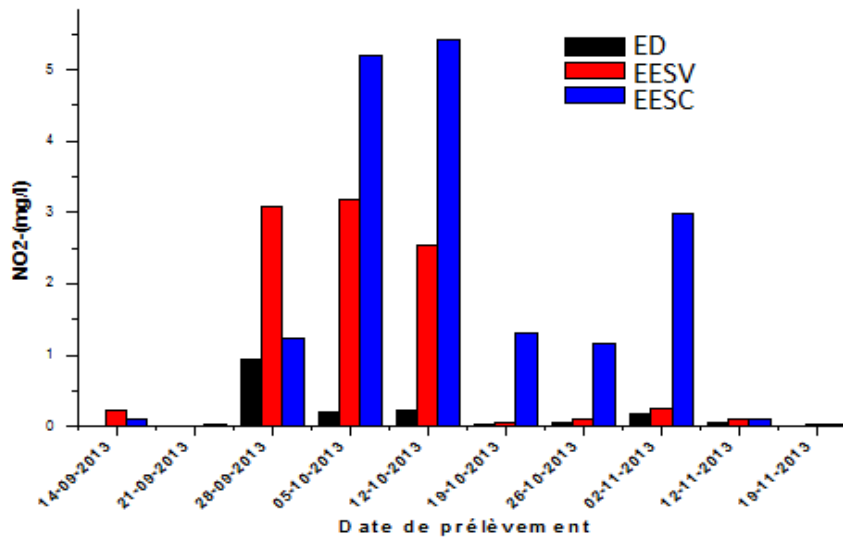
	31/8/13	7/9/13	14/9/13	21/9/13	28/9/13	5/10/13	12/10/13	19/10/13	26/10/13	2/11/13	12/11/13	19/11/13
ED	101	112,5	105	95	97,75	175	170	165,45	169,55	156,22	144,54	143,75
EESV	2	3	1	1,75	2,5	2,5	1	0,55	0,5	2	0,75	1,5
EESC	0,15	0,2	0,18	0,2	0,15	0,15	0,2	0,05	0,15	0,18	0,15	0,9

### 3.7. Les Nitrites

L'existence des ions nitrites dans les eaux épurées, peut être due à une oxydation incomplète des ions ammonium (réaction (1)) ou à une réduction des nitrates sous le phénomène de dénitrification. D'après la figure 6 qui résume l'évolution des nitrites dans ce procédé, on constate que la teneur en nitrite est beaucoup

moins élevés que celle des nitrates, ce qui explique que la nitratisation est plus rapide que la formation des nitrites ou bien ces derniers sont moins stables et disparaissent assez rapidement dans le milieu naturel (dismutation).

Les teneurs des eaux (E.D) varient de zéro mg/l à 0,94mg/l avec une valeur moyenne de 0,13mg/l, de 0,01mg/l à 3,19mg/l avec une valeur moyenne de 0,75mg/l pour les eaux (EESV) et pour les eaux (EESC) les valeurs varient de 0,02mg/l à 5,42mg/l avec une valeur moyenne de 1,40mg/l.

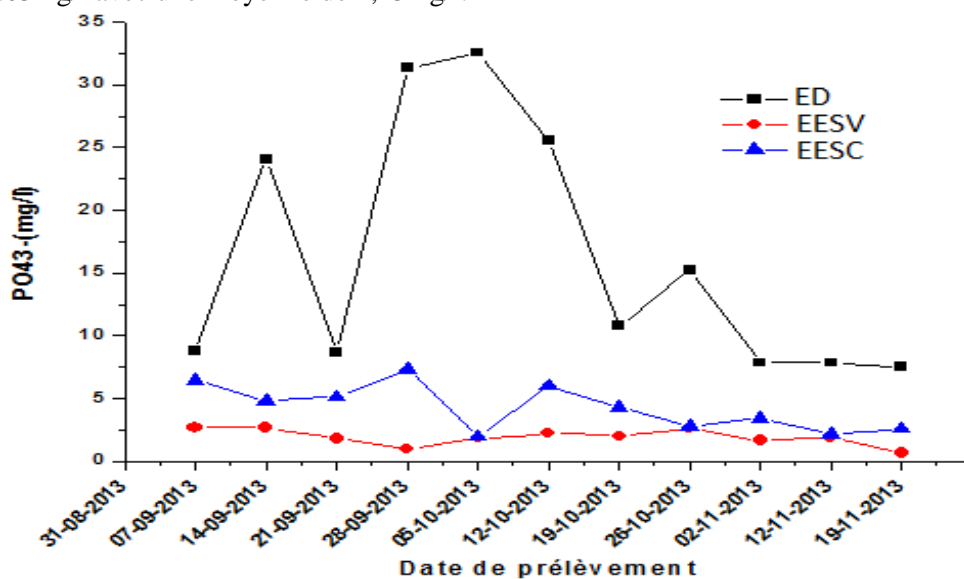


**Figure 6 :** Etude de l'évolution des nitrites des eaux usées décantées (E.D), des eaux épurées (EESV) et des eaux épurées (EESC).

### 3.8. Les Orthophosphates

Le phosphore est un élément de base des acides nucléiques ADN et ARN. Il participe à la distribution de l'énergie dans le corps humain [24]. Les teneurs élevées de cet élément dans les eaux de surface peuvent entraîner leur eutrophisation. Cependant, ils ont un effet bénéfique en jouant un rôle régulateur : ils favorisent tous les phénomènes de fécondation, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs [25].

Le suivi des valeurs enregistrées des orthophosphates (figure 7) montre que les valeurs des usées eaux (E.D) varient entre 7,54mg/l et 32,55mg/l avec une moyenne de 16,39mg/l, pour les eaux (EESV) les valeurs varient entre 0,67mg/l et 2,6mg/l avec une moyenne de 2,03mg/l et pour les eaux (EESC) les valeurs varient entre 2,4mg/l et 6.03mg/l avec une moyenne de 4,23mg/l.



**Figure 7 :** Etude de l'évolution des Orthophosphates des eaux usées décantées (E.D), des eaux épurées (EESV) et des eaux épurées (EESC)

La fixation du phosphate par le sable vierge est assez importante, par contre, on observe une chute pour le sable déjà utilisé, cela pourrait être dû à l'existence de la matière humique dans le massif filtrant qui réduit la concentration des éléments susceptibles de précipiter le phosphore tels que le calcium et le fer et qui libère du phosphore organique [26].

## Conclusion

La comparaison du temps d'écoulement des eaux usées à travers le sable vierge et celui déjà utilisé a permis de mettre en évidence le phénomène de colmatage pour le second massif filtrant, mais en tenant compte des résultats trouvés pour les différents paramètres physico-chimiques des eaux usées épurées on peut conclure que ce phénomène n'a pas trop affecté les performances épuratrices du massif filtrant.

Les résultats obtenus pour le sable vierge sont : un abattement de 85% à 99% pour la DCO, 93% à 99% de MES, 82% à 94% de  $\text{PO}_4^{3-}$ , une augmentation de 94% à 100% de  $\text{NO}_3^-$  et 95% à 100% de  $\text{NO}_2^-$ .

Par contre on a une augmentation pour le sable déjà utilisée : on a un abattement de 82% à 96% de DCO, 82% à 98% de MES, 75% à 96% de  $\text{PO}_4^{3-}$ , une augmentation 87% à 100% de  $\text{NO}_3^-$  et 50% à 100% de  $\text{NO}_2^-$ .

## Références

1. Mottier V., Brissaud F., Nieto P., Alamy Z., *Water Sci. Technol.* 41 (1) (2000) 77–84.
2. Guessab M., Bize J., Schwarzbrod J., Maul A., Nivault N., Schwarzbrod L., *Water Sci. Technol.* 27 (1993) 91–95.
3. Bali M., Gueddari M., Boukchina R., *Desalination*, 258 (2010) 1–4.
4. Gill L.W., Sülleabháin C., Misstear B.D., Johnston P.J., *J. Environ. Qual.*, 36 (2007) 1843–1855.
5. Bancolé A., Brissaud F., Gnagne T., *Water Sci. Technol.*, 48 (11) (2003) 139–146.
6. Stevik T.K., Keller A., Ausland G., Hanssen J.K., *Water Res.*, 38 (2004) 1355–1367.
7. Faby J.A., Brissaud F., Bontoux J., *Water Sci. Technol.*, 40 (1999) 37–42.
8. Bouwer H., *Water Sci. Technol.*, 33 (10–11) (1996) 381–390.
9. Bollor M., Schwager A., Eugster J., Mottier V., *Water Sci. Technol.*, 28 (10) (1993) 99–107.
10. ONEP, Note intérimaire sur l'évaluation des performances du fonctionnement de la STEP de BENSERGAO (Agadir, Maroc), (1993).
11. Guessab M., Bize J., Schwarzbrod J., Maul A., Nivault N., Schwarzbrod L., *Water Sci. Technol.*, 27 (1993) 91–95.
12. Burton G.A.JR., Pitt R.E., *CR/ Lewis Publishers*, 875p (2001).
13. Leverenz H. L., Tchobanoglous G., Darby J. L., *water research*, 43 (2009) 695–705
14. Ez-zahery M., thèse de doctorat, Université Ibn Zohr Agadir, Maroc, 2009.
15. Maazouzi A., Ketteb A., Badri A., *Desalination*, 206 (2007) 358–368
16. Schubert J., *Journal of Hydrology*, 266 (3–4) (2002) 145–161.
17. Langergraber G., Haberl R., Laber J., Pressl A., *Water Science & Technology*, 48 (5) (2003) 25–34.
18. Zomorodi K., *J. of water resources planning and management*, 116 (1990) 639–651.
19. Achak M., Ouazzani N., Mandi L., *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 22 (3) (2009) 421–433
20. Makhouk M., Sbaa M., Berrahou A., Clooster M. Van., *Larhyss Journal*, 9 (2011), 149–169.
21. UNEP/MAP/MEDPOL, Guidelines on environmental inspection systems for mediterranean region, *MAP technical reports*, series N° 149(2004).
22. Chaouki I., Mouhir L., Souabi S., Fekhaoui M. et El Abidi A., *Afrique Science*, 09 (3) (2013) 91 – 102
23. Andrainarisoa K.S, thèse de doctorat, université Henri Poincaré, Nancy I, France, 2009
24. Claude F., Christianne F., Paul M., Jean D, *Ecologie : Approche scientifique et pratique*, 4ème Edition, Lavoisier TEC and DOC, Paris (1998).
25. Vilain M. *La production végétale*, Vol 2: la maitrise de technique de la production, ED, Lavoisier (ed.J. Bailliére), Paris- France(1989).
26. Bennani F., Badraoui M., Mikou M., *Phy. Chem. News* 23 (2005) 9-14.

(2014) ; <http://www.jmaterenvironsci.com>