

Les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical en traitement d'eaux usées domestiques et industrielles sous climat tempéré

S. Benzizoune, A. Shiri, Laboratoire d'Electrochimie, et des Etudes de Corrosion et d'Environnement - U.F.R Environnement, Faculté des Sciences, Kénitra, Maroc
 A. Yatribi, Centre Régional d'Investissement, Province de Kénitra, Maroc
 N. Hajjaji, Laboratoire de Synthèse Organique et Réactivité, Faculté des Sciences, Kénitra, Maroc

ABSTRACT The filters planted of reeds to vertical out-flow in treatment of domestic and industrial wastewater under moderate climate

The biologic treatment of the sewages domestic and industrial present many advantages of economic and technical order.

In this light, we studied the potentialities of an emergent aquatic plant: the big reed (*Arundo donax*) to eliminate the pollutants of the domestic and industrial wastewater under moderate climate.

The experimental pilot is composed of pots of 100 liters of capacity of 50 cm of diameter, fill respectively on a thickness of 10 cm and 30 cm of gravels and the sand (texture: sandblasting machine). Two pots are planted of young plantations of reeds. Non planted two other pots are taken like witnesses. The big reed has been transplanted in the pot, toward the end of the

month of December 2003, as young plantation (density: 4 plants/m²). the plant has been appropriated in the natural habitat.

The food of the system makes itself exclusively by urban wastewater in awning of 20 liters/week this with a regular frequency of once per week. The out-flow makes itself by vertical percolation through the substratum "Filters soil" by means of a drain to staleness placed to basis of every pot.

The follow-up of the performance purification of the system to reeds watch that this last assures a reduction important of the organic load: MES (93,75 %), DBO₅ (91,11 %), DCO (89,70 %), and of the nutriments: NH₄⁺ (96 %), PO₄³⁻ (35,75 %). It provides waters purified clear and limpid. These results are comparable to those of the witness non planted. The middle reduction of the phosphor is slightly weak for the bed planted against a weak overcharge for the non planted witness.

Key words: Wastewater, Filters of soil, Treatment, Reeds, Pollutants, moderate Climate.

Le traitement biologique des effluents domestiques et industriels présente de nombreux avantages d'ordres économiques et techniques.

Dans ce contexte, nous avons étudié les potentialités d'une plante aquatique émergente: le grand roseau (*Arundo donax*) et ses capacités à éliminer les polluants des eaux usées domestiques et industrielles sous climat tempéré.

Le pilote expérimental est composé de pots de 100 litres de capacité de 50 cm de diamètre, remplis sur une épaisseur de 10 cm et de 30 cm respectivement de graviers et du sable (texture: sableuse). Deux pots sont plantés de jeunes plants de roseaux. Deux autres pots non plantés sont pris comme témoins. Le grand roseau a été transplanté dans le pot, vers la fin du mois de décembre 2003, sous forme de jeune plant (densité: 4 plants/m²). La plante a été prélevée dans le milieu naturel.

L'alimentation du système se fait exclusivement par des eaux usées urbaines en bûchées de 20 litres/semaine, ce à la fréquence régulière d'une fois par semaine. L'écoulement se fait par percolation verticale à travers le substrat « Filtre de sol » au moyen d'un drain à évent placé à la base de chaque pot.

Le suivi des performances épuratoires du système à roseaux montre que ce dernier assure une réduction importante de la charge organique: MES (93,75 %), DBO₅ (91,11 %), DCO (89,70 %), et des nutriments: NH₄⁺ (96 %), PO₄³⁻ (35,75 %). Il fournit des eaux épurées claires et limpides. Ces résultats sont comparables à ceux du témoin non planté. La réduction moyenne du phosphore est légèrement faible pour le lit planté contre une faible surcharge pour le témoin non planté.

L'utilisation de ce système à base de plantes aquatiques pour le traitement des rejets d'eaux usées s'avère être une solution appropriée et économiquement raisonnable pour les petites quantités d'eaux usées.

En effet, ce type de procédé convient particulièrement pour épurer les eaux domestiques des petites et moyennes collectivités, les eaux issues des stations estivales à fortes charges saisonnières et les effluents industriels notamment dans l'agro-alimentaire [1].

Ces stations peuvent être installées sur le site même de production des eaux usées et se caractérisent par une bonne intégration

Mots-clés: eaux usées, filtres de sol, traitement, roseaux, polluants, climat tempéré.

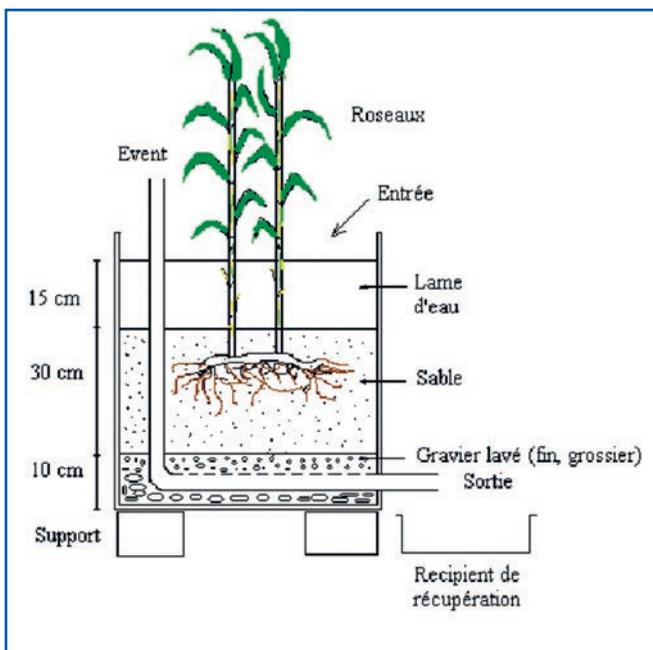


Figure 1: Schéma du système expérimental.

paysagère avec une apparence esthétique favorable [2-3].

De même, ce système est plus flexible et moins sensible aux variations de charges par rapport aux systèmes de traitement conventionnels [1].

La mise en place de ce système, de point de vue technique et pratique, est à la portée des entreprises locales et leur maintenance simple peut être assurée par du personnel peu qualifié. Par ailleurs, le coût de conception et de fonctionnement est très largement inférieur à celui qu'imposeraient les systèmes classiques dans les mêmes conditions [4-2].

Le grand roseau (*Arundo donax*), est une plante aquatique intéressante dans le domaine de la phyto-épuration. D'après Kulzer [5], ce macrophyte est doté de plusieurs qualités: i) il est capable de concentrer les métaux lourds, d'absorber plus de nutriments que ses besoins et ii) de neutraliser le pH extrême.

Le présent travail comporte une étude sur la phyto-épuration qui consiste en l'utilisation de roseaux pour le traitement des eaux usées domestiques et industrielles sous climat tempéré. Cette étude a pour but d'éliminer la charge organique et les nutriments des eaux usées rejetées dans un milieu récepteur (le lac Fouarat de la ville de Kénitra au Maroc).

Matériel et méthodes

Principe de conception de l'expérimentation

Le principe de conception du système d'épuration mis en place consiste à faire

circuler l'eau usée brute (EUB), portée par bâchées régulières, à travers un sable planté de roseaux (*Arundo donax*). Lors de son passage à travers ce lit planté, l'eau usée traitée (EUT) est recueillie par un drain avec événement à la sortie du système.

Description du pilote expérimental

Le système expérimental est constitué par quatre pots en plastique (diamètre: 50 cm, capacité: 100 litres), remplis sur une profondeur de 10 cm et de 30 cm respectivement de graviers lavés [6] et de sable (figure 1).

Chacun des deux pots est planté par le grand roseau (*Arundo donax*). Deux pots non plantés sont pris comme témoins. Ces systèmes sont munis chacun d'un drain avec événement pour récupérer l'eau de percolation.

Le grand roseau a été transplanté dans les pots vers la fin du mois de décembre 2003, sous forme de jeunes pousses (densité: 4 plants/m²). Elles ont été prélevées dans le milieu naturel.

Le sable utilisé provient des dunes (Chlihat) de la ville de Kénitra. Il est prélevé au niveau de la couche 0-20 cm. Ce sable a une texture sableuse (1,1 % argile, 0,6 % limon

fin, 0,3 % limon grossier, 11 % sable fin et 87 % sable grossier). Il est moyennement pourvu d'azote total et de phosphore total. Le pH est franchement basique. L'humidité est faible (9,17 %). Le niveau de la matière organique est excessivement faible. La salinité est très faible. Le choix de ce sable est basé sur son pouvoir épuratoire considérable [7], et répond à quelques caractéristiques (sable siliceux et teneurs en fines inférieures à 3 %) [8].

Alimentation du système

L'expérience a été menée durant une période s'étalant sur 12 mois: du mois de décembre 2003 à novembre 2004. Chaque pilote a été irrigué par bâchées de 15 cm d'eau usée brute, soit l'équivalent de 20 litres. L'alimentation du système se fait régulièrement à raison d'une fois par semaine. La bâchée est apportée manuellement et en une seule fois. Dans chaque pilote, les eaux percolent à travers le substrat. Cette fréquence d'alimentation adoptée (une fois par semaine) a été testée par plusieurs auteurs, notamment Boutin et al, et Abissy [9-10].

Matériel végétal utilisé

L'espèce a été choisie pour cette étude. C'est une plante aquatique enracinée (le grand roseau: *Arundo donax*) disponible et locale (figure 2).

Le grand roseau a été prélevé comme tel dans le milieu naturel. Il n'a jamais été en contact avec les eaux usées. L'*Arundo donax* est une monocotylédone appartenant



Figure 2: Jeunes roseaux (*Arundo donax*).

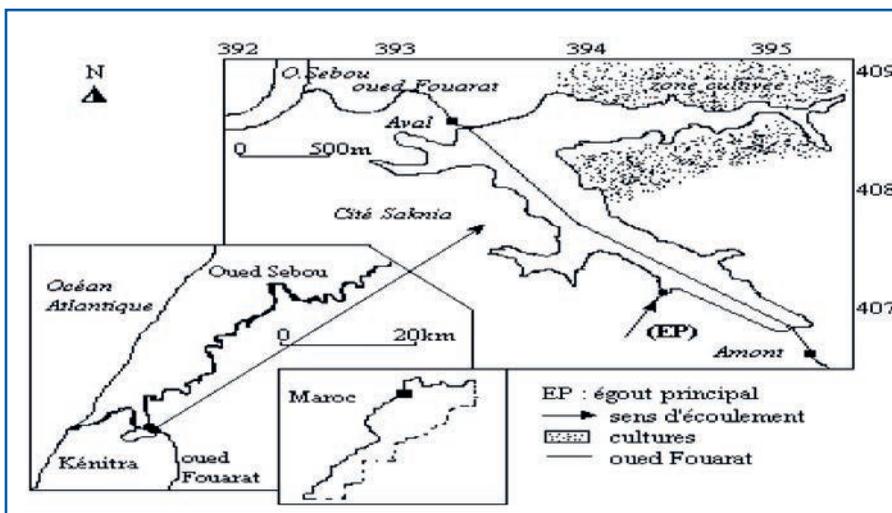


Figure 3: Situation géographique du lac Fouarat et localisation de la situation de prélèvement.

nant à la famille des graminées. C'est une plante vigoureuse de 1 à 5 m et parfois de 10 m de haut [11]. Cette grande plante des marécages peut prospérer même hors de l'eau grâce à son puissant système racinaire. Ses rhizomes peuvent avoir jusqu'à 5 mètres de long et trouvent toujours un endroit favorable pour s'enraciner [12]. Les tiges dressées sont abondamment feuillées. Les feuilles des chaumes poussent sur deux rangs. Le grand roseau fleurit de juillet à septembre [11]. Les roseaux (de type *Arundo donax*), connus pour leur résistance aux conditions rencontrées (longue période submergée du filtre, périodes sèches, fort taux de matières organiques), et la rapide croissance du chevelu de racines et rhizomes, sont le plus souvent utilisés dans les climats tempérés [2].

Modalité d'échantillonnage

L'eau usée à traiter provient de l'égout principal (EP) des quartiers résidentiels "Saknia", avec une partie en provenance du quartier industriel (figure 3). Le débit de cet égout est de 147 litres/seconde.

Un suivi sur 12 mois d'études a été effectué au niveau des systèmes testés. Les échantillons d'eau étaient prélevés chaque semaine pendant toute la période d'essai. Les prélèvements d'eaux ont été effectués à l'entrée (EUB) et à la sortie (EUT) de chaque pot planté et non planté après percolation de la totalité des eaux usées.

Paramètres étudiés et techniques d'analyses

Échantillon de l'eau

Paramètres hydrologiques

La charge hydraulique: à l'entrée des systèmes pilotes, les volumes d'eau d'irriga-

tion sont apportés par bâchées de 20 l/pot, ce qui correspond à une charge hydraulique de 1000 m³/ha.

Le temps de percolation: c'est le temps que met la lame d'eau pour s'écouler et disparaître de la surface du sable.

Débit d'écoulement: le débit moyen mesuré correspond au volume d'eau qui s'est écoulé pendant le temps de percolation. Il est exprimé en ml/min.

Le volume total restitué (VTR): représente le volume total d'eau usée traitée récupéré à la sortie de chaque pot.

L'évapotranspiration représente le volume d'eau perdu dans le système. Elle est estimée par différence entre le volume d'eau apporté et le volume d'eau total récupéré lors de chaque irrigation [13].

La mesure du temps de percolation, du débit d'écoulement, du volume total récupéré et de l'évapotranspiration est effectuée tous les 15 jours durant toute la période de l'expérimentation.

Paramètres physiques

Le pH est mesuré par un pH-mètre type Consort C831.

La conductivité électrique (CE): elle est mesurée à l'aide d'un conductivimètre type Consort C831 qui donne des valeurs corrigées à 20 °C [14].

Matières en suspension (MES): la méthode adoptée est celle de la filtration sur filtre GF/C de 1,2 µm de porosité. Les filtres sont séchés dans l'étuve à 105 °C jusqu'au poids constant et refroidis au dessiccateur. La teneur en MES est obtenue par différence des poids des filtres avant et après filtration et séchage [15].

Paramètres chimiques

Demande biochimique en oxygène (DBO₅): elle est déterminée par un manomètre de

type (OxiTopR IS6). Elle est exprimée en quantité d'oxygène consommée lors de l'incubation à 20 °C et pendant 5 jours [14].

L'azote ammoniacal (NH₄⁺): il a été déterminé par distillation en présence d'un catalyseur l'oxyde de magnésium (MgO). Les NH₄⁺ sont recueillis dans une solution d'acide borique (H₃BO₃), et dosés finalement par l'acide sulfurique H₂SO₄ de 0,02 N. au point équivalent, une couleur rose apparaît.

Les orthophosphates (PO₄³⁻): la méthode de dosage est celle décrite dans la norme [15]. Les PO₄³⁻ forment en milieu acide, avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium, un complexe phosphomolybdique. Ce dernier est réduit par l'acide ascorbique en un complexe de coloration bleue mesurée au spectrophotomètre à 700 nm.

Échantillon de sable

Paramètres physiques

pH-eau: à 20 g de sable sec, on ajoute 50 ml d'eau bidistillée. Le mélange est soumis à une agitation magnétique pendant 2 minutes. Il est décanté 30 mn au moins, le pH du surnageant est mesuré à l'aide d'un pH-mètre type Consort C831.

L'humidité: elle consiste à peser une quantité de terre avant et après passage à l'étuve à 105 °C. Le séjour à l'étuve se déroule de telle façon que le poids de la terre séchée ne varie plus avec le temps. La perte de poids que subit le sable représente le poids d'eau évaporée pendant le séchage.

Paramètres chimiques

Le phosphore total: le phosphore total est déterminé selon le protocole de dosage proposé par Bonzongo [16]. Il consiste en une minéralisation en milieu acide à chaud et en présence de persulfate de potassium d'une prise d'essai du sable à analyser. Les formes organiques et combinées du phosphore sont transformées en orthophosphates solubles. Les orthophosphates libérés sont dosés selon la méthode déjà décrite pour les échantillons d'eau [14].

Le carbone organique (CO): la détermination du CO dans l'échantillon de sable est effectuée selon la méthode « Anne » décrite par Aubert [17].

L'azote total: le NTK est déterminé selon la méthode Kjeldal décrite par Aubert [17].

Analyse statistique

Les analyses statistiques réalisées dans le présent travail sont : l'analyse de la variance, et le test χ_2 .

Résultats et discussion

Climatologie

Selon Baddour [18], la région de Kénitra est caractérisée par un climat tempéré avec un été sec et un hiver humide. La température subit une variation saisonnière marquée par une température moyenne oscillant entre 10 et 25 °C entre l'hiver et l'été. Le mois le plus chaud étant le mois d'août, et le mois le plus froid étant le mois de janvier. Des températures extrêmes ont été observées particulièrement durant les dernières années. On a enregistré 47 °C sous abri au mois de juillet 2004.

Le mois le plus pluvieux est le mois de décembre avec une moyenne de l'ordre de 110 mm. La normale climatique de la station hydrologique de septembre à mai est de 590 mm sur la période 1961-1990. On note des années particulièrement humides durant lesquelles on peut enregistrer des valeurs dépassant largement ces moyennes, comme l'année 1995-1996 où le cumul a atteint les 1 000 mm, avec un mois de décembre qui a représenté à lui seul une pluviométrie de 400 mm.

Caractérisation physico-chimique des eaux usées brutes (EUB)

Les moyennes des analyses physico-chimiques et bactériologiques réalisées sur l'effluent brut durant toute la période d'essai sont respectivement retranscrites dans le tableau 1.

Les eaux usées brutes (EUB) se caractérisent par une charge polluante qui fluctue

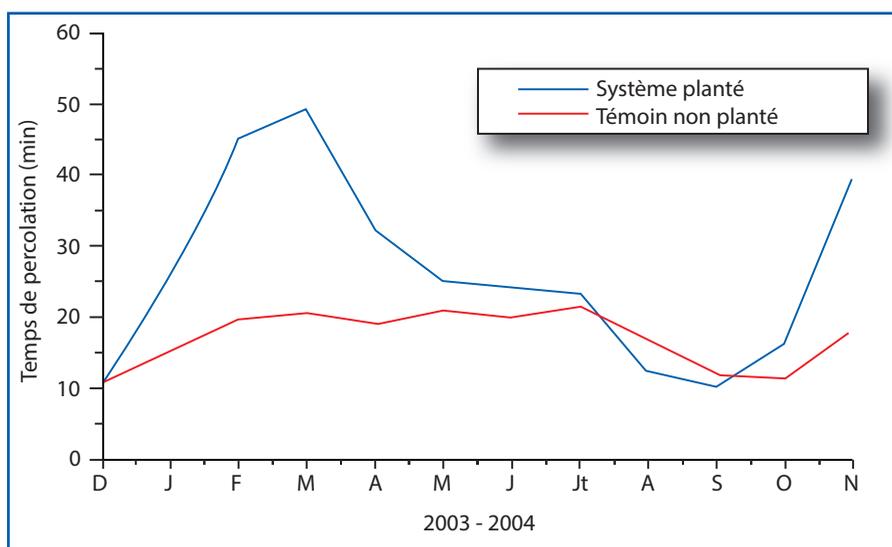


Figure 4: Évolution temporelle du temps de percolation de la lame d'eau (20 l) dans les systèmes plantés et le témoin non planté.

énormément et un pH proche de la neutralité.

Charge appliquée

La charge polluante introduite à l'entrée de chaque pilote, pour une charge hydraulique appliquée de 20 litres soit 0,10 m³/m²/semaine, est de :

- 24,9 ± 10,6 g/m²/semaine de MES ;
- 25,8 ± 10 g/m²/semaine de DBO₅ ;
- 0,66 ± 0,22 g/m²/semaine de P-PO₄ ;
- 9,3 ± 2 g/m²/semaine de N-NH₄.

Cette charge polluante est reçue par les pilotes à chaque irrigation et ce à la fréquence régulière d'une fois par semaine.

Hydrologie des systèmes pilotes

À l'entrée des systèmes expérimentés, le volume d'eau à traiter est apporté par bâchées de 20 litres ce qui correspond à une charge hydraulique de 100 mm. L'irrigation des systèmes expérimentés et le suivi hydraulique ont été réalisés tous les 7 jours. Les mesures prises en compte durant les 12 mois de suivi sont les suivantes :

- Temps de percolation ;
- Débit de percolation ;

- Les pertes d'eau au niveau de chaque pilote ;
- Le volume total d'eau restitué à la sortie de chaque pilote.

Temps de percolation

La figure 4 illustre la variation temporelle du temps de percolation au niveau de chacun des systèmes pilotes (planté et non planté).

L'analyse de cette figure montre que, d'une irrigation à l'autre, l'évolution du temps de séjour suit une variation temporelle saisonnière. En effet, les maximums ont été enregistrés en hiver alors que les minimums ont été observés en été et ceci pour tous les systèmes étudiés.

Le temps de percolation moyen durant la période d'étude enregistrée pour le système planté est de 26'09", et 19'33" pour le témoin non planté.

Débit de percolation

Le débit de percolation est faible pendant l'hiver. Il atteint un minimum de 424 ml/min pour le système à roseaux, en comparaison avec 729 ml/min pour le témoin non planté. En été, le débit atteint un maximum de 1 060 et 1 420 ml/min respectivement pour le lit planté et le témoin non planté. Le débit moyen enregistré durant toute la durée du suivi est de 736 et 1 063 ml/min.

Pertes d'eau par les différents pilotes

Les pertes d'eau par le système planté sont plus importantes en comparaison avec le témoin non planté. Ceci est probablement lié au phénomène d'évapotranspiration qui est plus accentué qu'une évaporation simple d'un témoin non planté. Cette dernière est estimée à 22,75 % en moyenne au niveau du système non planté alors que l'évapotranspiration évaluée pour le roseau est de l'ordre de 54 %.

Volume d'eau restitué

Pour le système planté, plus de 90 % du volume apporté est restitué pendant la période hivernale alors qu'uniquement 50 % à 70 % sont récupérés en été. Mais pour le témoin non planté, le volume d'eau

Tableau 1: Caractéristiques physico-chimiques de l'effluent à traiter (nombre d'échantillons = 24)

Paramètres	Valeurs moyennes sur la période d'étude (Décembre 2003 – Novembre 2004)	
pH	7,7 ± 0,65	
CE	1450 ± 203	µS/cm
MES	249 ± 106	mg/l
DCO	438 ± 200	mg/l
DBO ₅	258 ± 100	mg/l
N-NH ₄	93,25 ± 20,58	mg/l
N-NO ₃	8,28 ± 5,56	mg/l
P-PO ₄	6,59 ± 2,16	mg/l

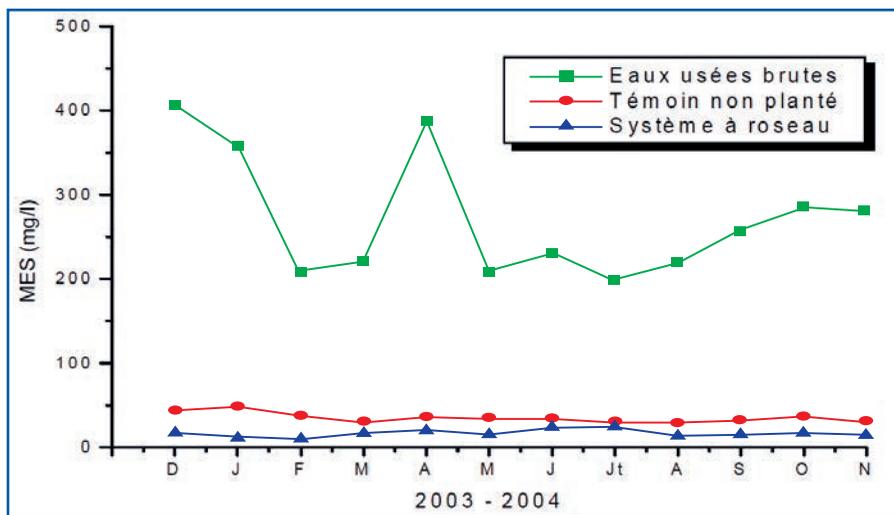


Figure 5: Évolution temporelle des matières en suspension à l'entrée et à la sortie du système planté et non planté.

récupéré représente en général plus de 90 % du volume apporté par irrigation, à l'exception des périodes de colmatage où on récupère que 67 % de ce volume.

Traitement primaire: élimination des matières en suspension (MES)

L'évolution au cours de la période d'étude des MES à l'entrée et à la sortie de chaque système testé (planté et non planté) est représentée par la figure 5. Il ressort de l'examen de ces courbes que les EUB présentent une charge non négligeable en MES qui fluctue, d'un mois à l'autre, entre un minimum de 84 mg/l et un maximum de 429 mg/l avec une moyenne de 249 mg/l.

La charge en MES à la sortie des systèmes plantés est très faible en comparaison avec celle des EUB. Ces eaux sont donc d'une qualité nettement meilleure. Leur charge en MES est relativement constante et oscille autour d'une moyenne de 17 mg/l pour le lit planté (tableau 2). En général, quelle que soit la charge en MES à l'entrée, la charge résiduelle dans l'effluent traité reste constante.

À la sortie du lit non planté, les teneurs en MES varient de 34 mg/l à 59 mg/l pendant la période de colmatage du système (du mois de janvier jusqu'au mois d'avril). En effet, durant cette période, on retrouve dans les EUT une charge dite de néoformation liée à la présence d'algues qui ont proliféré dans la couche d'eau formée à la surface du système.

L'abattement moyen calculé pour les MES est de l'ordre de 93,75 % et 86,76 % respectivement pour le lit planté et le témoin non planté (tableau 2).

Tableau 2: Teneurs moyennes et d'abattement en MES et DBO₅ à l'entrée et à la sortie du système planté et du témoin non planté (Nombre d'échantillons = 24)

Teneur en mg/l	EUB		EUT	
			Système à roseau	Témoin non planté
MES	272	17 (93,75%)*	36 (86,76%)*	
DCO	488	50,25 (89,70 %)*	154 (68,44 %)*	
DBO ₅	311	27,66 (91,11 %)*	110 (64,63 %)*	

(*) : % d'abattement moyen

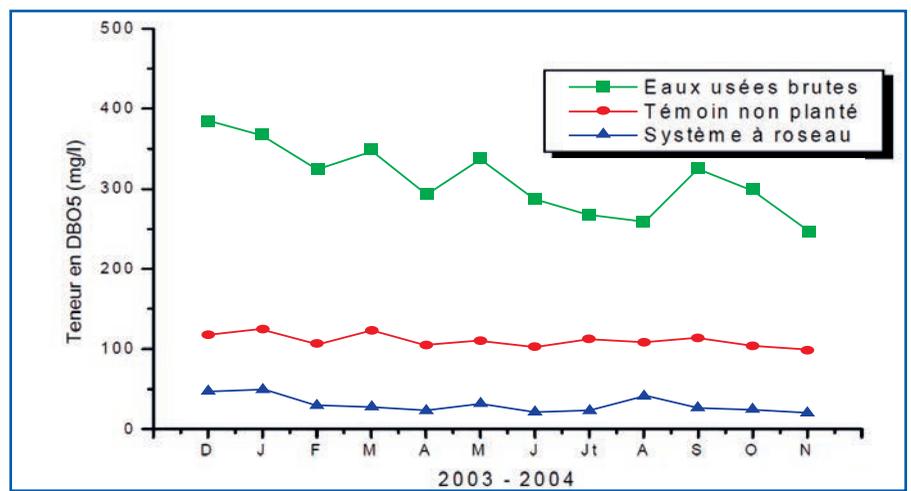


Figure 6: Évolution temporelle de la DBO₅ des eaux usées à l'entrée et à la sortie du système à roseaux et témoin non planté.

La différence entre les performances du lit planté avec celui non planté pour l'abattement des MES, bien qu'elle soit faible (6,99 %), est statistiquement significative ($p < 0,05$).

Traitement secondaire: élimination de la charge organique

Élimination de la DBO₅

L'évolution temporelle de la DBO₅ des eaux usées à l'entrée et à la sortie des pilotes expérimentés est représentée dans la figure 6.

Dans les eaux usées brutes, la concentration en DBO₅ varie de 247 à 385 mg/l avec

une moyenne de 311 ± 64 mg/l. Elle est réduite à $27,66 \pm 13$ mg/l dans les eaux traitées par le filtre planté de roseaux. Durant toute la période d'étude, l'élimination de la DBO₅ atteint 91,11 % pour le filtre planté de roseaux. Pour le témoin non planté, l'effluent présente une teneur en DBO₅ de 110 ± 12 mg/l qui correspond à un taux d'élimination de 64,63 %.

L'amélioration du traitement en présence des roseaux par rapport au témoin non planté peut être attribuée au transfert

d'oxygène à travers les racines des roseaux vers les zones anaérobies. D'après Gesberg et al [19], la bonne aération du substrat stimule la dégradation des composés organiques.

Les résultats obtenus corroborent avec ceux rapportés par Laouali et al [20] qui ont obtenu de meilleures performances, un abattement de 97 % pour des lits plantés, disposés en série, à écoulement vertical avec un temps de séjour 10 jours. Biddlestone et al [21] ont aussi obtenu un abattement de 74 % pour des systèmes de traitement plantés de roseaux en écoulement horizontal et vertical placés en série. Montgomery [22] a obtenu un abattement

de 80 % pour la DBO₅ en moyenne pour des filtres de traitement plantés de roseaux à écoulement vertical.

En comparaison avec le système non planté, le filtre planté de roseaux se montre généralement plus performant.

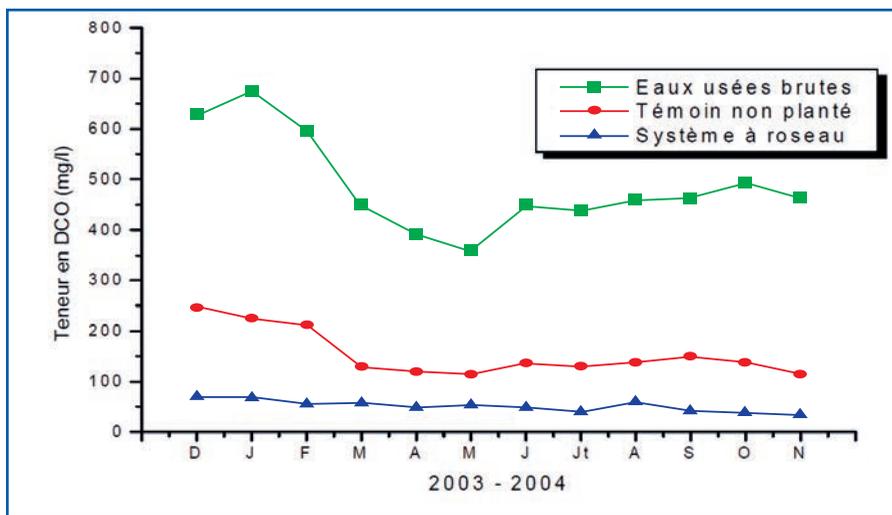


Figure 7: Évolution temporelle de la DCO des eaux usées à l'entrée et à la sortie du système à roseaux et témoin non planté.

Élimination de la DCO

Les valeurs de DCO obtenues chaque mois reflètent une variation temporelle au cours de la période d'étude (figure 7).

Dans les EUB, la concentration en DCO varie de 358 à 674 mg/l avec une moyenne de 488 ± 100 mg/l. Elle est réduite à $50,25 \pm 17$ mg/l dans les eaux traitées par le filtre planté de roseaux. Pour le témoin non planté, les fluctuations notées varient entre 113 à 245 mg/l avec une moyenne de $153,91 \pm 42$ mg/l.

Durant toute la période d'étude, l'élimination de la DCO atteint 89,70 % pour le filtre planté de roseaux en comparaison avec 68,46 % pour le témoin non planté (tableau 2). Abissy et al [23] ont obtenu un abattement de 72 % pour des systèmes de traitement plantés de roseaux en écoulement vertical. Par contre, une meilleure élimination de la DCO (≥ 90 %) est obtenue par Von Felde et Kunst [24] par un lit à écoulement vertical avec épaisseur de substrat de 80 cm alimenté par intermittence.

D'après Platzer et Mauch [25], l'alimentation par intermittence assure une meilleure aération du sol et une dégradation rapide de la charge organique.

La différence entre les performances du filtre planté de roseaux avec celui non planté pour l'abattement des MES, bien qu'elle soit faible (6,99 %), est statistiquement significative ($p < 0,05$).

Traitement tertiaire: élimination des nutriments

Élimination de l'azote ammoniacal ($N-NH_4$)

La figure 8, présente l'évolution temporelle du taux de l'azote ammoniacal

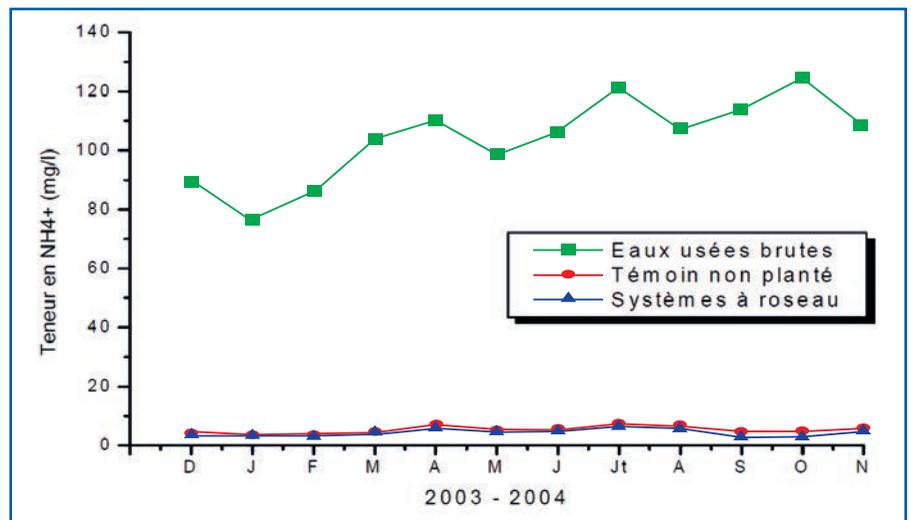


Figure 8: Évolution temporelle de la teneur en ammonium à l'entrée et à la sortie du système planté et du témoin non planté.

cal à l'entrée et à la sortie des pilotes expérimentés.

Durant la période d'étude, les variations de la concentration en $N-NH_4$ des eaux usées brutes sont importantes et se répercutent à la sortie du système planté et du témoin non planté.

La charge entrante varie de 76,25 à 124,76 mg/l, de décembre 2003 à novembre 2004; la concentration moyenne en $N-NH_4$ à l'entrée est de $103,88 \pm 20,63$ mg/l. Elle est réduite dans les eaux usées traitées à une moyenne de $4,92 \pm 1,85$ mg/l pour la sortie du témoin non planté est légèrement en dessous de la concentration moyenne dans les eaux usées traitées par le système planté. Le

système non planté montre l'efficacité du drain à évent dans l'élimination de l'azote ammoniacal.

Les taux d'abattement moyens réciproques obtenus sont de 95,25 % pour le lit planté (tableau 3). Visiblement, la présence des plantes et des conduites d'aération intervient significativement dans l'élimination de l'ammonium ($N-NH_4$). Quelle que soit la saison, les deux systèmes (planté et non planté) se montrent performants. En général, on note une nette amélioration des

abattements de $N-NH_4$ durant la période d'étude.

L'élimination de $N-NH_4$ est largement dépendante de l'approvisionnement en oxygène. En effet, l'oxygène produit provient, outre de la diffusion de l'oxygène atmosphérique favorisé par la conduite d'aération du système, de la libération par les racines des plantes. D'après Armstrong [26], les plantes aquatiques libèrent de l'oxygène des racines vers la rhizosphère. L'oxygène produit et/ou existant joue un rôle important en stimulant la croissance des bactéries aérobies en particulier, les bactéries nitrifiantes [19-27] responsable de l'oxydation de l'ammonium. D'après Brix [28], dans les sites aérobies, les ions

ammoniums peuvent être oxydés en nitrites par les bactéries nitrifiantes (*Nitrosomonas*) et en nitrates par nitrobacter. Réciproquement, les nitrates peuvent être dénitrifiés dans le milieu

Tableau 3: Teneurs moyennes et d'abattement en $N-NH_4$ à l'entrée et à la sortie du système planté et du témoin non planté (Nombre d'échantillons = 24)

Teneur en mg/l	EUB		EUT	
		Système à roseaux		Témoin non planté
$N-NH_4$	103,88	4,20 (95,95 %)*		4,92 (95,25%)*

(*) : % d'abattement moyen

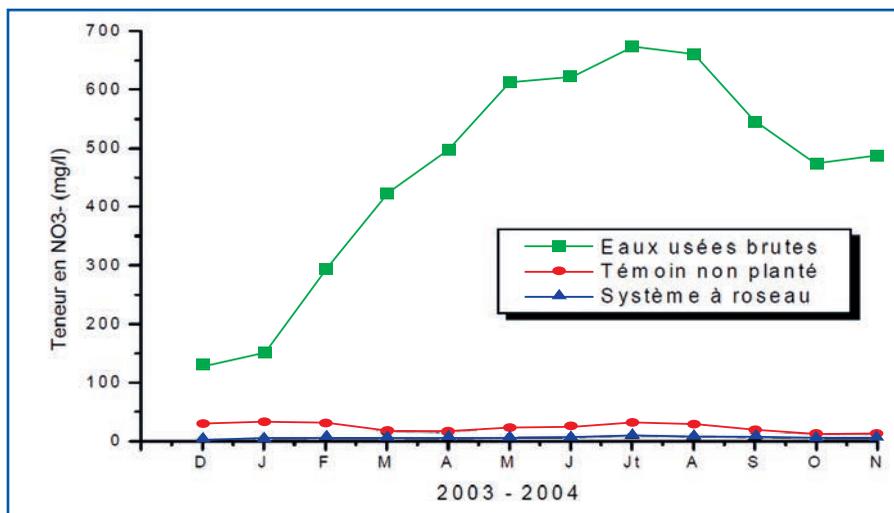


Figure 9 : Évolution temporelle de la teneur en nitrates à l'entrée et à la sortie du système planté et du témoin non planté.

anaérobie et émet sous forme gazeuse dans l'atmosphère.

Élimination de l'azote oxydé (N-NO₃)

Généralement, le nitrate est présent dans les eaux usées brutes à des concentrations très faibles à nulles. Il apparaît cependant à des concentrations plus élevées à la sortie des systèmes étudiés.

Au début de l'expérimentation, les eaux usées traitées par le lit planté montrent des concentrations légèrement élevées en N-NO₃ comprises entre 11,87 et 32,54 mg/l (figure 9). Cela traduit un lessivage d'azote stocké dans l'eau résiduaire du substrat, sous forme nitrifiée. Entre deux irrigations successives, les nitrates se forment à partir de l'ammonium adsorbé au substrat des filtres.

Durant la période d'étude, les concentrations moyennes en N-NO₃ sont 5,34 ± 1,8 mg/l pour les eaux usées brutes et 22,8 ± 10,56 mg/l et 463,58 ± 210,8 mg/l respectivement dans les eaux de sortie du lit à roseaux et du témoin non planté.

Les eaux plus riches en N-NO₃ à la sortie du lit non planté témoignent de l'existence d'une activité nitrifiante plus intense. En revanche, pour la plantation de roseaux, la production de N-NO₃ est faible. Ceci peut être expliqué par le processus de nitrification qui est faible au niveau de ce système et/ou par la dénitrification qui est plus active [29].

Élimination des ortho-phosphates (P-PO₄)

La figure 10 représente l'évolution temporelle de la teneur en PO₄³⁻ dans les eaux d'entrée et de sortie de chaque système planté et du

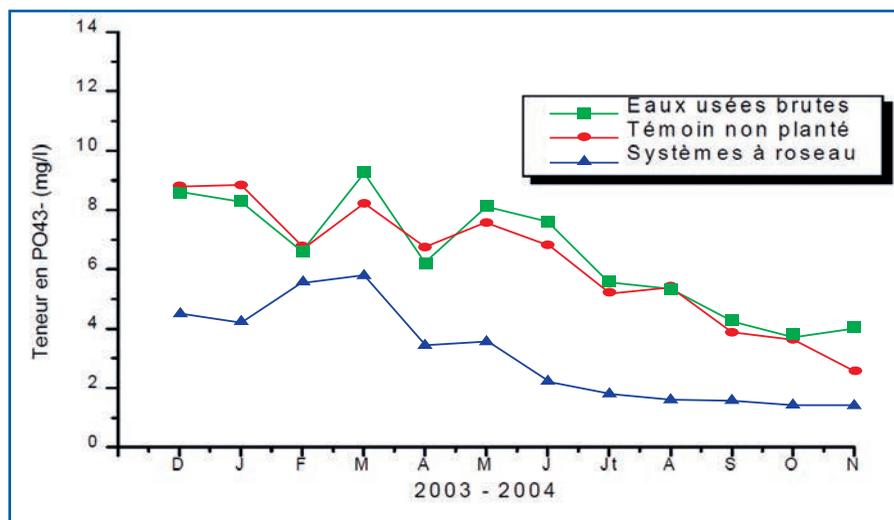


Figure 10 : Évolution temporelle de la teneur en PO₄³⁻ à l'entrée et à la sortie du système planté et du témoin non planté.

témoin non planté. Les eaux usées à l'entrée des pilotes montrent une importante variation des teneurs en phosphore. Les concentrations en PO₄³⁻ fluctuent entre 6,34 et 10,26 mg/l. durant la période expérimentale, la concentration moyenne en PO₄³⁻ est de 4,70 mg/l. L'analyse de la figure 10, indique que la teneur en PO₄³⁻ que ce soit dans les EUB ou les eaux traitées suivent une évolution similaire.

Pour le lit de roseaux, l'évolution de la teneur en PO₄³⁻ à la sortie montre en début d'expérimentation une phase de surcharge de l'effluent en phosphore. Il semble se produire un lessivage du substrat saturé en phosphore. Ces pertes coïncident avec la phase de repos végétatif.

Les eaux traitées sont, en effet, moins chargées et leur qualité pour ce paramètre est relativement stable. La concentration moyenne en PO₄³⁻ des eaux traitées durant toute la durée des observations est en moyenne de 5,62 mg/l.

Durant cette période, les systèmes sont à leur optimum de fonctionnement. Par contre, l'abattement minimal est enregistré en hiver pour le système de roseaux. Les abattements moyens respectifs obtenus par le lit planté de roseaux et par le témoin

non planté sont de 35,75 % et de -3,62 % (tableau 4).

Avec l'abattement moyen obtenu (35,75 %) le système de roseau a montré un potentiel de traitement tertiaire intéressant et encourageant en comparaison avec le témoin non planté (-3,62 %) et en tenant compte du temps de séjour trop court. Dans ces systèmes, les principales voies d'élimination du phosphore se déroulent au niveau du substrat. En effet, le phosphore est peu soluble dans l'eau et manifeste une très grande affinité vis-à-vis de certains constituants du substrat (calcium, fer, aluminium) [30].

Dans l'ensemble, en comparant chaque système planté avec le témoin non planté,

la présence des plantes aquatiques se montre d'une importance majeure dans la rétention du phosphore quelle que soit la saison. Par ailleurs, l'application du test ANOVA confirme que

Tableau 4 : Teneurs moyennes et d'abattement en PO₄³⁻ à l'entrée et à la sortie du système planté et du témoin non planté (Nombre d'échantillons = 24)

Teneur en mg/l	EUT	
	Système à roseaux	Témoin non planté
P-PO ₄	4,70	4,87 (-3,62%)*

(*) : % d'abattement moyen

la différence entre système non planté et témoin non planté est significative ($p < 0,05$).

En perspectives

Tester sur de plus grandes épaisseurs et réduire le taux d'application hydraulique pour optimiser les performances épuratoires des systèmes étudiés.

Tester d'autres types de substrats (mélange d'argile et de sable, gravier).

Appliquer ce procédé extensif de traitement pour les agglomérations de tailles comprises entre 500 EH et 5000 EH (équivalents habitants) du fait de leurs faibles contraintes techniques et financières, de leur bonne intégration écologique et de la possibilité de réutilisation locale de l'effluent traité.

Le grand roseau ou canne de Provence (*Arundo donax*) est une plante aquatique

valorisable; ses tiges sont très utilisées pour la vannerie, fabrication d'instruments de musique et de canne à pêche, production de cellulose...

Conclusions

Le système planté et le témoin non planté assurent une élimination importante de la charge organique. Ils fournissent des eaux épurées claires et limpides avec une charge organique réduite par rapport à celle des eaux brutes malgré le temps de séjour très court.

L'élimination des MES par le lit de roseau est presque toujours supérieure à 90 % quelle que soit la charge à l'entrée et quelle que soit la saison.

Quant à l'élimination de l'azote, les eaux usées traitées par les pilotes plantés de roseaux sont de qualité nettement meilleures par référence aux eaux usées brutes.

En effet, les systèmes plantés se montrent efficaces dans l'élimination de l'ammonium. Ce dernier est éliminé avec un abattement de 95,25 %. Le système non planté entraîne une production de nitrates plus ou moins importante, observée au niveau des eaux traitées.

Dans le cas de l'élimination du phosphore, la présence des plantes aquatiques se montre d'une importance majeure dans la rétention du phosphore. En effet, le roseau commun assure un abattement de 35,75 % pour les orthophosphates. Par contre, le témoin non planté assure un abattement moyen de -3,62 % (effet de relargage).

L'expression des résultats obtenus en termes de flux (rétention réelle) permet de rendre compte de l'efficacité épuratoire réelle du lit à roseaux principalement en période chaude où les pertes d'eau par évapotranspiration sont importantes. ■

Références bibliographiques

- [1] - H. Brix. Wastewater treatment in constructed wetlands system design, removal processes, and treatment performance. In Moshiri. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, (1993) pp. 9-22.
- [2] - H. Brix. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants – The root-zone method. Wat. Sci. Tech., 19, Rio (1989), 107-118.
- [3] - M. Radoux. Épuration des eaux usées par hydrosère reconstituée. Tribune de l'eau, Vol. 42, N° 540, (1989) pp.62-68.
- [4] - M. Radoux. Épuration comparée des eaux usées domestiques par hydrosères reconstituées sous climat tempéré. Hydrosère d'application sous climat sahélien. Trib. Cebedeau. n° 518, 40, (1987) pp. 11-20.
- [5] - L. Kulzer. Water pollution control aspects of aquatic plants: Implication for stormwater quality management. Report of office of water quality, Municipality of Metropolitan Seattle, (1990) 38 p.
- [6] - J. Vymazal. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, Backhuys Publisher, Leiden (1998).
- [7] - F. Cluzel. Diagnostic comparé de systèmes d'assainissement autonomes. Application aux systèmes semi-collectifs, DDASS de Loire-Atlantique, École Nationale de la santé publique, Rennes (1993).
- [8] - A. Liénard, C. Boutin, and D. Esser. domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. Pergamon Press, IAWPRC Conférence « Advances in water Pollution Control », (1990) pp. 183-192.
- [9] - Boutin et al. Development of a new generation of reed-bed filters in France: first-results. Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control, Vol. 2, Vienna, Sept. 15-19, (1996) 8p.
- [10] - M. Abissy. Potentialités des plantes héliophytiques dans le traitement des eaux usées et possibilité de valorisation agricole des eaux épurées sous climat aride. Thèse de Doctorat National. Université Cadi Ayad, faculté des sciences Semailia-Marrakech. (2000) 284p.
- [11] - R. Nègre. Petite flore des régions du Maroc occidental. Tome I, Edition du centre national de la recherche scientifique. 15, quai Anatole-France-Paris, Ville (1961).
- [12] - V. Vetvicka et Z. Krejčova. Plantes au bord de l'eau et des prairies. Edition Gründ, Paris, imprimé en Tchécoslovaquie par Svoboda, Prague, (1985) 223 p.
- [13] - A. G. Wathugala et al. Removal of nitrogen, phosphorus and COD from wastewater using sand filtration system with Phragmites australis. Wat. Res., 21, 10, (1986) 1217-1224.
- [14] - J. Rodier. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 7e Edition: Dunod, Bordas, Paris, (1984) 1365p.
- [15] - A.F.N.O.R, (1983). Recueil des normes françaises: eau, méthodes d'essai. 2e édition. Paris.
- [16] - J. C. J. Bonzongo. Phosphore et sédiment: Méthodes d'analyse, stockage, relargage et biodisponibilité. Thèse de 3^e cycle, Université de Rennes I, U.E.R. sciences de la vie et de l'Environnement, (1990) 197 p.
- [17] - G. Aubert. Méthodes d'analyses des sols. Edition C.R.D.P., Marseille, (1978) 360 p.
- [18] - O. Baddour. Variabilité climatique de la région du Gharb, étude de cas de la station de Kénitra. Journée sur la gestion de l'eau organisée par Wilaya du Gharb au Maroc (2000).
- [19] - R. M. Gersberg, B. V. Elkins, S. R. Lyon, and C. R. Goldman. Role of aquatics plants in wastewater treatment by artificial wetlands, Wat. Res., 20, 3, (1986) 363-368.
- [20] - G. Laouali, L. Dumont, M. Radoux, and G. Vincent. General design and performance of reed and emergent hydrophyte beds for domestic wastewater treatment in Quebec, Canada. Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control, Vol. 1, Vienna, Sept. 15-19, (1996) 8p.
- [21] - A. J. Biddlestone, K. R. Gray, and Thurairajan. A botanical approach to the treatment of wastewaters, Journal of Biotechnology, 17, (1991) 209-220.
- [22] - W. Montgomery. Demonstration project in the treatment of domestic wastewater with constructed wetlands. Stage II – Monitoring of Maintenance. Final report. LIFE95UK\A13\GR\181\THE (1997).
- [23] - M. Abissy, et L. Mandi. Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées: cas du roseau. Revue: L'Eau, l'Industrie, les Nuisances N° 222, (1999) pp. 53-56.
- [24] - K. Von Felde, and S. Kunst. N- and COD – removal in vertical flow systems. Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control, Vol. 1, Vienna, Sept. 15-19, (1996) 8p.
- [25] - Ch. Platzer, and K. Mauch. Evaluations concerning soil clogging in vertical flow reed beds-mechanisms, parameters, consequences and solutions?. Proceeding of 5th (1996).
- [26] - J. Armstrong, and W. Armstrong. Phragmites australis – a preliminary of study of soil oxidising sites and internal gas transport pathways. Newphytol. 108, (1988) 373-382.
- [27] - K. R. Reddy et T. A. Debusk. (1987). State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. Wat. Sc. Tech., Vol. 19, N° 10, (1987) pp. 61-79.
- [28] - H. Brix. Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Historical Development, Present Status, and Future Perspectives, Wat. Sci. Tech. vol. 30, n° 8, (1994) pp. 209-223.
- [29] - P. S. Burgoon, K. R. Reddy, T. A. DeBusk, and B. Koopman. Vegetated submerged beds with artificial substrates. II: N and P removal. Journal of Environmental Engineering, 117, 4, (1991) 408-424.
- [30] - J. P. Legros. La pollution des eaux par les nitrates et les phosphates. Communication présentée à l'Académie des Sciences et Lettres de Montpellier, (1990) 24p.