

Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau

The use of rooted aquatic plants for urban wastewater treatment: case of *Arundo donax*

M. Abissy and L. Mandi

Volume 12, Number 2, 1999

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705353ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705353ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Abissy, M. & Mandi, L. (1999). Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 12(2), 285–315.
<https://doi.org/10.7202/705353ar>

Article abstract

Aquatic plant - based system is increasing popular alternatives for treatment of various types of wastewater. Conventional wastewater treatment requires large capital investments and consumes large amounts of energy. While, aquatic plants are a simple and energy efficient means of removing some nitrogen and phosphorus quantities and other pollutants from wastewater. The present study consists of testing the efficiency of an helophyte *Arundo donax* to treat urban effluent under an arid climate and to assess the suitability of the treated effluent for irrigation purposes.

The experiment was conducted from August 1994 to September 1996. Fourth plots (capacity : 115 liters, diameter : 57 cm) were filled to depth of 5 cm and 30 cm with respectively gravel and soil (texture : 30% clay, 34% silt and 36% sand). Two plots were planted with reeds. Young shoots were taken from local and natural reed stand, cleaned, weighed and transplanted in August 1994 at a rate of 34 shoots/m². Two unplanted plots served as a control. The soil used has sustained the spreading of wastewater for more than 60 years. It was an organic soil with a pH near neutrality. Alimentation was exclusively done by urban raw effluent with batch loads of 25 liters every 7 days. Water flowed vertically through the substratum.

In order to investigate the capacity of the systems for organic loads, phosphorus and nitrogen removal, the concentration in the inflow and outflow of each plots was determined over the whole period of experiment. At the end of experiment, the reeds biomass and nutrients analysis in plant material and soil were evaluated.

The control of system hydrology indicate that the retention time of planted system was very short. It varied between few hours to only few minutes in Summer. The unplanted system become completely clogged in Winter. So, the presence of *Arundo donax* in planted system maintained sufficient porosity in order to allow water pollution for treatment and to prevent the clogging which was a problem in the unplanted one.

Over the whole experimental period, results revealed significant performances of reed beds for organic load reduction. The mean elimination rates were 90% for TSS and 70% for COD. The TSS and COD elimination performance of unplanted soil was only little lower (TSS: 83% and COD: 90%). Removal of TSS and COD for the two systems, planted and unplanted, didn't varied significantly from season to another (p<0.05). TSS and COD elimination were almost entirely due to physical processes (filtration and sedimentation) associated to microbial community and the presence of reeds.

The nutrients reed bed removal efficiencies were relatively low (total phosphorus : 28%, orthophosphates : 10% and ammonium : 24%). The system was more efficient in removing NTK (53%). The unplanted soil carried away an overloading of effluent in phosphorus and ammonium particularly in Winter. The treatment could be improved if we took into account the evaporation and evapotranspiration phenomena in each systems. The planted bed appeared to reduce more phosphorus (TP : 52% and PO₄ : 39%) and nitrogen (NTK : 68% and NH₄ : 48%). The unplanted soil removed 12%, -8%, 3% and 51% respectively for TP, PO₄, NTK and NH₄.

The results showed that the presence of reeds can indeed improve the removal efficiencies in planted plots than the unplanted one. This amelioration was about 17 to 47% for nutrients and only 3 to 7% for organic loads.

Concerning parasitological load, there are several helminthic parasites that occur in wastewater. Two types of helminth eggs were recovered from the sample tested : Nematodes (*Ascaris*, *Trichuris*) and Cestodes (*Hymenolepis*, *Taenia*). *Hymenolepis* eggs alone represented 50% of the total number of helminthic eggs. For protozoa, the most important found in the inflow were the protozoan *Entamoeba* and *Giardia*. The parasitological load presented an important temporal fluctuation at the influent with concentrations varying from 0 to 13 eggs/l and 55 to 1903 cysts/l respectively for helminthic eggs of protozoal cysts. In contrast, helminth eggs were never found at the outflow of planted and unplanted systems. On the other hand, except of the fourth occasions where protozoal cysts were found at the outflow of planted system, the effluents of all the systems generally were exempt of protozoal cysts. The protozoal reed bed removal efficiencies was about 99,8%. So, it will be necessary to increase the filter depth in order to prevent this problem. According to WHO guidelines (1989) for crops irrigation, the quality of effluent should be classified within category B which could be reused for irrigation of cereal crops, fodder and trees.

On the other hand, conductivity, sodium and chlorides content increased in planted system more than the unplanted one when the effluent flowed through the substratum. So, when we compared the quality of treated water with FAO guidelines (relating to physico-chemical water quality designed for irrigation) it appeared that the risk of salinity must be taken into consideration. It is recommended that treated wastewater must be used in irrigation with caution and restriction on the type of crop planted. However, treated wastewater contains sufficient nutrients to reduce the need for other fertilization. The use of effluent in irrigation has, therefore, a positive economic impact.

Arundo donax presented a good resistance to irrigation with raw wastewater and it seems to be adapted to the soil rich in nutrients in which it was implanted. The reed above ground biomass produced was estimated at 85,3 tonnes dry weight.ha⁻¹. It represented 50% of total biomass of reed. Nitrogen and phosphorus removed by the aerial parts were respectively about: 985,47 and 41,51 Kg.ha⁻¹. This amount account for about 12% of nitrogen and 3% phosphorus with regard to their load at the influent. Plant harvest once a year may be necessary to achieve definitive removal of nutrients incorporated in plant tissue.

Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau

The use of rooted aquatic plants for urban wastewater treatment: case of *Arundo donax*

M. ABISSY et L. MANDI*

Reçu le 05 mai 1998, accepté le 05 décembre 1998**.

SUMMARY

Aquatic plant-based system is increasing popular alternatives for treatment of various types of wastewater. Conventional wastewater treatment requires large capital investments and consumes large amounts of energy. While, aquatic plants are a simple and energy efficient means of removing some nitrogen and phosphorus quantities and other pollutants from wastewater. The present study consists of testing the efficiency of an helophyte *Arundo donax* to treat urban effluent under an arid climate and to assess the suitability of the treated effluent for irrigation purposes.

The experiment was conducted from August 1994 to September 1996. Fourth plots (capacity: 115 liters, diameter: 57 cm) were filled to depth of 5 cm and 30 cm with respectively gravel and soil (texture: 30% clay, 34% silt and 36% sand). Two plots were planted with reeds. Young shoots were taken from local and natural reed stand, cleaned, weighed and transplanted in August 1994 at a rate of 34 shoots/m². Two unplanted plots served as a control. The soil used has sustained the spreading of wastewater for more than 60 years. It was an organic soil with a pH near neutrality. Alimentation was exclusively done by urban raw effluent with batch loads of 25 liters every 7 days. Water flowed vertically through the substratum.

In order to investigate the capacity of the systems for organic loads, phosphorus and nitrogen removal, the concentration in the inflow and outflow of each plots was determined over the whole period of experiment. At the end of experiment, the reeds biomass and nutrients analysis in plant material and soil were evaluated.

Laboratoire d'Algologie et d'Hydrophytes, Département de Biologie, Faculté des Sciences Semlalia, Université Cadi Ayyad, B.P.2390, Marrakech, Maroc.

* Correspondance.

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 décembre 1999.

The control of system hydrology indicate that the retention time of planted system was very short. It varied between few hours to only few minutes in Summer. The unplanted system become completely clogged in Winter. So, the presence of *Arundo donax* in planted system maintained sufficient porosity in order to allow water pollution for treatment and to prevent the clogging which was a problem in the unplanted one.

Over the whole experimental period, results revealed significant performances of reed beds for organic load reduction. The mean elimination rates were 90% for TSS and 70% for COD. The TSS and COD elimination performance of unplanted soil was only little lower (TSS: 83% and COD: 68,6%). Removal of TSS and COD for the two systems, planted and unplanted, didn't varied significantly from season to another ($p < 0.05$). TSS and COD elimination were almost entirely due to physical processes (filtration and sedimentation) associated to microbial community and the presence of reeds.

The nutrients reed bed removal efficiencies were relatively low (total phosphorus: 28%, orthophosphates: 10% and ammonium: 24%). The system was more efficient in removing NTK (53%). The unplanted soil carried away an overloading of effluent in phosphorus and ammonium particularly in Winter. The treatment could be improved if we took into account the evaporation and evapotranspiration phenomena in each systems. The planted bed appeared to reduce more phosphorus (TP: 52% and PO_4 : 39%) and nitrogen (NTK: 68% and NH_4 : 48%). The unplanted soil removed 12%, -8%, 3% and 51% respectively for TP, PO_4 , NTK and NH_4 .

The results showed that the presence of reeds can indeed improve the removal efficiencies in planted plots than the unplanted one. This amelioration was about 17 to 48% for nutrients and only 3 to 7% for organic loads.

Concerning parasitological load, there are several helminthic parasites that occur in wastewater. Two types of helminth eggs were recovered from the sample tested: Nematodes (*Ascaris*, *Trichuris*) and Cestodes (*Hymenolepis*, *Taenia*): *Hymenolepis* eggs alone represented 50% of the total number of helminthic eggs. For protozoa, the most important found in the inflow were the protozoan *Entamoeba* and *Giardia*. The parasitological load presented an important temporal fluctuation at the influent with concentrations varying from 0 to 13 eggs/L and 55 to 1903 cysts/L respectively for helminthic eggs of protozoal cysts. In contrast, helminth eggs were never found at the outflow of planted and unplanted systems. On the other hand, except of the fourth occasions where protozoal cysts were found at the outflow of planted system, the effluents of all the systems generally were exempt of protozoal cysts. The protozoal reed bed removal efficiencies was about 99,8%. So, it will be necessary to increase the filter depth in order to prevent this problem. According to WHO guidelines (1989) for crops irrigation, the quality of effluent should be classified within category B which could be reused for irrigation of cereal crops, fodder and trees.

On the other hand, conductivity, sodium and chlorides content increased in planted system more than the unplanted one when the effluent flowed through the substratum. So, when we compared the quality of treated water with FAO guidelines (relating to physico-chemical water quality designed for irrigation) it appeared that the risk of salinity must be taken into consideration. It is recommended that treated wastewater must be used in irrigation with caution and restriction on the type of crop planted. However, treated wastewater contains sufficient nutrients to reduce the need for other fertilization. The use of effluent in irrigation has, therefore, a positive economic impact.

Arundo donax presented a good resistance to irrigation with raw wastewater and it seems to be adapted to the soil rich in nutrients in which it was implanted. The reed above ground biomass produced was estimated at 85,3 tonnes dry weight $\cdot ha^{-1}$. It represented 50% of total biomass of reed.

Nitrogen and phosphorus removed by the aerial parts were respectively about: 985,47 and 41,51 kg · ha⁻¹. This amount account for about 12% of nitrogen and 3 % phosphorus with regard to their load at the influent. Plant harvest once a year may be necessary to achieve definitive removal of nutrients incorporated in plant tissue.

Key-words: *aquatic plant, arid climate, Arundo donax, treatment, wastewater.*

RÉSUMÉ

La présente étude consiste à tester les potentialités d'un héliophyte : le roseau (*Arundo donax*) à épurer une eau usée urbaine sous un climat aride.

Le pilote expérimental est constitué de bacs de 115 L de capacité, remplis sur une épaisseur de 5 cm de gravier et de 30 cm de sol (texture : limono-argilo-sableuse). Deux bacs sont plantés de jeunes tiges de roseaux. Deux autres bacs non plantés sont pris comme témoins. L'alimentation du système se fait exclusivement par des eaux usées urbaines en bâchées de 25 L/jour et ce avec une fréquence régulière d'une fois par semaine. L'écoulement se fait par translation verticale à travers le substrat. L'eau de percolation est récupérée au moyen d'un drain placé à la base de chaque bac.

L'étude du fonctionnement hydrologique des pilotes testés, a montré que le débit moyen à la sortie du lit planté (254 mL/min) est cinq fois plus élevé par rapport au lit non planté (51 mL/min). Ce qui permet soit de traiter un volume d'eau usée plus important ou bien de réduire la superficie nécessaire par équivalent habitant. En plus, il apparaît que la présence du roseau aide d'une part à prévenir le colmatage qui est un problème fréquent dans le sol non planté et d'autre part de maintenir une porosité suffisante pour assurer la percolation des eaux en traitement.

Le suivi des performances épuratoires du système à roseau montre que ce dernier assure une élimination importante de la charge organique (MES : 91%, DCO : 72 %). Il fournit des eaux épurées claires et limpides. Ces résultats sont comparables à ceux du sol non planté. La réduction de NTK est de l'ordre de 53% pour le lit planté contre 41% pour le sol nu. En général, le lit planté est plus efficace dans l'élimination de l'azote. Concernant l'élimination des ions ammoniums, le taux d'abattement moyen pour le lit planté est de 24 %. Le sol non planté présente une surcharge de l'effluent à la sortie en ammonium (- 17 %). Le phosphore total et les orthophosphates subissent globalement un faible abattement avec des phases de relargage et d'autres d'abattement. L'abattement moyen obtenu par le système planté ne dépasse pas 28 % et 10 % respectivement pour le PT et les PO₄. Dans le système non planté, il se produit un relargage de phosphore qui se maintient sur une longue période durant la 1^{re} année et qui se répète également en 2^e année de fonctionnement avec une intensité moins importante. L'abattement moyen obtenu est de - 8 % et - 33% respectivement pour le PT et les PO₄.

En tenant compte des pertes d'eau par évapotranspiration, la correction effectuée a montré une nette amélioration des performances épuratoires surtout pour le sol planté où les pertes de volume sont considérables. Dans ce cas l'abattement moyen obtenu pour le lit planté est de 68%, 48 %, 52 % et 39 % respectivement pour NTK, NH₄, PT et PO₄. Pour le sol non planté, les abattements sont plus faibles (NTK : 51 %, NH₄ : 3 %, PT : 12 %, PO₄ : - 8 %).

La présence du roseau dans le système planté assure donc une nette amélioration de l'abattement de la charge organique et des nutriments par rapport au sol nu. Cette amélioration est faible (3 à 7 %) pour la DCO et les MES, par contre pour les nutriments, elle est beaucoup plus importante (17 à 48 %).

Concernant la charge parasitaire, les deux systèmes planté et non planté, assurent une élimination totale des œufs d'helminthes parasites. Pour les kystes de

protozoaires, le système planté assure une réduction de 99,8 %. Avec l'épaisseur du substrat testée, les risques de détecter des kystes de protozoaires à la sortie des systèmes plantés est à appréhender. Selon la norme de l'OMS, l'effluent de sortie du système est classé en catégorie B.

Le roseau produit une biomasse importante qui atteint 176,5 t/ha. La biomasse aérienne facilement éliminée par faucardage est de 85,3 t/ha. Le taux d'azote et de phosphore exporté avec cette biomasse atteint 98,54 et 4,15 g/m² respectivement. Ces taux retenus au niveau des parties aériennes représentent 12% de la charge reçue par le système en azote et 3% de la charge reçue en phosphore.

Mots clés : *Arundo donax, climat aride, eau usée, macrophyte aquatique, traitement.*

1 – INTRODUCTION

Dans la plupart des pays du monde, on assiste à un intérêt croissant et irréversible du grand public pour la protection de l'environnement. Le problème de pollution des eaux est de moins en moins toléré, et les techniques d'épuration dont le traitement par les plantes hélophytiques bénéficient d'une attention croissante. Les hélophytes intéressants dans le domaine de la phyto-épuration sont assez nombreux, parmi lesquels le roseau qui fait l'objet de cette étude. Les potentialités épuratoires des plantes aquatiques et plus particulièrement du roseau ont été mises en évidence par Seidel dès 1946 pour traiter des effluents industriels contenant des substances chimiques tels que les phénols, les chlorophénols et les métaux lourds. Depuis, cette nouvelle technologie extensive a été exploitée avec succès par plusieurs auteurs (FINLAYSON et CHICK, 1983 ; BIDDLESTONE *et al.*, 1991 ; BRIX, 1993...) pour le traitement de plusieurs types d'effluents (effluent de laiterie, d'abattoir, domestique, urbain...). En général, il est prouvé que les systèmes plantés sont plus efficaces que ceux non plantés (RADOUX et KEMPS, 1988 ; WATHUGALA *et al.*, 1987).

La base du traitement par les macrophytes aquatiques enracinés repose particulièrement sur le fait que :

- ce sont pour la plupart des plantes à rhizome horizontal et vertical qui fournissent un support pour la croissance des bactéries et pour la filtration des substances particulières (GESBERG *et al.*, 1986). Le rhizome assure aussi avec les racines une forte perméabilité du sol et une grande surface de contact entre sol - eau usée (RADOUX et KEMPS, 1988). Ces racines produisent des exsudats toxiques pour les bactéries pathogènes ;

- ils ont l'aptitude de transmettre l'oxygène des feuilles à travers la tige dans la rhizosphère (BRIX, 1993 ; BIDDLESTONE *et al.*, 1991) qui stimule la dégradation de la matière organique et la croissance des bactéries nitrifiantes (GESBERG *et al.*, 1986) ;

- le roseau, en particulier, s'adapte facilement à divers types de milieux et il est doué d'une grande productivité aérienne facilement valorisable (HASLAM, 1972).

En comparaison avec les systèmes conventionnels, les systèmes plantés ont plusieurs avantages. Ils sont moins coûteux à construire et à exploiter, peuvent être construits sur le site de production des eaux usées, nécessitent peu d'équi-

pements mécanisés et sont moins sensibles aux variations de charges polluantes (BRIX, 1993).

À Marrakech, le traitement des eaux usées par les roseaux a été testé par MANDI *et al.* (1996) sous un régime d'écoulement horizontal. L'objectif de la présente étude est de mettre en évidence les potentialités du roseau à épurer les eaux usées sous un régime d'écoulement vertical, de les comparer à celles d'un sol non planté placé sous les mêmes conditions expérimentales et d'essayer ensuite de discuter la qualité de l'effluent en vue d'une réutilisation en agriculture.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'expérience est réalisée dans la ville de Marrakech caractérisée par un climat aride à semi-aride avec une pluviométrie moyenne de 240 mm/an. La température moyenne varie entre un minimum de 5 °C et un maximum de 38 °C.

Le pilote expérimental est constitué de bacs de 115 L de capacité, remplis sur une épaisseur de 5 cm de gravier et de 30 cm de sol (*figure 1*). Deux bacs sont plantés de jeunes tiges de roseaux (densité = 35 tiges/m²). Deux autres bacs non plantés sont pris comme témoins. L'alimentation du système se fait exclusivement par des eaux usées urbaines en bâchées de 25 L/jour et ce avec une fréquence régulière d'une fois par semaine. L'écoulement se fait en percolation à travers le substrat. L'eau de percolation est récupérée au moyen d'un drain placé à la base de chaque bac.

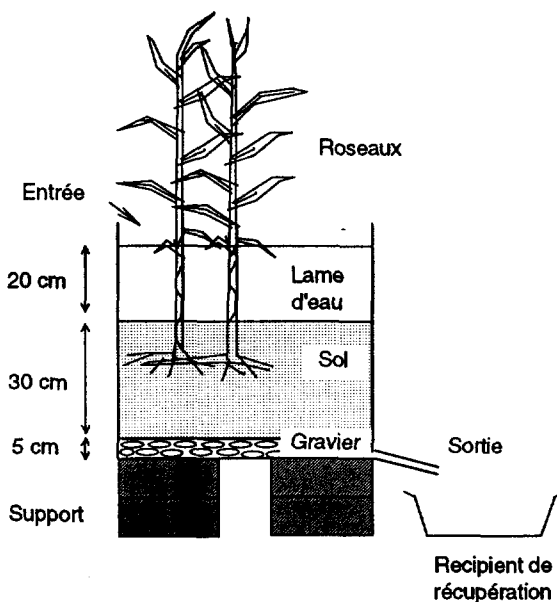


Figure 1 Dispositif expérimental.
Experimental setup.

Le sol utilisé a une texture limono-argilo-sableuse (30 % argile, 34 % limon et 36 % sable). Il est en provenance de la zone d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech. C'est un sol qui a subi l'impact des eaux usées pendant plus de 60 ans. Ce sol est riche en matière organique et a un pH proche de la neutralité. Les caractéristiques physico-chimique de ce sol sont indiquées au tableau 1. Notre choix s'est porté sur ce sol sachant qu'il est très riche en azote et surtout en phosphore vu qu'il est envisagé d'installer les stations à grandeur nature sur ce même substrat.

Tableau 1 Caractéristiques physico-chimiques du substrat utilisé.

Table 1 Mean characteristics of soil used for treatment plant.

pH	CD ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C (mg/g)	PT (mg/g)	NTK (mg/g)
6.84	671,42	21,32	1,39	2,436

Le matériel végétal utilisé est une monocotylédone de la famille des graminées, il s'agit du roseau : *Arundo donax*. C'est une plante à rhizome horizontal et vertical qui pousse de façon spontanée dans le milieu naturel et forme des champs monospécifiques. C'est une espèce très productive qui s'adapte facilement à diverses conditions du milieu et fait partie d'un circuit commercial d'exploitation locale. Les jeunes pousses utilisées ont été prélevées dans le milieu naturel.

Les eaux usées à traiter sont originaires d'un émissaire de la ville en provenance du quartier résidentiel avec une importante concentration d'hôtels et d'administrations en plus d'une partie du quartier industriel. À la sortie de cet émissaire les eaux usées sont déversées dans le milieu naturel sans aucun traitement préalable. Les caractéristiques physico-chimiques de cet effluent sont indiquées au tableau 2.

Tableau 2 Caractéristiques physico-chimiques et parasitologique de l'effluent à traiter. (nombre d'échantillons = 79)

Table 2 Physico-chemical and parasitological characteristics of the influent (number of samples: 79).

Paramètres	Valeur moyenne sur toute la période d'étude (Août 1994-Septembre 1996)		
pH	6,87 \pm 0,27		
CE	1150,46 \pm 252,65	$\mu\text{S}/\text{cm}$	
MES	325,11 \pm 123,22	mg/l	
DCO totale	1149,21 \pm 612,45	mgO ₂ /l	
DCO dissoute	518,99 \pm 309,24	mgO ₂ /l	
DCO particulaire	630,21 \pm 377,14	mgO ₂ /l	
PT	10,93 \pm 2,97	mg/l	
P-PO ₄ ³⁻	7,28 \pm 2,09	mg/l	
NTK	56,65 \pm 15,92	mg/l	
N-NH ₄ ⁺	8,56 \pm 6,55	mg/l	
N-NO ₃ ⁻	0,019 \pm 0,021	mg/l	
Œufs d'helminthes	2 \pm 3	œufs /l	
Kystes de protozoaires	569 \pm 435	kystes/l	

L'expérience a été menée durant deux années successives s'étalant du mois d'août 1994 au mois de septembre 1996. Tout au long de cette période d'étude, le fonctionnement du pilote expérimental a été contrôlé par la mesure des paramètres hydrologiques, physico-chimiques et parasitologiques.

Les échantillons d'eau ont été collectés, chaque semaine, pendant la période du mois d'août 1994 au mois de septembre 1995 et, chaque 15 jours, durant la période du mois d'octobre 1995 au mois de septembre 1996. Les prélèvements sont effectués sur des échantillons à l'entrée (EUB) et des échantillons moyens, du volume total d'eau de percolation, à la sortie de chaque pilote. Ces échantillons ont fait l'objet d'une mesure des MES, DCO, PT, PO_4^{3-} , NH_4^+ , NTK, NO_3^- , pH, Conductivité, Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , les œufs d'helminthes et les kystes de protozoaires.

Les échantillons de sol et de végétal ont été recueillis au début et à la fin de l'expérimentation. Les prélèvements des échantillons du sol ont été réalisés au niveau de chaque pilote et consistaient en des carottes de sol sur toute l'épaisseur du substrat. Des échantillons moyens homogénéisés ont été prélevés, séchés et broyés. Pour le végétal, chacun des différents organes de la plante a été prélevé, lavé puis pesé afin de déterminer la biomasse totale. Des échantillons moyens et homogènes ont été recueillis, séchés séparément dans l'étuve à 80 °C jusqu'à poids constant puis broyés. Les échantillons de sol et de végétal ainsi préparés ont fait l'objet de la détermination des teneurs en azote et en phosphore au sein de chaque matériel.

2.1 Paramètres hydrologiques

Le suivi hydraulique a porté sur l'évolution du temps d'infiltration de la lame d'eau, du débit d'écoulement et d'une estimation des pertes d'eau au niveau de chaque système, soit :

- le temps d'infiltration ou temps de séjour : c'est le temps que met la lame d'eau de 20 cm pour s'écouler et disparaître de la surface du substrat ;
- le débit d'écoulement : c'est le débit moyen exprimé en mL/min ; il correspond au volume d'eau qui s'est écoulé pendant le temps d'infiltration ;
- les pertes d'eau par évapotranspiration sont mesurées par différence entre le volume d'eau apporté et le volume total d'eau récupéré à chaque irrigation (WATHUGALA, 1987). L'évapotranspiration est exprimée en pourcentage d'eau perdue par rapport au volume total d'eau apporté.

2.2 Paramètres physico-chimiques et parasitologiques

Pour les matières en suspension (MES), la méthode adoptée est celle de la filtration sur filtre GF/C et séchage à 105 °C jusqu'à poids constant. La teneur en MES est obtenue par différence des poids des filtres avant et après filtration (AFNOR, T90-105). La demande chimique en oxygène (DCO) est estimée par oxydation par un excès de bichromate de potassium à chaud et en milieu acide (AFNOR, T90-101). Le phosphore total (PT) est mesuré après minéralisation en milieu acide et en présence de persulfate de potassium suivi d'une analyse des orthophosphates. Les orthophosphates (P-PO_4^{3-}) sont déterminés par une mesure colorimétrique du complexe phosphomolybdique formé (AFNOR, T90-023). L'azote total kjeldahl (NTK) est dosé par la méthode AFNOR T90-110. C'est une minéralisation de l'azote organique en azote ammoniacal par l'acide sulfuri-

que. L'ammonium obtenu est dosé par acidimétrie après distillation. Le dosage des ions ammoniums ($N-NH_4^+$) s'effectue selon la méthode colorimétrique au bleu d'indophénol (AFNOR, T90-015). Les nitrates ($N-NO_3^-$) sont dosés selon la méthode colorimétrique par diazotation après réduction suite au passage à travers une colonne de cadmium (RODIER, 1984). Les mesures du pH et de la conductivité électrique (CE) sont effectuées respectivement par un pH mètre type ORION (AFNOR, X31-103) et par un conductivimètre type TACUSSEL qui donne des valeurs corrigées à 20 °C (RODIER, 1984). Les chlorures (Cl^-) sont dosés selon la méthode de Mohr (RODIER, 1984). Le sodium (Na^+) est dosé par spectrophotométrie de flamme. Le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}) sont dosés par complexométrie à l'aide d'une solution de sel disodique d'acide éthylènediamine tétracétique (EDTA) (Ca^{2+} : AFNOR, T90-010 et Mg^{2+} : AFNOR, T90-203). Pour le dénombrement des œufs d'helminthes et des kystes de protozoaires, la technique adoptée est la méthode diphasique de TELEMAN-RIVAS modifiée par BAILENGER (1962).

Concernant les échantillons de sol, NTK est déterminé selon la méthode Kjeldahl décrite par AUBERT (1978). Le phosphore total est déterminé selon le protocole de dosage proposé par BONZONGO (1990). Pour les échantillons de végétal, le principe de dosage de NTK est le même que celui pour l'eau (AFNOR, T90-110). Le dosage du PT s'effectue sur une solution minérale obtenue suite à une calcination de 1 g de matière sèche à 600 °C pendant 4 h. Les cendres obtenues sont reprises par HCl 6N (PINTA, 1980).

3 – RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Les caractéristiques des eaux usées utilisées sont présentés dans le tableau 2. C'est un effluent à pH proche de la neutralité et qui présente une charge polluante moyenne de 112,79 g/m²/j de DCO totale et 31,87 g/m²/j de MES.

3.1 Fonctionnement hydraulique des systèmes pilotes

La figure 2 montre l'évolution temporelle du temps d'infiltration ou temps de séjour de la lame d'eau apportée chaque semaine dans les deux pilotes (planté et non planté) durant la période d'expérimentation. Pour cette fréquence d'alimentation du système, le temps d'infiltration fluctue selon les saisons et les conditions climatiques.

- Pour le lit à roseaux, le temps de séjour varie de quelques heures en hiver et atteint quelques minutes en été. Ceci est probablement lié aux conditions climatiques : à temps chaud (T° moyenne estivale varie de 22 à 28 °C), l'humidité du substrat est réduite et la viscosité de l'eau est faible au point que l'eau s'infilte rapidement, par contre, à temps frais et pluvieux (T° moyenne hivernale varie de 11 à 16 °C), le substrat a un taux d'humidité élevé ce qui fait que la lame d'eau met plus de temps pour percoler. Le développement important du système racinaire et rhizomateux de la plante qui entraîne l'augmentation de la conductivité hydraulique du système peut aussi agir sur les variations du temps de séjour.

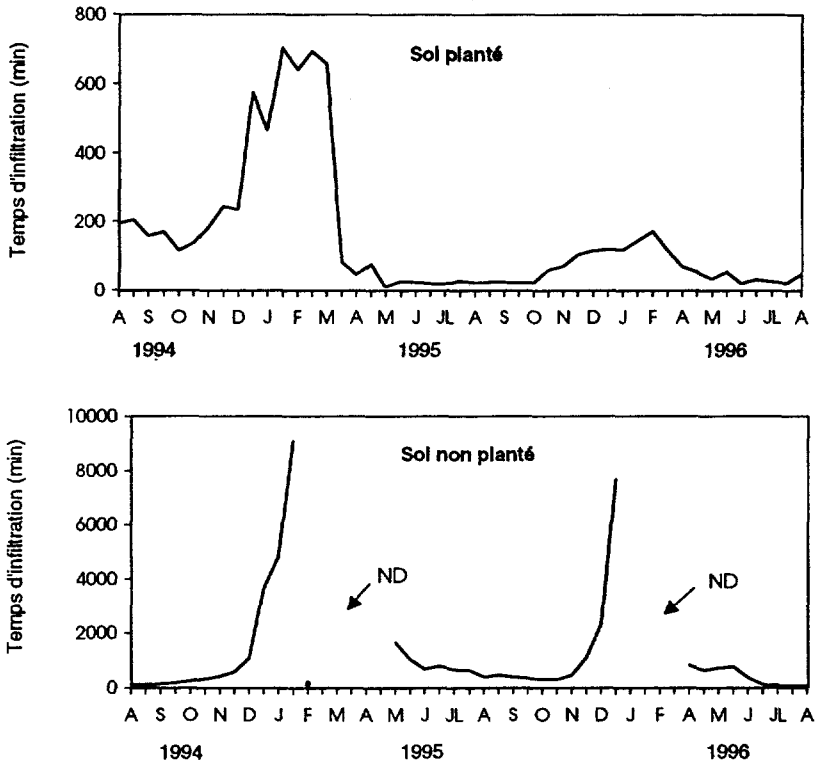


Figure 2 Évolution temporelle du temps d'infiltration de la lame d'eau (25 L) dans le lit planté et le sol non planté.
Temporal changes in wastewater infiltration times (25 L) in the planted and unplanted systems.

Cette augmentation étant plus marquée durant le second cycle de développement végétatif de la plante :

- hiver (janvier-mars) 1995 : 9 h 02 min et Hiver (janvier-mars) 1996 : 2 h 14 min,
- été (juillet-septembre) 1995 : 3 h 07 min et Été (juillet-septembre) 1996 : 31 min 11 s.

- Sous les mêmes conditions expérimentales, le sol non planté est incapable d'absorber le volume d'eau usée imposé par l'expérimentation. Un colmatage total survient dans ce système pendant les périodes hivernales. Il est marqué par la persistance de la lame d'eau sur la plage d'infiltration. Il s'agit d'un dépôt des matières en suspension à la surface du sol et de la formation d'un film bactérien qui obture les interstices du sol. Durant la période chaude, la couche colmatante se résorbe et le système retrouve progressivement sa conductivité hydraulique.

L'ensemble des résultats moyens obtenus durant les deux cycles d'études sont présentés dans le tableau 3.

Les pertes d'eau dans le système planté sont plus importantes par rapport au sol nu (*tableau 3*), ceci est probablement lié au phénomène d'évapotranspiration qui est plus important qu'une évaporation simple d'un sol non planté. Cependant, Le débit moyen à la sortie du lit planté (254,2 mL/min) est cinq fois plus élevé par rapport au lit non planté (51,4 mL/min). Ceci permet soit de traiter un volume d'eau usée plus important ou bien de réduire la superficie nécessaire par équivalent habitant.

Tableau 3 Caractéristiques hydrauliques des deux systèmes pilotes planté et non planté.

Table 3 Hydrological characteristics of planted and unplanted systems.

Système	Lit planté	Lit non planté
Temps d'infiltration (min)	2 ^h 33'	20 ^h 01'
Volume restitué (L)	16,86	21,85
Pourcentage de restitution (%)	67,5	87,4
Débit moyen (ml/min)	254,2	51,4
Pertes d'eau (%)	32,5	12,6

Au vu de ces résultats, il apparaît que la présence de cet hélophyte aide à prévenir le colmatage qui est un problème fréquent dans un sol nu et à maintenir une porosité suffisante pour assurer la percolation des eaux en traitement. Toutefois, le colmatage peut survenir également dans les systèmes plantés. C'est en fait l'un des problèmes auxquels sont exposés ces systèmes spécialement si le substrat est fin (SANFORD *et al.*, 1995). En effet, le choix d'un substrat convenable avec une bonne conductivité hydraulique et un temps de séjour adéquat, est également nécessaire pour un bon fonctionnement de ces systèmes. Ces conditions réunies permettent un meilleur contact sol-eau usée (BRIX, 1994). En effet, en utilisant un substrat sableux, WATHUGALA *et al.* (1987) n'ont détecté aucun signe de colmatage aussi bien dans les bacs plantés de *Phragmites australis* que dans les bacs non plantés tout en maintenant une lame d'eau de 20 cm au-dessus du substrat.

3.2 Performances épuratoires du pilote expérimental

- **pH** : le pH à la sortie des deux systèmes (planté et non planté) présente une légère variation par rapport à celui des eaux usées brutes. Le pH moyen à l'entrée est de 6,83. À la sortie des deux systèmes, le pH est de 7,14 et 7,29 respectivement pour le sol planté et le sol non planté. La même constatation est effectuée par FINLAYSON et CHICK (1983) qui ont obtenu une augmentation de la moitié d'une unité pour un lit planté de *Typha latifolia*.

- **La conductivité électrique** : La conductivité électrique des eaux usées traitées par le lit planté est constamment supérieure à celle des eaux usées traitées par le sol nu et celle des eaux usées brutes (*figure 3*). Cette augmentation est plus accentuée durant les périodes printanières (avril à juin) et estivales (juillet à septembre). Par contre, pour le sol non planté, la conductivité électrique présente la même évolution temporelle que celle des eaux usées brutes. La présence du roseau intervient certainement dans cette augmentation de la conductivité.

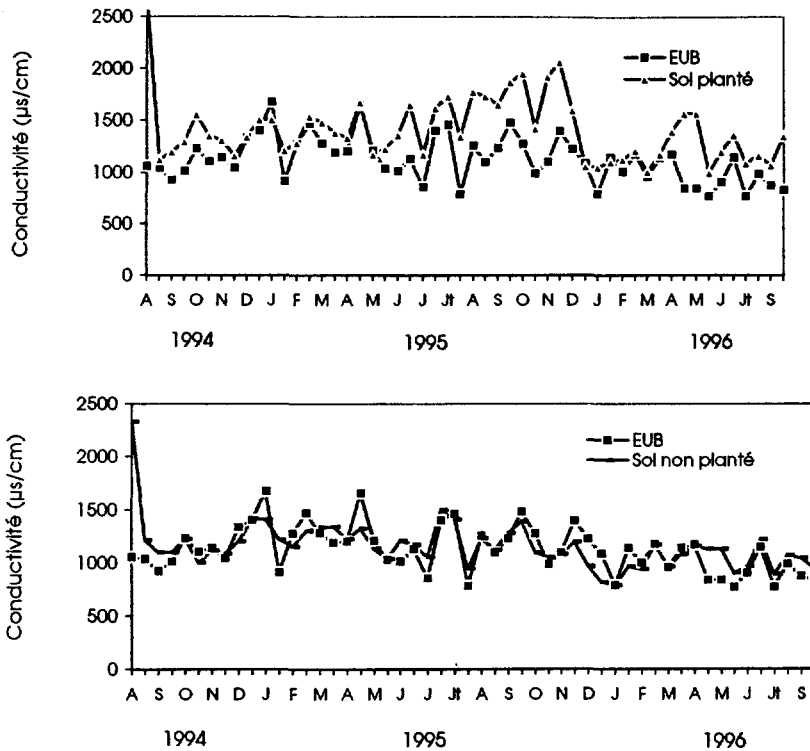


Figure 3 Évolution temporelle de la conductivité électrique à l'entrée et à la sortie du lit planté et du sol non planté.

Temporal changes in conductivity measured at the inlet and outlet of the planted and unplanted systems.

Un résultat similaire est obtenu par FINLAYSON et CHICK (1983) pour une plantation de *Typha latifolia*. Ils ont associé cette augmentation de la conductivité au phénomène d'évapotranspiration de la végétation qui tend à concentrer davantage l'effluent. Dans la présente étude, en prenant en compte la contribution de la conductivité électrique des eaux usées brutes à l'entrée à la corrélation entre la conductivité électrique des eaux usées traitées et le pourcentage d'évapotranspiration, nous avons obtenu un coefficient de corrélation partielle de 0,27 qui est significatif au seuil 5 %. Selon RANJANI *et al.* (1996), l'augmentation de la conductivité est plutôt liée au lessivage des minéraux du sol et à la minéralisation de la matière organique. Dans notre cas, il est probable que les trois processus combinés interviennent. D'autres investigations ont montré par contre qu'il n'y a aucune tendance dans le changement de la conductivité électrique (RIVERA *et al.*, 1996).

• **Les chlorures, le calcium, le magnésium et le sodium :**

L'évolution de la concentration en Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} et Na^+ au niveau des eaux usées traitées montre un enrichissement des eaux en ces ions surtout pour le système planté (tableau 4). Ces teneurs expliquent les fortes conductivités électriques mesurées dans les eaux usées traitées.

Tableau 4 Teneurs moyennes en éléments majeurs dans les eaux usées traitées (EUT) et les eaux usées brutes (EUB). (nombre d'échantillons = 79).

Table 4 Mean chlorides, calcium, magnesium and sodium concentration at the inflow and outflow of planted and unplanted systems.

	EUB	EUT Sol planté	EUT Sol non planté
Chlorures (méq/l)	9,85 ± 6,36	15,23 ± 8,51	9,77 ± 4,57
Calcium (méq/l)	4,51 ± 1,19	8,32 ± 3,06	6,56 ± 2,02
Magnésium (méq/l)	2,69 ± 1	4,22 ± 2,12	3,75 ± 1,70
Sodium (méq/l)	11,93 ± 6,24	19,13 ± 7,73	12,05 ± 4,54
SAR	6,32	7,64	5,31

Vu les résultats obtenus, la charge saline des eaux usées traitées par le système planté augmente considérablement surtout durant les périodes printanières et estivales. Par conséquent, des problèmes éventuels de salinité doivent être pris en considération dans le cas où l'eau traitée est réutilisée en irrigation (cas de la ville de Marrakech).

• **Élimination de la charge organique :**

Les figures 4 et 5 montrent respectivement l'évolution de la teneur en MES et DCO totale à l'entrée et à la sortie des deux systèmes : planté et non planté.

La concentration en MES des eaux usées brutes fluctue énormément entre un minimum à 113 mg/L et un maximum à 645 mg/L. Celle à la sortie du système planté est relativement constante et oscille autour d'une moyenne de 31,5 mg/L (figure 4). À la sortie du système non planté, on note deux pics de concentration en MES qui coïncident avec la période de colmatage du système (du mois de Janvier jusqu'au mois d'Avril). Durant cette période, on retrouve dans les eaux usées traitées une charge dite de néoformation liée à la présence d'algues (*Chlamydomonas*, certaines diatomées, des chlorophycées et des cyanophycées).

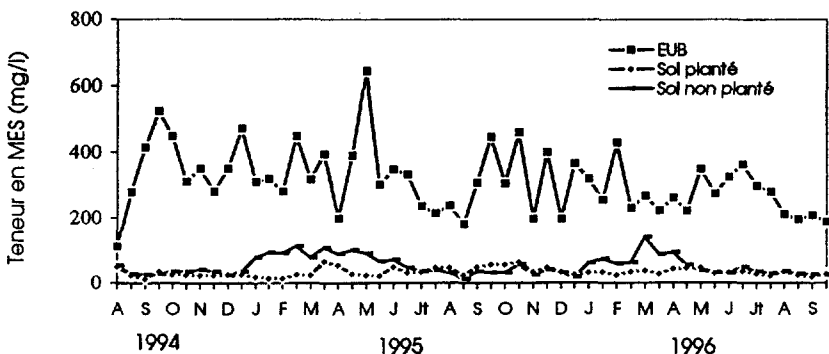


Figure 4 Évolution temporelle des MES à l'entrée et à la sortie du lit planté et du sol non planté.

Temporal changes in suspended solids at the inlet and outlet of the planted and unplanted systems.

L'abattement moyen des MES est de l'ordre de 90 % pour le lit planté et 83 % pour le lit non planté. Le test ANOVA montre que cette différence entre les deux systèmes est significative ($p < 0,05$).

La charge des eaux usées brutes en DCO fluctue énormément entre 393 mg/L et 2 700 mg/L avec une moyenne de 1 149 mg/L. Celle à la sortie des deux systèmes suit les fluctuations dans les eaux usées brutes avec des pics moins importants (figure 5). Dans l'ensemble, les eaux usées traitées sont de qualité nettement meilleure par rapport aux eaux usées brutes.

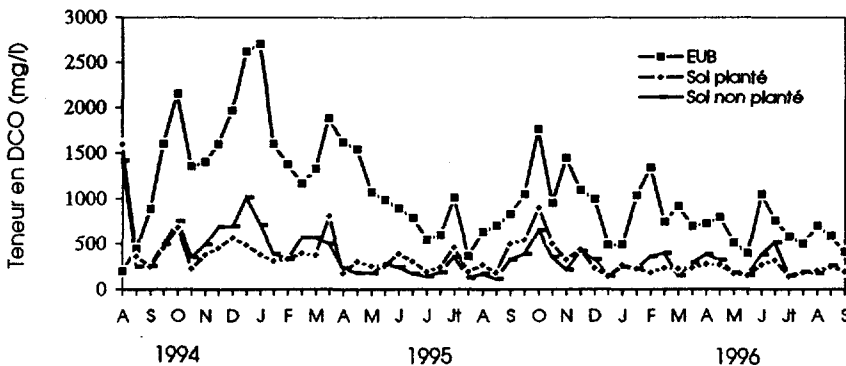


Figure 5 Évolution temporelle de la DCO à l'entrée et à la sortie du lit planté et du sol non planté.

Temporal changes in COD measured at the inlet and outlet of the planted and unplanted systems.

L'élimination de la DCO totale est de 70 % et 68,6 % respectivement pour le lit planté et le sol non planté. Les deux systèmes planté et non planté permettent une réduction de presque la totalité de la DCO particulière (92 % et 90 % respectivement) et de la moitié de la DCO dissoute (44 % et 43 % respectivement). Le test ANOVA montre que l'efficacité des deux systèmes pour l'élimination de la DCO est similaire ($p > 0,05$).

La figure 6 montre la variation saisonnière du pourcentage d'élimination de la charge organique (MES et DCO) par les deux pilotes testés. Durant la période d'étude, d'une saison à l'autre, les deux systèmes ne montrent pas de différence significative vis-à-vis de l'élimination de la charge organique. L'élimination relativement moins importante ($< 50\%$), noté pour la DCO, durant l'été 94 coïncide probablement avec la période de démarrage de l'expérience.

Malgré le temps de séjour très court, les deux systèmes fournissent des eaux épurées claires et limpides avec une charge organique réduite par rapport à celle des eaux usées brutes. L'élimination de la charge organique par les deux systèmes se fait surtout par simple filtration physique en plus des processus biologiques associés à la flore bactérienne et à la présence des roseaux. La réduction des MES et de la DCO obtenue est similaire à celle trouvée par GESBERG *et al.*, (1986) pour un temps de séjour de 6 jours avec une épaisseur de substrat de 76 cm et supérieure à celle obtenue par URBANC-BERCIC (1994) utilisant du gravier planté avec une épaisseur de 60 cm (MES : 73 % et DCO : 36 %).

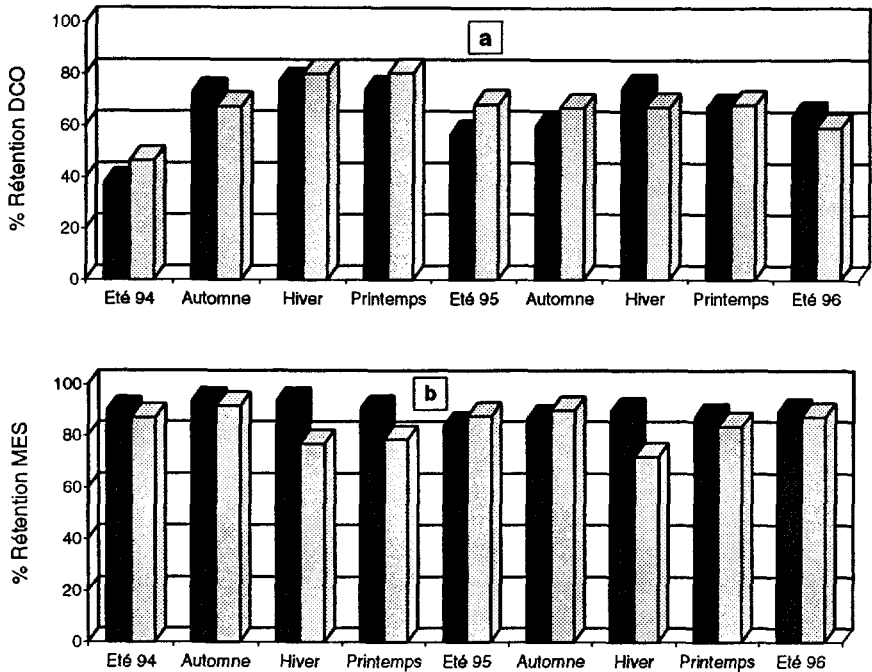


Figure 6 Variation saisonnière du % d'abattement de la DCO totale (a) et des MES (b) dans le lit planté (▨) et le sol non planté (■).

Seasonal variation in the % reduction of COD (a) and suspended solids (b) in the planted (▨) and unplanted (■) systems.

• Élimination des nutriments :

Les figures 7 et 8 représentent respectivement l'évolution temporelle de la teneur en azote total kjeldahl (NTK) et en azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) dans les deux systèmes avec ou sans couvert végétal. Il y a une grande variation de la concentration en NTK et en NH_4^+ dans les eaux usées à l'entrée qui se reflète à la sortie des deux pilotes étudiés. Cette concentration fluctue entre 25 mg/L et 100 mg/L pour NTK et 1,6 mg/L et 37,4 mg/L pour NH_4^+ . Le taux d'ammonium dans les eaux usées brutes représente uniquement 15 % de NTK, celui de l'azote organique est de 84 %.

La réduction de NTK est de l'ordre de 53 % pour le lit planté contre 41 % pour le sol nu. En général, le lit planté est plus efficace dans l'élimination de l'azote. Concernant l'élimination des ions ammoniums, le taux d'abattement moyen pour le lit planté est de 24 %. Le sol non planté présente une surcharge de l'effluent à la sortie en ammonium (-17 %) (tableau 5).

Généralement, les formes oxydées de l'azote sont à des concentrations très faibles dans les eaux usées brutes, par contre elles apparaissent à des concentrations élevées à la sortie des deux systèmes. Les teneurs moyennes en nitrates dans les eaux usées épurées sont de $2,31 \pm 8,09$ mg/L et $1,89 \pm 9,26$ mg/L respectivement pour le lit à roseaux et le sol non planté (tableau 5). Les eaux plus

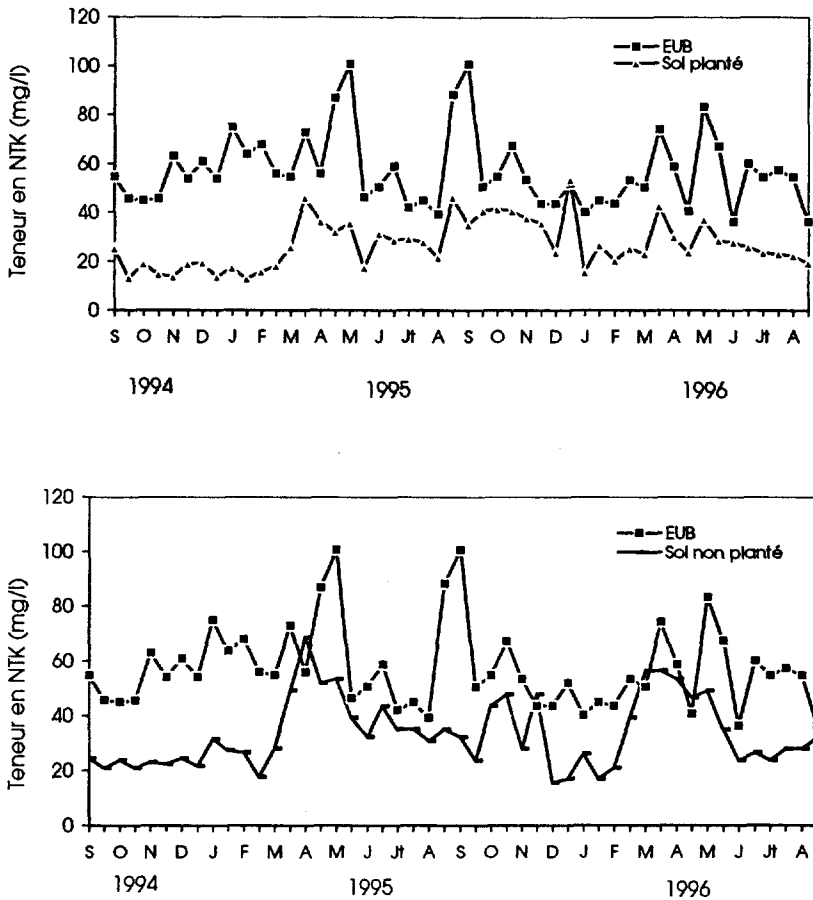


Figure 7 Évolution temporelle de la teneur en NTK à l'entrée et à la sortie du lit planté et du lit non planté.

Temporal changes in total Kjeldahl nitrogen (NTK) measured at the inlet and outlet of the planted and unplanted systems.

riches en nitrates à la sortie du système planté, témoignent d'une activité nitrifiante plus intense. En effet, les macrophytes aquatiques tel que le roseau sont dotés d'un espace d'air interne bien développé (aerenchyme) à travers les tissus de la plante qui assure le transfert de l'oxygène vers les racines et les rhizomes (BRIX, 1994). L'oxygène qui diffuse à travers les racines stimule la croissance des bactéries nitrifiantes au niveau de la rhizosphère (GESBERG *et al.*, 1986 ; ARMSTRONG et ARMSTRONG, 1988, 1990).

Le phosphore total et les orthophosphates subissent globalement un faible abattement avec des phases de relargage et d'autres d'abattelements (*figures 9 et 10*).

– Pour le lit à roseau, l'évolution temporelle de la teneur en PT et en PO_4 , montre une phase de surcharge de l'effluent en phosphore au début de l'expéri-

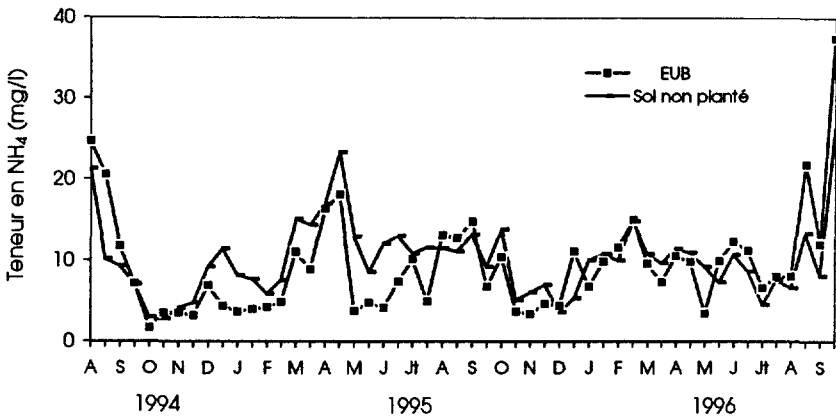
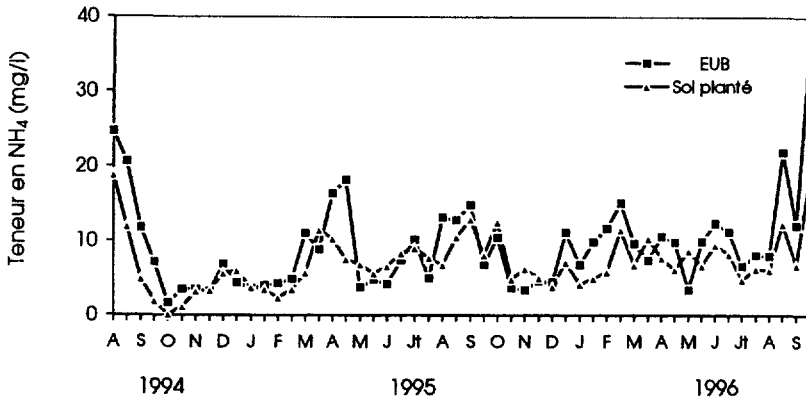


Figure 8 Évolution temporelle de la teneur en ions ammoniums à l'entrée et à la sortie du lit planté et du lit non planté.

Temporal changes in ammonium nitrogen measured at the inlet and outlet of the planted and unplanted systems.

Tableau 5 Teneurs moyennes en nutriments (azote et phosphore) à l'entrée et à la sortie des deux systèmes avec ou sans couvert végétal. (les valeurs entre parenthèse représentent les taux d'abattement moyen obtenus sur toute la période d'étude). (nombre d'échantillons = 79).

Table 5 Mean nutrient levels at the inflow and the outflow of planted and unplanted systems (in brackets: mean % removal of nutrients) (number of samples:79).

Unité (mg/l)	EUB	Lit planté	Lit non planté
NTK	56,65 ± 15,92	26,83 ± 9,56 (53 %)	33,27 ± 12,13 (41%)
N-NH ₄ ⁺	8,56 ± 6,55	6,55 ± 3,82 (24%)	10,05 ± 4,96 (-17%)
PT	10,93 ± 2,97	7,90 ± 3,27 (28%)	11,84 ± 5,92 (-8%)
P-PO ₄ ³⁻	7,28 ± 2,09	6,55 ± 2,78 (10%)	9,43 ± 4,83 (-30%)
N-NO ₃ ⁻	0,01 ± 0,02	2,306 ± 8,09	1,892 ± 9,26

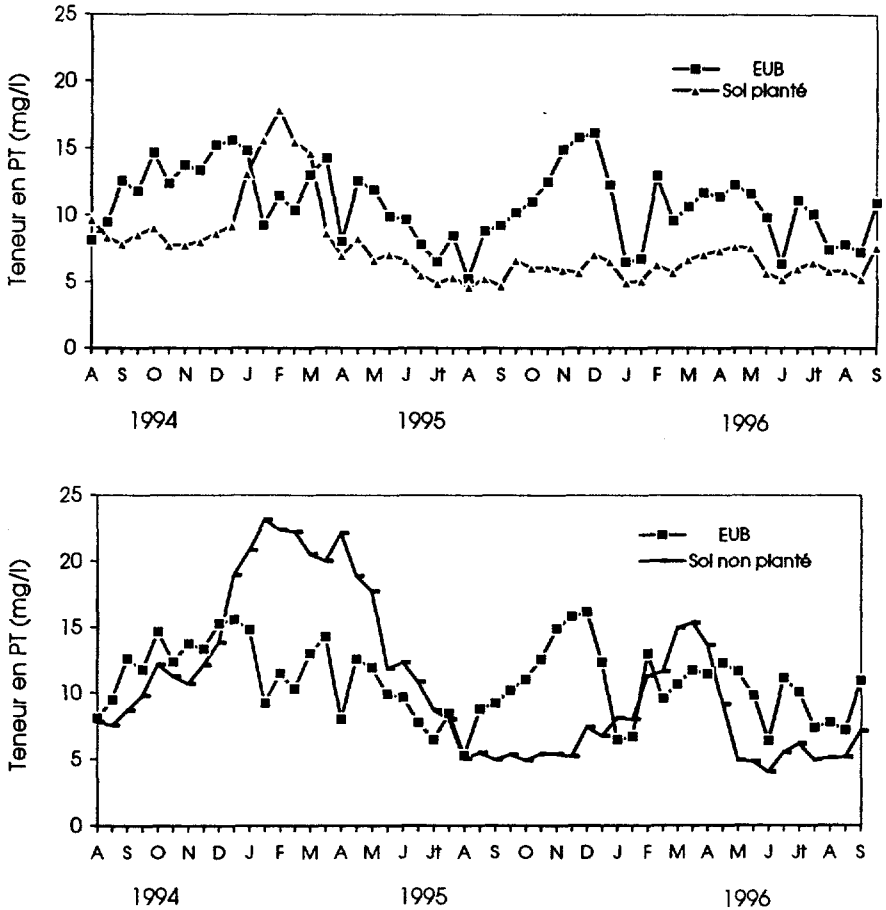


Figure 9 Évolution temporelle de la teneur en phosphore total à l'entrée et à la sortie du lit planté et du lit non planté.

Temporal changes in total phosphorus measured at the inlet and outlet of the planted and unplanted systems.

mentation (fin janvier à la mi-mars). Il semble se produire un lessivage du sol saturé en phosphore, ces pertes de phosphore coïncident avec la phase de repos végétatif. Toutefois une amélioration du rendement est noté durant la suite de l'expérimentation. Il semble qu'il y a une réadsorption du phosphore sur les nouvelles surfaces régénérées par le relargage ou suite à un meilleur contact entre eau-végétal favorisé par l'important accroissement du réseau racinaire et rhizomateux du végétal qui par conséquent crée de meilleures conditions d'assimilation.

L'abattement moyen obtenu ne dépasse pas 28 % et 10 % respectivement pour le PT et les PO_4 .

– Dans le système non planté, le relargage est beaucoup plus important et se maintient sur une longue période. Ce phénomène se répète également en 2^e

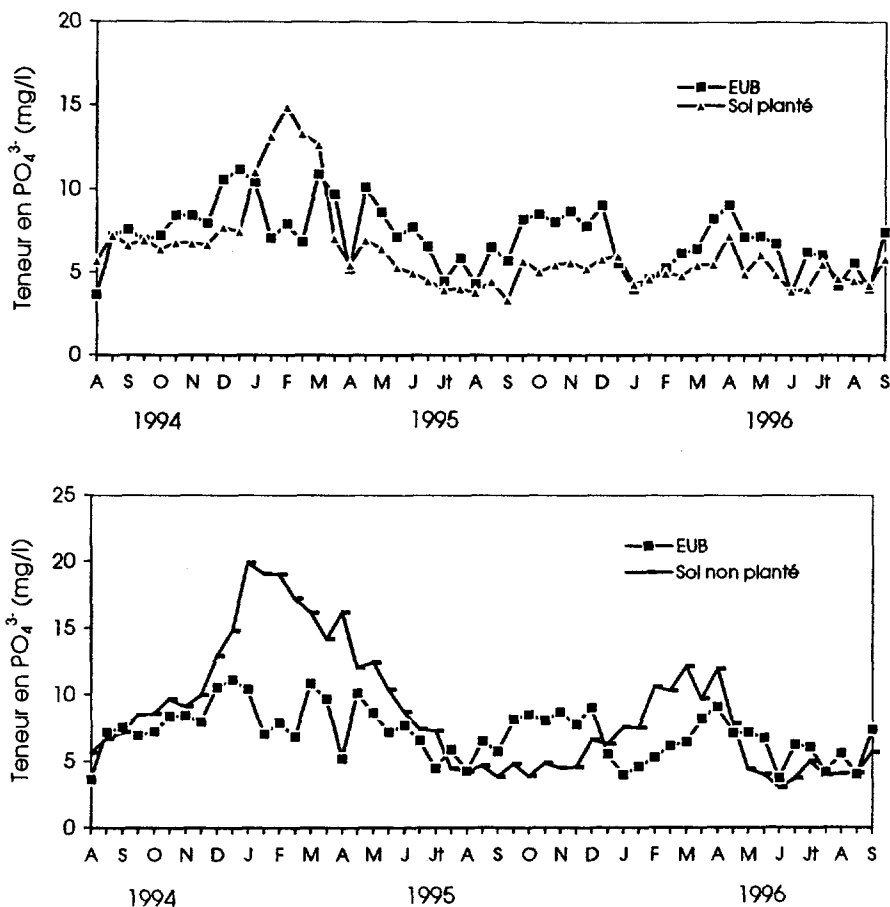


Figure 10 Évolution temporelle de la teneur en orthophosphates à l'entrée et à la sortie du lit planté et du lit non planté.

Temporal changes in orthophosphate measured at the inlet and outlet of the planted and unplanted systems.

année de fonctionnement avec une intensité moins importante. Ces périodes de relargage coïncident avec le colmatage du système. Il semble que durant ce phénomène, il règne dans le système des conditions particulières qui favorisent davantage les pertes de phosphore. L'abattement moyen obtenu est de -8% et -30% respectivement pour le PT et les PO_4 .

Esser (1989) a attribué cette libération du phosphore à une modification du pH ou à une alcalinisation du sol. De plus les conditions d'anaérobiose qui règnent probablement durant le colmatage du système peuvent entraîner cette surcharge de l'effluent. HOUSE *et al.* (1994) l'ont expliqué par le fait que le système a atteint sa limite d'absorption du phosphore. Ils n'ont pas observé ce phénomène pour les lits plantés de *Typha* ou de *Phragmites*.

De meilleurs résultats ont été obtenus par WATHUGALA *et al.* (1987) (PT : 100 % pour *Phragmites australis*) ainsi que par FINLAYSON et CHICK (1983) (PT : 37 %, 53 %, et 61 % ; PO₄ : 28 %, 46 %, et 60 % respectivement pour *Phragmites*, *Typha* et *Scirpus*) avec un temps de séjour plus long respectivement de 2 semaines et de 2,7 à 3,6 jours. Par ailleurs, la présente étude a montré également que les systèmes plantés présentaient un bon pouvoir d'élimination du phosphore sachant que les conditions expérimentales que nous avons choisi ne favorisent apparemment pas une meilleure élimination de phosphore. La charge hydraulique élevée, le temps de séjour très court et le substrat riche et drainant ne favorisent pas les conditions de rétention du phosphore par le substrat. Probablement, des résultats plus satisfaisants pourraient être obtenus :

- soit en augmentant le temps de séjour, pour cela il faut envisager de diminuer le volume des bâchées apportées par jour et changer la stratégie d'apport,
- soit en augmentant l'épaisseur du substrat ou en utilisant un autre substrat moins riche en nutriments tel que du sable ou un substrat inerte tel que du gravier.

Les taux d'abattement ou rétention apparente présentés, sont calculés à partir des concentrations des eaux à l'entrée et à la sortie de chaque système, sans tenir compte des modifications de volume (précipitation et évapotranspiration) qui ont pu intervenir. Si par contre on tient compte de ces différences de volume, le traitement pourrait être meilleur. La rétention absolue ou réelle représente dans ce cas la part de la charge polluante reçue à l'entrée et non restituée à la sortie.

$$\text{Rétention absolue (\%)} = \frac{\text{Charge entrante (g)} - \text{Charge sortante (g)}}{\text{Charge entrante (g)}} \times 100$$

Charge entrante (g) = Concentration (g/L) × Volume d'EUB apporté (L)

Charge sortante (g) = Concentration (g/L) × Volume restitué à la sortie de chaque système (L).

En effet, cette correction améliore nettement l'abattement de l'azote et du phosphore surtout pour le sol planté où les pertes de volume sont considérables.

Le tableau 6 indique la variation saisonnière du pourcentage de réduction (rétention réelle) ainsi que l'abattement moyen corrigé du PT, PO₄³⁻, NH₄⁺ et NTK par le sol planté et le sol non planté. Une nette variation saisonnière est observée dans le cas de l'élimination des nutriments. Les meilleurs abattements sont obtenus pendant la période chaude. Pendant l'hiver, les pourcentages d'abattement diminuent surtout pour l'ammonium et le phosphore (*tableau 6*). En effet, les besoins de la plante en azote et en phosphore s'accroissent en période de croissance (printemps et été) et diminuent pendant le repos végétatif (automne et hiver).

En général, le lit planté se montre plus performant que le sol nu. Le test ANOVA confirme que la différence entre les deux systèmes est significative ($p < 0,05$) que ce soit pour l'azote ou le phosphore. Les mêmes observations ont été effectuées par RADOUX et KEMP (1988) et WATHUGALA *et al.* (1987) concernant l'efficacité des systèmes plantés par rapport à ceux non plantés.

La présence du roseau dans le système assure une nette amélioration de l'abattement de la charge organique et des nutriments (*tableau 7*). Cette amélioration est faible (3 à 7 %) pour la DCO et les MES vu que leur élimination est assurée principalement par des phénomènes physiques. Par contre, pour les nutriments, elle est beaucoup plus importante (17 à 48 %).

Tableau 6 Variation saisonnière de la rétention réelle ou absolue de NTK, NH_4^+ , PT et PO_4^{3-} par le sol planté (P) et le sol non planté (NP).

Table 6 Seasonable variation of real or absolute retention of nitrogen and phosphorus by planted (P) and unplanted (NP) soil.

% Rétention	NTK		N- NH_4^+		PT		P- PO_4^{3-}	
	P	NP	P	NP	P	NP	P	NP
Été-94	68	59	47	37	27	25	12	5
Automne	75	60	59	-3	51	19	33	-11
Hiver	69	65	30	-27	4	-27	-12	-45
Printemps	74	35	50	-49	62	-35	57	-32
Été-95	74	58	57	7	68	26	65	26
Automne	49	45	28	5	69	63	52	43
Hiver	61	58	44	34	53	28	34	0
Printemps	72	42	54	13	65	43	57	26
Été-96	78	51	71	40	65	44	55	29
Rétention moyenne	68	51	48	3	52	12	39	-8

Tableau 7 Amélioration de l'épuration liée à la présence du roseau.

Table 7 Purification improvement related to the presence of reeds.

% de rétention	MES	DCO	PT	P- PO_4^{3-}	NTK	N- NH_4^+
Roseau	93,46	80,03	52,22	39,35	68,05	48,42
Sol non planté	86,10	77,04	11,91	-8,12	51,24	2,61
% Amélioration	7	3	40	48	17	46

Les mécanismes prédominants dans l'élimination de l'azote dans les lits plantés sont la conversion microbienne sous forme gazeuse et le stockage dans le sol, les débris et la biomasse végétale. La volatilisation directe de l'ammonium est généralement négligeable à moins que le pH ne dépasse 8 (TANNER et COOKE, 1993). La séquence nitrification-dénitrification est considérée comme le processus majeur d'élimination de l'azote à long terme (REDDY et DEBUSK, 1987 ; REDDY et D'ANGELO, 1996). Sous des conditions anaérobies, les nitrates peuvent être éliminés de façon efficace par dénitrification microbienne. Dans les systèmes plantés, la litière des plantes produite peut favoriser cette dénitrification en fournissant des substrats carbonés dégradables (TANNER et COOKE, 1993). Les plantes aquatiques, en général, ont l'aptitude de transférer de l'oxygène à travers les feuilles, les tiges et les racines vers la rhizosphère (BRIX, 1994), à ce niveau l'oxygène non consommé par respiration racinaire joue un rôle important en stimulant la croissance des bactéries aérobies en particulier les bactéries nitrifiantes (REDDY et DEBUSK, 1987 ; GESBERG et al., 1986 ; ARMSTRONG et ARMSTRONG, 1988, 1990). Ceci accentue probablement le phénomène de nitrification au niveau des lits plantés par rapport à ceux non plantés. L'absorption de l'azote par les plantes résulte en une élimination temporaire d'une portion disponible de nitrates et d'ammonium. Cette absorption peut être significative selon les saisons. Cependant, à moins que les plantes ne soient faucardées, une portion non négligeable d'azote fixé peut retourner dans le système sous forme dissoute (REED, 1990).

Les principales voies d'élimination du phosphore se déroulent au niveau du sol. Le phosphore peut être enfoui sous forme organique ou adsorbé chimiquement sous forme complexée aux oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium et au calcium normalement présent dans le sol (NICHOLS, 1983 ; REDDY et DEBUSK, 1987 ; REED, 1990). L'élimination à long terme du phosphore est généralement limitée par la capacité d'adsorption du substrat y compris la litière (REED, 1990). Au niveau du système planté, en particulier, s'effectue également une absorption du phosphore inorganique dissous par les plantes. Cette absorption est rapide mais temporaire vu qu'une partie du phosphore peut retourner dans le système à la mort de ces végétaux (REED, 1990).

3.3 Élimination de la charge parasitaire

L'analyse parasitologique des eaux a porté sur les œufs d'helminthes parasites et les kystes de protozoaires. Les eaux usées brutes reçues par les systèmes pilotes contiennent des œufs d'helminthes parasites appartenant à deux classes :

- la classe des nématodes : *Ascaris* et *Trichuris*,
- la classe des cestodes : *Taenia* et *Hymenolepis*.

Les cestodes et les nématodes représentent respectivement un pourcentage de 51,5 % et 48,5 %. Les œufs d'*Hymenolepis* représentent à eux seuls 50 % du nombre total d'œufs (*figure 11*).

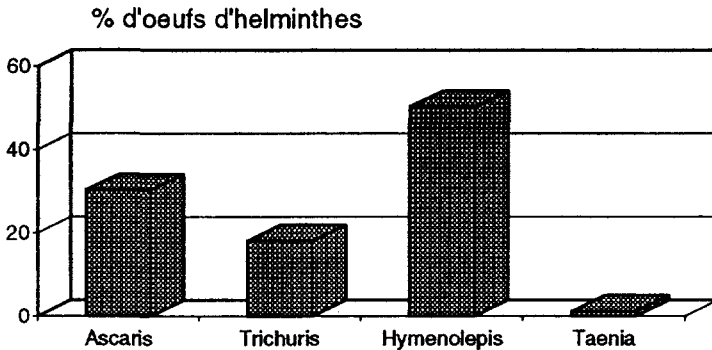


Figure 11 Pourcentage des différents types d'œufs d'helminthes parasites dans les eaux usées brutes.

Percentages of the different types of helminth parasite eggs in the raw waste water.

La charge en œufs d'helminthes des eaux usées brutes présente d'importantes fluctuations temporelles avec une concentration en œufs variant de 0 à 13 œufs/L (*figure 12*). La concentration moyenne est de 1,7 œufs/L. Le pourcentage d'échantillons positifs dans les eaux usées brutes est de 60 % par contre, au niveau des eaux usées épurées, aucun œuf d'helminthes n'a été retrouvé (*tableau 8*). Les deux systèmes, planté et non planté, aboutissent à un abattement de 100 % des œufs d'helminthes conformément aux normes préconisées par l'OMS (1989) (absence totale d'œufs dans un litre d'eau à analyser).

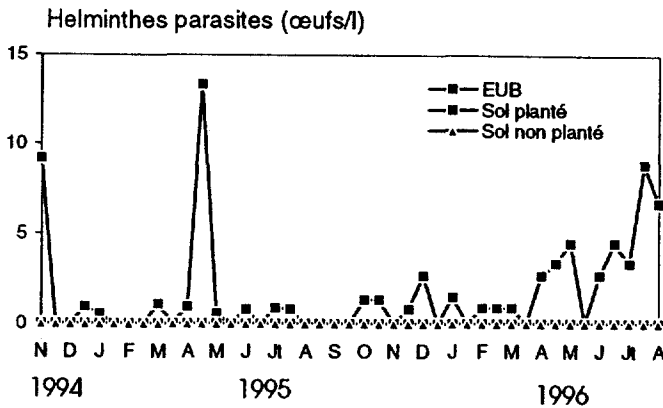


Figure 12 Évolution temporelle de la charge parasitaire des eaux usées brutes et traitées en œufs d'helminthes parasites.

Temporal changes in the numbers of helminthic parasite eggs in the raw waste water and in the treated effluent.

Tableau 8 Concentration moyenne et pourcentage d'échantillons positifs obtenus pour les eaux usées brutes et traitées, ainsi que les taux d'abattelements respectifs pour les deux systèmes, planté et non planté.

Table 8 Mean concentration and percent of positive samples at the influent and the effluent; % removal of helminth eggs and protozoan cysts by planted and unplanted systems.

	Œufs d'helminthes			Kystes de protozoaires		
	Concentration (œufs/l)	% Échantillons positifs	Taux Abattement	Concentration (kystes/l)	% Échantillons positifs	Taux Abattement
EUB	2	60	–	569	100	–
Sol planté	0	0	100	1	14	99,8
Sol non planté	0	0	100	0	0	100

0 : non détecté

En comparaison avec les autres pathogènes, les œufs d'helminthes sont de taille plus grande (FEACHEM *et al.*, 1983), ils sont essentiellement éliminés par sédimentation et filtration par le sol. L'épaisseur du substrat de 35 cm est largement suffisante pour assurer une élimination totale des œufs d'helminthes parasites.

Dans les eaux usées brutes on retrouve également des kystes de protozoaires qui sont pathogènes pour l'homme : *Entamoeba histolytica*, *Entamoeba coli*, *Entamoeba hartmani*, *Pseudolimax butshlin* et *Giardia sp.* (figure 13). Les plus importants sont *Entamoeba* et *Giardia* qui sont responsables respectivement de la dysenterie amoébiennne et des giardiases. La concentration en kystes de protozoaires des eaux usées brutes fluctue entre 55 et 1903 kystes/L avec une moyenne autour de 569 kystes/L (figure 14). À l'exception de 4 occasions où des

kystes sont retrouvés dans les eaux traitées par le lit planté, l'effluent à la sortie des deux pilotes, planté et non planté, est généralement exempt de kystes de protozoaires (tableau 8). La présence des kystes à la sortie du système planté est lié probablement au grand développement racinaire et rhizomateux qui facilite leur passage à travers le substrat. Pour éviter ce problème, une augmentation de l'épaisseur du substrat est à envisager. En effet, un abattement de 100 % a été obtenu par BELLAMY *et al.* (1985) avec une profondeur de substrat comprise entre 60 et 120 cm.

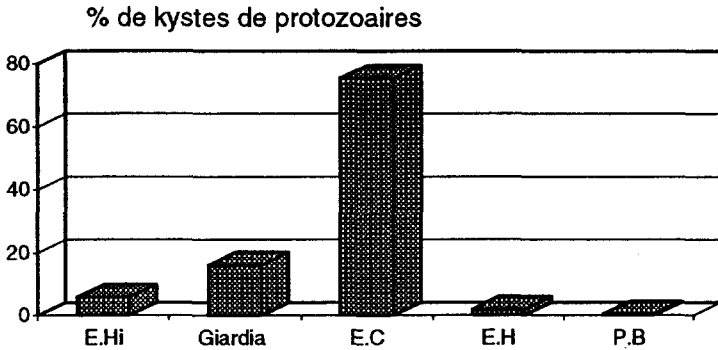


Figure 13 Pourcentage des différents types de kystes de protozoaires dans les eaux usées brutes. E.Hi.: *Entamoeba histolitica*, Giardia : *Giardia sp.*, E.C. : *Entamoeba coli*, E.C. : *Entamoeba hartmani*, P.B. : *Pseudolimax butshlin*.

Percentages of the different types of protozoan cysts in the raw waste water. E.Hi.: *Entamoeba histolitica*, Giardia : *Giardia sp.*, E.C.: *Entamoeba coli*, E.C.: *Entamoeba hartmani*, P.B.: *Pseudolimax butshlin*.

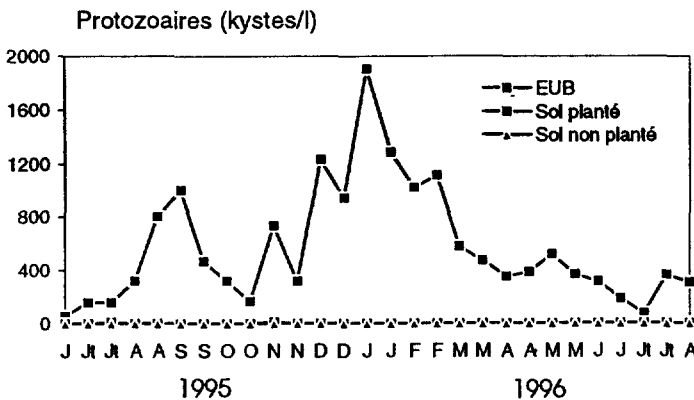


Figure 14 Évolution temporelle de la charge parasitaire des eaux usées brutes et traitées en kystes de protozoaires.

Temporal changes in the numbers of protozoan cysts in the raw waste water and in the treated effluent.

Les résultats obtenus, aussi bien pour les œufs d'helminthes parasites que pour les kystes de protozoaires, sont meilleurs par rapport à ceux obtenus par MANDI *et al.*, (1996) (80-93 % pour les œufs d'helminthes parasites) et par BOUHOU (1996) (74-97 % et 81-99 % respectivement pour les œufs d'helminthes parasites et pour les kystes de protozoaires) pour un lit à écoulement horizontal planté de *Phragmites communis*.

En tenant compte des concentrations en œufs d'helminthes parasites, l'effluent de sortie des deux systèmes (planté et non planté) peut être classé en catégorie B (recommandation de l'OMS pour utilisation agricole des eaux usées, 1989). La réutilisation de ces eaux usées épurées peut être envisagée pour les cultures industrielles, les arbres fruitiers, les récoltes fourragères et les céréales.

3.4 Qualité physico-chimique des eaux usées traitées en vue d'une réutilisation en agriculture

Au Maroc, la priorité est donnée en raison du déficit hydrique, à une réutilisation agricole des eaux usées. L'avantage de cette pratique incluant la conservation des ressources naturelles en eau, permet d'alléger la pollution des eaux de surface et de la nappe ; et c'est également un apport de nutriments pour les cultures. La comparaison de la qualité des eaux usées épurées avec les normes de la FAO (1985), relatives à une réutilisation agricole des eaux usées, permet de dégager les constatations suivantes :

- La conductivité électrique des eaux usées traitées par la plantation de roseaux est de 1392 $\mu\text{S}/\text{cm}$, soit l'équivalent d'une teneur en sels solubles de 0,89 g/L. Ces eaux sont moyennement salines et leur utilisation en irrigation devrait être effectuée avec des restrictions modérées.

- Les risques de toxicité pour les récoltes, spécifiques à l'ion sodium et aux chlorures, sont élevés. Les teneurs en sodium et en chlorures dépassent largement les valeurs modérées de 3 méq/L et 10 méq/L respectivement pour les deux éléments.

- Un indice d'absorption du sodium (SAR) est situé dans la classe 3-9 correspondant à une restriction modérée pour l'irrigation.

- Les eaux usées traitées constituent un potentiel fertilisant qui présente un intérêt agricole.

La qualité des eaux usées traitées dépend de celle des EUB qui présentent également un taux non négligeable en sels. En conséquence, des problèmes de salinité sont à prendre en considération et il est nécessaire de prendre des précautions à l'égard du choix de la culture et du mode d'irrigation. En suivant ces recommandations, cette ressource en eau peut être d'un grand bénéfice.

3.5 Biomasse du roseau

La biomasse du roseau, évaluée au bout de deux années d'expérimentation sans faucardage annuel, est de 176,5 t/ha. Elle a augmenté de façon notable par rapport au stade initial de transplantation (*tableau 9*). L'espèce semble être bien adaptée au milieu riche en nutriments qui lui a été imposé. La biomasse facilement éliminée par faucardage représente 50 % de la biomasse totale (85,3 t/ha).

Tableau 9 Biomasses des différentes parties de la plante obtenues au stade initial et final d'expérimentation.

Table 9 Biomass of different parts of reeds measured at the beginning and at the end of the experiment.

	Biomasse en g poids sec/m ²				
	Feuille	Tige	Racine	Rhizome	Total
Biomasse initiale (Août 1994)	329,94	775,69	368,88	1 622,16	3 096,67
Biomasse finale (Octobre 1996)	1 879,41	6 655,24	2 341,61	6 779,88	17 656,14

Dans cette présente étude la hauteur maximale des tiges ne dépassent guère 3,5 m en comparaison avec les roselières naturelles où la hauteur des tiges peut atteindre les 6 m (*figure 15*). Les plantes en pot se trouvent probablement dans des conditions non favorables pour un développement normal. HASLAM (1972) a associé la diminution de la biomasse des roseaux à plusieurs facteurs, entre autres, un faible taux d'humidité du substrat.

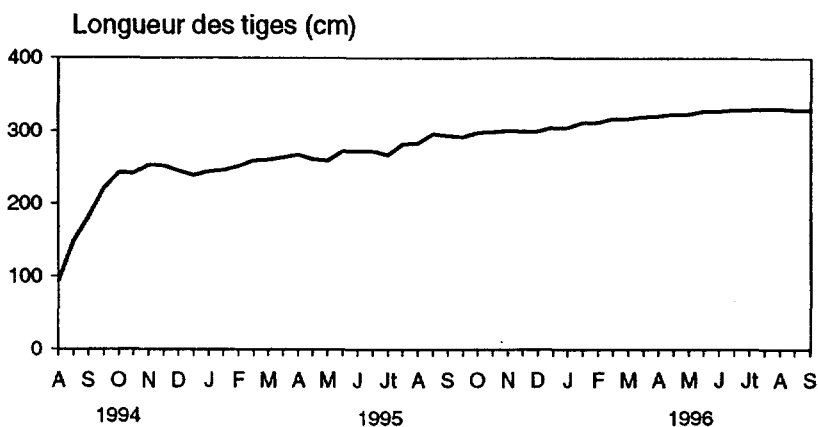


Figure 15 Évolution temporelle de la longueur des tiges du roseau.
Temporal changes in the length of the reeds.

La biomasse totale obtenue pour le roseau dépasse largement celles notées pour d'autres espèces placées sous les mêmes conditions expérimentales : *Typha latifolia* (116,8 t/ha) et *Juncus subulatus* (69,2 t/ha) (résultats non publiés).

Le roseau est une plante qui offre une très bonne résistance aux eaux polluées urbaines et qui promet une grande productivité aérienne.

3.6 Taux d'azote et de phosphore incorporé dans la plante

La composition chimique des tissus des différentes parties du roseau a été déterminée sur un échantillon pris au début de l'expérience et un échantillon moyen pris à la fin de l'expérimentation. La comparaison est effectuée par rapport

à un témoin recueilli dans le milieu naturel. Les résultats exprimées en % de la matière sèche sont présentés dans le tableau 10. En première approximation, le tableau indique que les teneurs en azote et en phosphore dans le roseau cultivé sur eaux usées sont relativement supérieures à celles du témoin cultivé sur eaux douces. Le roseau irrigué par des eaux usées renferme 2 fois plus d'azote et 1,5 fois ainsi que 3 fois plus de phosphore respectivement dans les feuilles et dans les racines. Le roseau assimile beaucoup plus d'azote que de phosphore dont une grande part se concentre au niveau des feuilles.

Tableau 10 Teneurs en éléments minéraux, azote et phosphore, au niveau des différents organes de la plante.

Table 10 *Nitrogen and phosphorus amount in different parts of reeds.*

% Poids sec	Roseau irrigué par eaux usées				Roseau irrigué par eaux douces			
	Tige	Feuille	Racine	Rhizome	Tige	Feuille	Racine	Rhizome
N	0,832	2,299	1,084	1,938	0,308	1,414	0,490	0,602
P	0,040	0,109	0,070	0,136	0,037	0,072	0,025	0,103

En prenant en considération la biomasse obtenue à la fin de l'expérience et les teneurs en éléments minéraux, le taux total d'azote et de phosphore incorporé dans les tissus aériens et souterrains a pu être estimé (*tableau 11*). Les minéralomasses obtenues sont élevées dans les tiges au niveau des parties aériennes et dans les rhizomes au niveau des parties souterraines, ceci est en corrélation avec leurs biomasses plus grandes.

Tableau 11 Taux exporté d'azote et de phosphore par les différents organes de la plante.

Table 11 *Nitrogen and phosphorus rates exported by different parts of reeds.*

Minéralomasse (Kg/ha)	Phosphore	Azote
Tige	23,52	553,44
Feuille	17,99	432,03
Racine	13,25	253,73
Rhizome	92,09	1 313,67
Total	146,88	2 552,90

Le taux d'azote et de phosphore exporté par le roseau permet d'estimer le taux éliminé par faucardage. Ce taux atteint 146,88 kg/ha de phosphore et 2 552,9 kg/ha d'azote. La part la plus importante de ces nutriments est stockée dans les organes souterrains de la plante lesquels sont difficiles à faucarder pour accomplir une élimination efficace des nutriments. Seules les parties aériennes pourraient être fauchées fréquemment. Dans ce cas le taux exporté sera de 41,51 kg/ha de phosphore et 985,47 kg/ha d'azote. Des taux plus faibles ont été obtenus par DRIZO *et al.* (1996) pour une plantation de *Phragmites* (N : 262 kg/ha, P : 22,5 kg/ha). RADOUX et KEMP (1982) ont rapporté des taux entre 22-390 kg/ha pour l'azote et 2-37 kg/ha pour le phosphore.

3.6 Taux d'azote et de phosphore retenus par le substrat

Les taux d'azote et de phosphore retenus par le sol sont faibles par rapport à la charge reçue par les pilotes (*tableau 12*). Cette charge est estimée à 693,18 g de N/m² et 136,47 g de P/m². Ceci est probablement lié au fait que le sol a atteint sa limite de rétention des nutriments suite à son exposition prolongée aux eaux usées pendant plusieurs années. Ces taux sont relativement plus élevés dans le sol planté par rapport à celui non planté.

Tableau 12 Teneurs en azote et en phosphore retenus par le sol sur toute la durée de l'expérimentation.

Table 12 Amount of nitrogen and phosphorus uptaken by soil during the experiment.

	Sol planté		Sol non planté	
	N	P	N	P
Taux retenu par le sol (g/m ²)	127	30,5	80,9	14
% retenu par rapport à la charge reçue	18	22	12	10

3.7 Distribution de l'azote et du phosphore dans chacun des compartiments des deux pilotes : planté et non planté

Dans le système planté, la végétation et le sol sont responsables d'une fraction non négligeable d'azote et de phosphore retenue par le système (*figure 16*). La végétation retient à elle seule 29 % de la charge reçue en azote et 10 % de la charge reçue en phosphore dont uniquement 12 % d'azote et 3 % de phosphore sont retenus au niveau des parties aériennes. Des taux plus importants pourraient être obtenus en cas de faucardage annuel sachant que les teneurs en nutriments dans le végétal à sa 2^e année de croissance sont moins importantes en comparaison avec les teneurs au niveau des pousses de l'année. Pour le compartiment sol, il semble que le sol non planté retient moins bien l'azote et le phosphore que celui planté (*tableau 12*). Les conditions aérobies créées par la libération d'oxygène au niveau du substrat à travers le système racinaire (ARMSTRONG et ARMSTRONG, 1990) pourraient être responsables de cette adsorption additionnelle du phosphore sur le sol dans les bacs plantés (WATHUGALA *et al.*, 1987). Cependant, la dégradation des végétaux pourrait probablement être responsable d'un enrichissement supplémentaire du sol planté en nutriments. Le taux d'azote qui n'est ni retenu ni restitué à la sortie du système, est éliminé probablement par dénitrification ou volatilisation.

Des taux d'exportation plus importants (N : 65 % et P : 43 %) ont été obtenus par RADOUX et KEMP (1981) pour une plantation de *Typha latifolia* faucardée après sa première année de croissance. MANDI *et al.* (1996) ont rapporté des taux d'exportation pour les parties aériennes de *Phragmites communis* entre 5-6 % d'azote et 10-12 % de phosphore.

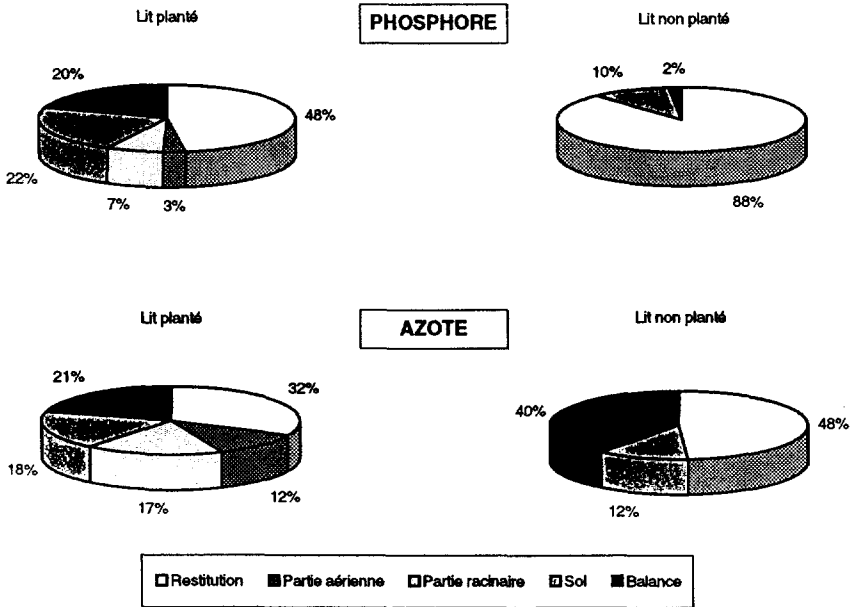


Figure 16 Bilan de l'azote et du phosphore au niveau des deux systèmes planté et non planté.
Mass balance for nitrogen and phosphorus in the planted and unplanted systems.

CONCLUSION

L'objectif de cette étude est de mettre en évidence les potentialités du roseau à épurer les eaux usées brutes sous un régime d'écoulement vertical et sous climat aride. L'intérêt est porté plus particulièrement sur la comparaison d'un pilote planté par le roseau avec un système pilote non planté.

Les résultats obtenus montrent que la présence des roseaux aide à prévenir le colmatage et à maintenir une porosité suffisante pour assurer la percolation des eaux en traitement. Le risque de colmatage dans ce type de système est réduit. En plus, le débit cinq fois plus important à la sortie du système à roseaux par rapport au sol non planté permet d'assurer le traitement d'un volume d'eau usée plus grand ou bien de réduire la superficie nécessaire par équivalent habitant.

Les deux systèmes planté et non planté, assurent une élimination importante de la charge organique. Ils fournissent des eaux épurées claires et limpides. L'application de tels systèmes dans le traitement des eaux usées permet également d'éliminer les mauvaises odeurs. L'élimination des nutriments par le lit à roseaux est relativement satisfaisante malgré le temps de séjour très court et

reste meilleure par rapport au sol non planté. La présence du roseau dans le système assure une nette amélioration de l'abattement que ce soit pour la charge organique ou les nutriments.

Les deux systèmes, planté et non planté, assurent une élimination totale des œufs d'helminthes parasites. Par contre, pour les kystes de protozoaires, une réduction de 99,8 % est obtenue par le système planté ce qui incite à augmenter l'épaisseur du substrat pour prévenir ce problème. Selon la norme de l'OMS, l'effluent de sortie du système est classé en catégorie B. La réutilisation agricole de cet effluent est envisageable pour les cultures industrielles, les arbres fruitiers, les récoltes fourragères et les céréales. Cependant, en dehors des contraintes sanitaires, l'utilisation des eaux usées traitées peut avoir certains effets indésirables en rapport avec la charge saline de ces eaux. En conséquence, des problèmes de salinité sont à prendre en considération et il est nécessaire de prendre des précautions à l'égard du choix de la culture et du mode d'irrigation.

Le roseau est une plante qui présente une très bonne résistance aux eaux usées urbaines. Sa biomasse aérienne facilement éliminée par faucardage représente 50 % de sa biomasse totale. Le taux de phosphore et d'azote qui peut être exporté par cette biomasse est de 4,15 et 98,54 g/m² respectivement, ce qui représente 3 % de la charge reçue en phosphore et 12 % de la charge reçue en azote par le système. Un faucardage annuel de la végétation est préférable afin d'assurer une élimination définitive des nutriments incorporés dans les tissus des végétaux.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR 1983. Recueil de normes Françaises : eau, méthodes d'essai, 2^e édition, Paris.
- ARMSTRONG J., ARMSTRONG W., 1988. *Phragmites australis* - a preliminary of study of soil oxidising sites and internal gaz transport pathways. *Newphytol.*, 108, 373-382.
- ARMSTRONG J., ARMSTRONG W., 1990. Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel. *New Phytol.*, 114, 121-128.
- AUBERT G., 1978. Méthodes d'analyses des sols. *Édition CRDP*, Marseille, 360 p.
- BAILLENGER J., 1962. Valeur comparée des méthodes d'enrichissement en coprologie parasitaire. *Pharma. biol.*, 3, 249-259.
- BELLAMY W.D., SILVERMAN G.P., HENDRICKS D.W., LOGSDON, 1985. Removing Giardia cysts with slow sand filtration. *J. AWWA*, 77, (2), 52.
- BIDDLESTONE A.J., GRAY K.R., JOB G.D., 1991. Treatment of dairy farm wastewaters in engineered reed bed systems. *Process Biochemistry*, 26, 265-268.
- BONZONGO J.C.J., 1990. Phosphore et sédiment : Méthodes d'analyse, stockage, relargage et biodisponibilité. *Thèse de 3^e cycle, Université de Rennes I, UER Sciences de la vie et de Environnement*, 197 p.
- BOUHOUM K., 1996. Étude épidémiologique des helminthiases intestinales chez l'enfant de la zone d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech. Devenir des kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes dans différents systèmes extensifs de traitement des eaux usées (lagunage, sur-irrigation, lits à roseaux). *Thèse d'Etat, Fac. Sci. Semlalia, Marrakech*, 227p.
- BRIX H., 1993. macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands : Transport mechanisms and rates. Reprint from Constructed wetlands for water quality Improvement (G.A. Moshiri, Editor). *Lewis*

- Publishers. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo.
- BRIX H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech. Vol. 29, N° 4*, 71-78.
- BRIZO A., FROST C.A., SMITH K.A., GRACE J., 1996. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control, Vol. 1*, Vienna, Sept. 15-19, 8 p.
- ESSER D., 1989. Contribution à la compréhension des mécanismes d'élimination des phosphates par des systèmes d'épuration rustiques à cultures fixées (lits à macrophytes, lits d'infiltration percolation), report, 81 p.
- FAO, 1985. La qualité de l'eau en agriculture. Irrigation and drainage paper 38.
- FEACHEM R.G., BRADLEY D.J., GARELICK H., MARA D.D., 1983. Sanitation and disease : Health aspects of excreta and wastewater management (ed J. Wiley), 51 p.
- FINLAYSON C.M., CHICK A.J., 1983. Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent. *Wat. Res.*, 17, (4), 415-422.
- GESBERG R.M., ELKINS B.V., LYON S.R., GOLDMAN C.R., 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res.*, 20, (3), 363-368.
- HASLAM S.M., 1972. Biological flora of the British isles. *The journal of ecology*, 60, (2), 585-609.
- HOUSE C.H., BROOME, S.W., HOOVER M.T., 1994. Treatment of nitrogen and phosphorus by a constructed upland-wetland wastewater treatment system. *Wat. Sci. Tech.*, 29, (4), 177-184.
- MANDI L., BOUHOUM K., ASMAMA S., SCHWARTZBROD J., 1996. Wastewater treatment by reed beds : an experimental approach. *Wat. Res.*, 30, (9), 2009-2016.
- NICHOLS D.S., 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal WPCF*, 55, (5), 495-502.
- OMS, 1989. L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : Recommandations à visées sanitaires. *Rapp. Tech.*, N° 778, 82 p.
- PINTA M., 1980. Spectrophotométrie d'absorption atomique : Application à l'analyse chimique. *Tome II*, Paris, Édition Masson, 696 p.
- RADOUX M., KEMP D., 1981. Répartition des minéralomasses en N, P, et K accumulées au cours d'une période de végétation dans une population héliophytique expérimentale de *Typha latifolia* L. alimentée exclusivement par des eaux usées diluées de type domestique. *Extrait de : 4^e journées scientifiques et techniques « Eau, Recherche et Environnement »* Octobre 1981, Paris, 7 p.
- RADOUX M., KEMP D., 1982. Approche écologique et expérimentale des potentialités épuratrices de quelques héliophytes : *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Typha latifolia* L. et *Carex acuta* L. *Tribune Cebedeau*, 35, 465-466, 325-340.
- RADOUX M., KEMP D., 1988. Epuration comparée des eaux usées domestiques par trois plantations héliophytiques et par un lagunage à microphytes sous un même climat tempéré. *Acta Oecologia Applic.*, 9, (1), 25-38.
- RANJANI K., KNEIDINGER CH., RIOS R., SALINAS N., SOTO G., DURAN-DEBAZUA C., 1996. Treatment of maize processing industry wastewater by constructed wetlands. *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control, Vol. 1*, Vienna, Sept. 15-19, 9 p.
- REDDY K.R., DEBUSK T.A., 1987. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Wat. Sci. Tech.* 19, (10), 61-79.
- REDDY K.R., D'ANGELO E.M., 1996. Biochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control, Vol. 1*, Vienna, Sept. 15-19, 21 p.
- REED S.C., 1990. Natural system for wastewater treatment. *WPCF*, 211-260.
- RIVERA F., WARREN A., CURDS C.R., ROBLES E., GUTIERREZ A., GALLEGOS E., CALDERON A., 1996. The application of the root zone method for the treatment and reuse of high strength abattoir waste in Mexico. *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control, Vol. 2*, Vienna, Sept. 15-19, 8 p.

- RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 7^e Edition : Dunod, Bordas, Paris.
- SANFORD W.E., STEENHUIS T.S., PARLANGE J-Y, SURFACE J.M., PEVERLY J.H., 1995. Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering*, 4, 321-336.
- TANNER CH.C., COOKE J.G., 1993. The role of artificial wetlands in treating nutrient-rich wastewater's and storm-water. *Paper presented at the 22nd New Zealand Fertiliser Manufacturers Technical Conference, Dunedin*, 7 p.
- URBANC-BERCIC O., 1994. Investigation in to the use of constructed reed beds for municipal waste dump leachate treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 29, (4), 289-294.
- WATHUGALA A.G., SUZUKI T., KURIHARA Y., 1987. Removal of nitrogen, phosphorus and COD from wastewater using sand filtration system with *Phragmites australis*. *Wat. Res.*, 21, (10), 1217-1224.