Document généré le 24 avr. 2024 02:35

Revue des sciences de l'eau
Journal of Water Science

Enlèvement du chrome par infiltration verticale sur lits de Phragmites australis (Cav.) Steudel

Removal of chromium from tannery wastewater by vertical infiltration reed beds

S. Tiglyene, L. Mandi et A. E. Jaouad

Volume 18, numéro 2, 2005

URI : https://id.erudit.org/iderudit/705555ar
DOI : https://doi.org/10.7202/705555ar

Aller au sommaire du numéro

Éditeur(s)

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

ISSN

0992-7158 (imprimé)
1718-8598 (numérique)

Découvrir la revue

Citer cet article

Tiglyene, S., Mandi, L. & Jaouad, A. E. (2005). Enlèvement du chrome par infiltration verticale sur lits de Phragmites australis (Cav.) Steudel. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, *18*(2), 177–198. https://doi.org/10.7202/705555ar

Résumé de l'article

L'objectif de la présente étude est de mettre en évidence les potentialités d'un hélophyte : *Phragmites australis* (Cav.) Steudel à épurer l'effluent du tannage riche en chrome sous un régime d'écoulement vertical et les comparer à celles d'un sol non planté sous climat aride.

Le pilote expérimental est constitué de pots de capacité 120 litres, remplis sur une épaisseur de 15 cm de graviers et de 60 cm de sol (texture : limono - argilo- sableuse). Trois pots sont plantés de jeunes tiges de *Phragmites australis* (36 tiges /m^2). Trois autres pots non plantés sont pris comme témoin. L'alimentation du système se fait par l'eau du tannage au chrome diluée à 50%. L'alimentation des systèmes se fait par bâchées de 10 litres/jour pendant 3 jours successifs suivie d'une période de repos de 4 jours. L'écoulement se fait par translation verticale à travers le substrat.

L'étude du fonctionnement hydrologique des pilotes testés a montré que le débit moyen à la sortie du système planté est trois fois plus élevé que celui du lit non planté, ce qui permet de traiter un volume d'eau usée plus important ou bien de réduire la superficie nécessaire par équivalent habitant. Aucun signe de colmatage n'a été détecté aussi bien dans les pots plantés de *Phragmites australis* que dans les pots non plantés.

Le suivi des performances épuratoires du système à *Phragmites australis* montre que le pH à la sortie des deux systèmes pilotes augmente de deux à trois unités par rapport à celui des rejets du tannage. La conductivité électrique des effluents traités augmente respectivement pour les deux systèmes.

L'élimination moyenne de la DCO totale est de 74% pour le système planté et de 60,5% pour le système non planté. La différence entre les performances épuratoires des deux systèmes pour l'abattement de la DCO totale est statistiquement significative ($p<0,05$).

Le Cr total subit globalement un abattement de 99% pour les deux pilotes qui fournissent des eaux épurées limpides. En effet, la concentration moyenne en chrome total dans les eaux usées brutes appliquées à l'entrée des différents pilotes varie de 534 mg/l à 1000 mg/l avec une concentration moyenne de 780±196 mg/l. Les teneurs de chrome total enregistrées à la sortie du lit à *Phragmites* varient de 2,2 mg/l à 3 mg/l avec une concentration moyenne de 2±0,5 mg/l. La concentration en chrome total des eaux usées à la sortie du sol non planté varie de 2,5 mg/l à 4 mg/l avec une valeur moyenne de 2,4±1,3 mg/l.

La présence de *Phragmites australis* dans le système planté permet de maintenir une porosité suffisante pour assurer la percolation des eaux en traitement et réduire les risques de colmatage. Avec des temps de résidence hydraulique trois fois plus réduit, le système planté assure un abattement du chrome total comparable à celui du système non planté.

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 2005

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne.

https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/

Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche.

https://www.erudit.org/fr/

REVUE DES SCIENCES DE L'EAU, Rev. Sci. Eau 18/2(2005) 177-198

Enlèvement du Chrome par infiltration verticale sur lits de *Phragmites australis* (Cav.) Steudel

Removal of chromium from tannery wastewater by vertical infiltration reed beds

S. TIGLYENE[1], L. MANDI[1]*, A. JAOUAD[2]

Reçu le 1er mars 2004, accepté le 8 février 2005**.

SUMMARY

The aim of this study was to investigate the potential of a helophytic plant, *Phragmites australis* (Cav.) Steudel, to remove chromium from concentrated tannery effluent in comparison to unplanted soil, under arid climate conditions. The experiment was conducted from August 2002 to August 2003. Six plots (capacity: 120 l, diameter: 50 cm) were filled to depths of 15 cm and 60 cm with gravel and soil respectively (texture: 3.5% clay, 8.5% silt, and 88% sand). Three plots were planted with *Phragmites australis* (Cav.) Steudel. Young shoots of plants (36 stems/m^2) were taken from local and natural reed stands. Three unplanted plots were used as controls. The soil for the study was from the Tensift River (Marrakech). The experimental plots were supplied exclusively with diluted tannery wastewater, 3 times a week (approximately 10 l each time). The water flowed vertically through the substratum.

To investigate the capacity of the systems to increase pH, to decrease conductivity, chemical oxygen demand (COD), and to remove total chromium, concentrations in the inflow and outflow of each plot were determined during the experiment. System hydrology indicated that for planted systems, the mean flow varied from 18 ml/min (in winter) to 49 ml/min (in summer), with an average value of 35 ml/min. For the unplanted system, the mean flow varied from 5 ml/min (in winter) to 15 ml/min (in summer) with an average value of 12 ml/min. Water recovery at the outflow of the planted system (PP) and unplanted system (NPP) was 40% and 60% respectively. This may be related to the phenomenon of evapotranspiration from the PP system, which was more significant than simple evaporation from the NPP system. No sign of clogging was observed in the planted systems due to the plant rhizomes that ensure a better aeration of the soil. The study of the hydrological operation showed that mean flow in the planted system was three times higher than that in the unplanted soil, which makes it possible to treat a larger

1. Département de Biologie, Faculté des Sciences Semlalia, BP 2390 Marrakech, Maroc.
2. Département de Chimie, Faculté des Sciences Semlalia, BP 2390 Marrakech, Maroc.
Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Département de Biologie, Boulevard du Prince-Moulay-Abdelah, BP 2390, Marrakech, Maroc - Tél. : +212 (0) 44 43 46 49 - Fax : +212 (0) 44 43 74 12.

* Correspondance : mandi_laila@yahoo.fr

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 avril 2006.

volume of wastewater and to reduce the required per capita surface for treatment. The presence of *Phragmites australis* ensured a sufficient porosity for the percolation of water for treatment.

The pH of the effluent at the outlets of the planted and unplanted systems increased by two to three units in comparison with the raw wastewater at the inlet. The average inflow pH was 5.5; at the outflow of the two systems, the pH was 7.30 and 8.20 respectively for the planted and unplanted soil. The electrical conductivity (EC) of the treated wastewater increased for the two systems. The average inflow conductivity was 54 ± 5.5 ms/cm. At the outflow of the two systems, the EC was about 75 ± 14 ms/cm and 68 ± 11 ms/cm respectively for the planted and unplanted systems. The EC removal for all systems varied significantly from season to another ($p < 0.05$).

The planted system was more efficient in removing total COD (74%) than the unplanted one (60.5%). There were significant differences (ANOVA) between the PP and NPP systems ($p < 0.05$). Total chromium concentrations at the inflow varied from 534 mg/l to 1 000 mg/l with an average content of 780 ± 196 mg/l. At the outflow, total chromium concentrations varied from 2.2 mg/l to 3 mg/l with an average content of 2 ± 0.5 mg/l for the PP system and from 2.5 mg/l to 4 mg/l with an average value of 2.4 ± 1.3 mg/l for the NPP system. Total chromium removal of 99% occurred for the two pilots, which provides limpid purified water.

Despite the shorter retention time for the planted system, which was three times less than in the unplanted one, total chromium was almost completely removed.

The aquatic macrophyte plant seemed to play a physical role by enhancing the hydrological conductivity of the substratum and consequently the operation and management of these systems. *Phragmites australis* (Cav.) Steudel has the ability to transfer oxygen from the rhizome towards the roots through an internal lacunar system, which offers the creation of an aerobic zone around the roots. This aerobic zone allows the proliferation of micro-organisms, which are the principal decomposers of the organic matter in the root zone.

The treatment of tannery effluent by reed beds is a clean approach from an ecological point of view and constitutes a viable economic alternative in comparison to purely chemical approaches and is thus better adapted to the complexity of the systems used in the leather industry.

Keywords: *Phragmites australis (Cav.) Steudel, arid climate, chromium, tannery, industrial wastewater, reed beds.*

RÉSUMÉ

L'objectif de la présente étude est de mettre en évidence les potentialités d'un hélophyte : *Phragmites australis* (Cav.) Steudel à épurer l'effluent du tannage riche en Chrome sous un régime d'écoulement vertical et les comparer à celles d'un sol non planté sous climat aride.

Le pilote expérimental est constitué de pots de capacité 120 litres, remplis sur une épaisseur de 15 cm de graviers et de 60 cm de sol (texture : limono-argilo-sableuse). Trois pots sont plantés de jeunes tiges de *Phragmites australis* (36 tiges/m^2). Trois autres pots non plantés sont pris comme témoin. L'alimentation du système se fait par l'eau du tannage au Chrome diluée à 50 %. L'alimentation des systèmes se fait par bâchées de 10 litres/jour pendant 3 jours successifs suivis d'une période de repos de 4 jours. L'écoulement se fait par translation verticale à travers le substrat.

L'étude du fonctionnement hydrologique des pilotes testés a montré que le débit moyen à la sortie du système planté est trois fois plus élevé que celui du

lit non planté, ce qui permet de traiter un volume d'eau usée plus important ou bien de réduire la superficie nécessaire par équivalent habitant. Aucun signe de colmatage n'a été détecté aussi bien dans les pots plantés de *Phragmites australis* que dans les pots non plantés.

Le suivi des performances épuratoires du système à *Phragmites australis* montre que le pH à la sortie des deux systèmes pilotes augmente de deux à trois unités par rapport à celui des rejets du tannage. La conductivité électrique des effluents traités augmente respectivement pour les deux systèmes.

L'élimination moyenne de la DCO totale est de 74 % pour le système planté et de 60,5 % pour le système non planté. La différence entre les performances épuratoires des deux systèmes pour l'abattement de la DCO totale est statistiquement significative ($p < 0,05$).

Le Cr total subit globalement un abattement de 99 % pour les deux pilotes qui fournissent des eaux épurées limpides. En effet, la concentration moyenne en Chrome total dans les eaux usées brutes appliquées à l'entrée des différents pilotes varie de 534 mg/l à 1 000 mg/l avec une concentration moyenne de 780 ± 196 mg/l. Les teneurs de Chrome total enregistrées à la sortie du lit à Phragmites varient de 2,2 mg/l à 3 mg/l avec une concentration moyenne de 2 ± 0,5 mg/l. La concentration en Chrome total des eaux usées à la sortie du sol non planté varie de 2,5 mg/l à 4 mg/l avec une valeur moyenne de 2,4 ± 1,3 mg/l.

La présence de *Phragmites australis* dans le système planté permet de maintenir une porosité suffisante pour assurer la percolation des eaux en traitement et réduire les risques de colmatage. Avec des temps de résidence hydraulique trois fois plus réduit, le système planté assure un abattement du Chrome total comparable à celui du système non planté.

Mots clés : *Phragmites australis (Cav.) Steudel, climat aride, tannerie, rejet industriel, chrome, lits à roseaux.*

1 - INTRODUCTION

Le plus dangereux problème au niveau de la pollution générée par les tanneries de Marrakech est d'origine chimique avec le déversement dans l'effluent résiduel de métaux lourds principalement le Chrome (≈ 40 tonnes/an) qui est capable de perturber la biodégradation des effluents (SCANDIACONSULT INTERNATIONAL, 1999). Les déchets liquides de tanneries sont rejetés directement dans le milieu récepteur sans aucun traitement préalable. Les problèmes liés à la nuisance et à la tolérance du Chrome sont assez complexes, en raison notamment, des phénomènes de précipitation et d'adsorption qui jouent certainement un rôle d'atténuation de la toxicité de cet élément (CHENG *et al.*, 1975 ; NELSON *et al.*, 1981).

Depuis quelques années, la pression des écologistes a fourni le stimulant nécessaire d'une part à l'optimisation du procédé de tannage par le Chrome et d'autre part à la récupération et le recyclage des sels de Chrome. Deux voies ont été largement étudiées et utilisées dans l'industrie du cuir : i) récupération des sels de Chrome résiduaires par précipitation sous forme d'hydroxyde de Chrome trivalent et leur recyclage sous forme de solution après dissolution

dans l'acide sulfurique (LANGERWERF, 1977 ; MAIRE, 1977) ; ii) recyclage direct des bains de tannage soit pour le picklage (ARNOLDI et COVINGTON, 1981 ; MAIRE, 1977 ; SIMONCINI et TOMASELLI, 1977), soit pour le tannage suivant (BALAS, 1979 ; HAUCK, 1972 ; SMITH, 1978).

Malgré de nombreuses études ponctuelles consacrées au traitement et au recyclage des eaux résiduaires de tannage au Chrome, aucun procédé de récupération ne donne entière satisfaction : i) coût de l'équipement élevé (CASTELLON, 1976 ; DAVIS, 1973 ; DIHARCE, 1979) ; ii) difficultés si les solutions sont trop diluées (TREMILLON, 1993) ; iii) ne peut être pratiqué que pour des volumes initiaux très faibles et très concentrés en Chrome (HAUCK, 1972).

Peu de travaux se sont intéressés à tester les plantes aquatiques pour l'épuration des eaux usées industrielles et principalement celles chargées en Chrome tels que les rejets des tanneries (BARBOSA et HVITVED-JACOBSEN, 1999 ; SUSEELA *et al.*, 2002). Une étude effectuée par OKE et JUWARKAR (1996) a montré qu'après passage de l'effluent à travers des colonnes plantées de *Phragmites carca* en écoulement vertical (60 % du sable), une élimination de 75 % du Chrome total est obtenue. De même, POLPRASERT *et al.* (1996) ont obtenu un abattement de 99 % du Chrome total pour un système à *Typha* avec un substrat sableux et une concentration en Chrome qui varie de 1-50 mg/l. En présence de *Phragmites australis* (Cav.) Steudel, une élimination de 69,8 % en Chrome total est obtenue par SHUTES *et al.* (2001) et de 87 % par BEGG *et al.* (2001). Au Maroc, des expériences ont été encourageantes à éliminer le Chrome +VI (99 %) et le Chrome +III (83 %) en présence d'*Azolla filiculoides* (WAGNER, 1999).

Les macrophytes aquatiques retiennent 40 à 55 % des métaux par assimilation (OKE et JUWARKAR, 1996). Du total des métaux retenus 55 à 60 % sont éliminés par des processus d'adsorption et de précipitation qui s'effectuent dans le substrat.

La plupart des travaux réalisés jusqu'à ce jour dans ce domaine ont été surtout consacrés à l'utilisation de quelques plantes aquatiques pour l'élimination du Chrome à des concentrations faibles : [Cr] = 8 mg/l (SINHA *et al.*, 2002) ; [Cr] = 1 mg/l (QIAN *et al.*, 1999). Aucun travail n'a été réalisé sur l'élimination des concentrations assez élevées de ce métal. L'objectif de cette étude est de tester les performances d'une plante aquatique enracinée *Phragmites australis* (Cav.) Steudel à épurer l'effluent du tannage avec des concentrations élevées en Chrome sous un régime d'écoulement vertical. L'intérêt est porté plus particulièrement sur la comparaison d'un pilote planté par *Phragmites australis* avec un pilote non planté.

2 – MÉTHODES

L'expérience est réalisée dans le jardin de la faculté des sciences semlalia de Marrakech sous 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 40 °C.

Le pilote expérimental est constitué de pots de capacité 120 litres, remplis sur une épaisseur de 15 cm de graviers et de 60 cm de sol (figure 1). Trois pots sont plantés de jeunes tiges de *Phragmites australis* (Cav.) Steudel (36 tiges/m^2). Trois autres pots non plantés sont pris comme témoin.

Figure 1 Dispositif expérimental.
Experimental design.

2.1 Alimentation des systèmes

Les 2 pilotes ont été irrigués par l'eau du tannage à des teneurs croissantes en Chrome total : 10 % (mars), 20 % (avril), 30 % (mai), 40 % (juin), 50 % (juillet 2002). Les dilutions ont été effectuées par une eau de puits pour permettre à *Phragmites australis* de s'adapter et de s'accroître au début de l'expérience.

L'alimentation des systèmes se fait par bâchées de 10 litres/jour pendant 3 jours successifs suivie d'une période de repos de 4 jours. Ce mode d'alimentation choisie permet de maintenir les conditions aérobies et d'éviter le colmatage des systèmes. L'écoulement se fait par translation verticale à travers le substrat.

Des symptômes physiologiques au niveau de la plante sont observés à partir de la dilution 40 % (Cr = 720 ± 35 mg/l) et 50 % (Cr = 780 ± 196 mg/l) : i) dessèchement des extrémités de quelques feuilles, ii) de nouvelles jeunes pousses de *Phragmites australis* sont apparues. Pour ne pas détruire la plante, l'expérimentation est conduite avec la dilution 50 % (Cr = 780 ± 196 mg/l) qui correspond à la teneur en Chrome maximale que peut supporter *Phragmites australis*, d'après les tests d'adaptation réalisés.

Le matériel végétal utilisé est *Phragmites australis* (Cav.) Steudel ou roseau des marais. C'est une espèce très productive, qui s'adapte facilement aux différentes conditions du milieu (NÈGRE, 1961). Les jeunes pousses utilisées ont été prélevées dans une roselière située à proximité de la ville de Marrakech.

Le substrat utilisé pour l'étude est en provenance de l'Oued de Tensift dans la ville de Marrakech où la nappe phréatique s'approche beaucoup de la surface, les sols deviennent salés et alcalinisés. Le sol a une texture : limono-argilo-sableuse [argile : 3,5 % ; limon : 8,5 % ; sable : 88 % (sable grossier + sable fin : 72,1 %; sable très fin : 15,9 %)]. Le gravier utilisé a une dimension 5 mm < d < 10 mm. Il a été utilisé pour éviter la compensation du sol au fond des pots qui peut causer, par conséquent, des conditions d'asphyxie des racines par excès d'eau. Ces conditions peuvent perturber le développement et le fonctionnement physiologique normal des plantes.

Les eaux usées à traiter sont originaires d'une tannerie semi-industrielle, implantée dans le quartier industriel de la ville de Marrakech. Cette tannerie traite 500 peaux par jour et rejette 1 500 m^3 d'eaux usées par jour dont le débit moyen du rejet du tannage au Chrome est de 250 m^3/jour (TIGLYÈNE *et al.*, 2002).

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

• Le temps d'infiltration ou temps de séjour : temps que met la lame d'eau de 15 cm pour s'écouler et disparaître de la surface du substrat.

• Le débit d'écoulement : débit moyen exprimé en ml/min, il correspond au volume d'eau qui s'est écoulé pendant le temps d'infiltration.

• Le volume total restitué : volume total d'eau usée traitée récupéré à la sortie de chaque pot.

• Les pertes d'eau soit par évaporation et/ou par évapotranspiration sont effectuées par différence entre le volume d'eau apporté aux systèmes et le volume total d'eau récupéré à chaque irrigation (WATHUGALA *et al.*, 1987). Le calcul du pourcentage des pertes d'eau est représenté par l'équation (1) :

$$\% \text{ pertes d'eau} = (\text{Volume total évaporé}/\text{Volume total apporté}) \times 100 \quad (1)$$

Avec : Volume évaporé = Volume total d'eau apporté – Volume total d'eau restitué (2)

La mesure du temps d'infiltration, du débit d'écoulement, du volume total récupéré et de l'évapotranspiration est effectuée tous les 15 jours durant la période d'expérimentation (août 2002-août 2003).

Les échantillons d'eau ont été collectés chaque semaine pendant la période d'étude. Les échantillons de volume d'eau, à l'entrée et à la sortie de chaque pilote, ont fait l'objet d'une mesure de : pH, conductivité électrique (CE), demande chimique en oxygène (DCO) et teneur en Chrome total (Cr).

La mesure du potentiel d'hydrogène (pH) est effectuée avec un pH-mètre de type ORION. La conductivité électrique (CE) est mesurée à l'aide d'un conductivimètre type Tacussel, les résultats sont exprimés en millisimens par centimètre (ms/cm), (RODIER, 1984).

La méthode adoptée pour la détermination des matières en suspension (MES) est une combinaison entre deux étapes (AFNOR, T90-105) : la première étape consiste à centrifuger 50 ml de l'échantillon durant 20 minutes. La deuxième étape consiste à verser le surnageant sur filtre millipore de porosité 0,45 µm, ensuite faire passer le culot sur le même filtre. Les filtres sont séchés dans l'étuve à 105 °C jusqu'à poids constant et refroidis au dessiccateur. La

teneur en MES est obtenue par différence des poids des filtres avant (après humidification et passage à l'étuve) et après filtration et séchage.

Le taux de matières en suspension en (mg/l) est donné par l'équation (3) :

$$(M_1 - M_0) \times 1\,000/V \qquad (3)$$

V : volume d'échantillon (50 ml) ;
M_0 : masse du disque filtrant avant utilisation (mg) ;
M_1 : masse du disque filtrant après utilisation (mg).

La méthode utilisée pour mesurer la demande chimique en oxygène (DCO) est une oxydation par excès de bichromate de potassium, à chaud, en milieu acide et en présence de sulfate de mercure et de sulfate d'argent (AFNOR, T90-101).

Une prise d'essai de 2,5 ml de l'échantillon est mise dans un bêcher, puis ajout d'une pincée de sulfate de mercure pour complexer les ions chlorure et de 0,5 ml de sulfate d'argent (augmente la température d'ébullition de l'acide). L'excès de bichromate de potassium est dosé par colorimétrie à 600 nm. La concentration en DCO à l'entrée et à la sortie des deux systèmes (dans certains cas) dépasse la courbe d'étalonnage, de ce fait, une série de dilutions est ainsi effectuée pour se retrouver dans le domaine de linéarité de la méthode.

Le taux d'élimination de la DCO totale calculé sur la base des charges est représenté par l'équation (4) :

$$\%\ \text{Enlèvement de DCO} = \frac{\text{Charge à l'entrée} - \text{Charge à la sortie}}{\text{Charge à l'entrée}} \times 100$$

Le calcul de la charge en DCO totale des deux systèmes est donné par l'équation (5) :

$$Q_i\ (\text{mg}) = C_i\ (\text{mg/l}) \times Vi(\text{l}) \qquad (5)$$

avec : i = 1 à l'entrée des systèmes ; i=2 à la sortie des systèmes

Q_i : charge en DCO totale ;
C_i : concentration en DCO totale ;
V(i = 1) : volume d'eau à l'entrée (30 l).

La demande biologique en oxygène (DBO_5) est faite selon la méthode respirométrique par DBO-mètre. Vu la pauvreté en bactéries des rejets de tanneries, un ensemencement bactérien a été réalisé au moment de la préparation de la série de dilutions par une eau usée urbaine filtrée sur filtre en papier plissé afin de neutraliser la solution (AFNOR, T90-103) : un volume de 20 ml de l'échantillon est introduit dans une fiole jaugée, amené à 100 ml par l'eau de dilution et homogénéisé. Le pH du mélange obtenu est compris entre 7 et 7,4. Un flacon d'incubation est rempli entièrement avec ce mélange et fermé hermétiquement en veillant à ce qu'il ne reste aucune bulle d'air à l'intérieur. Les flacons sont placés ensuite dans l'enceinte réglée à 20 °C ± 1, à l'abri de la lumière pendant 5 jours.

La demande biologique en oxygène DBO_5 en (mg/l) est donnée par l'équation (6):

$$DBO_5 = F \times L \quad (6)$$

L : valeur donnée par DBO-mètre ;
F : Facteur de dilution.

Les chlorures sont dosés selon la méthode de Mohr en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent, en présence d'un indicateur coloré, le chromate de potassium (RODIER, 1984). Les ions ammoniums sont dosés par la méthode colorimétrique au bleu d'indophénol, en milieu alcalin et en présence de nitroprussiate de sodium comme catalyseur (RODIER, 1984). Le dosage des métaux lourds est effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique (AFNOR, T 90-112) :

Un volume de 50 ml d'eau a été réduit à sec à 80 °C dans un bêcher. La minéralisation du résidu a été faite par HNO_3 sur une plaque chauffante à 450 °C pendant une heure. La solution obtenue a été ajustée à 10 ml par HCL (5 %). Le calcul de la concentration en Cr total est donné par l'équation (7), (AFNOR, T 90-112) :

$$C\ (mg/l) = (A \times Vf \times D)/PE \quad (7)$$

A : concentration mesurée par absorption atomique ;
V_f : volume final (10 ml) ;
D : dilution ;
PE : prise d'essai (50 ml).

Une série de solutions témoins est préparée à partir d'une solution étalon du Chrome (solution de dichromate d'ammonium) en milieu nitrique 0,01 N. La concentration en Cr à l'entrée et à la sortie des deux systèmes peut dépasser la courbe d'étalonnage, de ce fait, une série de dilutions de 5 à 200 fois s'avère nécessaire pour se retrouver dans le domaine de linéarité de la méthode. Afin de s'assurer de l'absence d'un effet de matrice, un test de recouvrement (ou essai de contrôle) est réalisé. Ce test (Tr) consiste à calculer le rapport de la concentration trouvée sur la concentration théorique et de la multiplier par 100 (AFNOR, T 90-112) :

$$T\,r = [C\ (mg/l)/X(mg/l)] \times 100 \quad (8)$$

Avec : C : concentration en (mg/l) donné par l'équation (7) ;
X : concentration théorique (mg/l) ;
$X = X_1 + X_2$;
X_1 = provient de la solution à analyser de concentration C/2 (mg/l) ;
X_2 = provient d'une solution étalon de même concentration que X_1.

Dans le cas de cette étude l'effet de matrice est négligeable (Tr = 99, 65 %).

Le taux d'élimination du Chrome total calculé sur la base des charges est donnée par l'équation (9).

$$\%\ \text{Enlèvement du Cr total} = \frac{\text{Charge à l'entrée} - \text{Charge à la sortie}}{\text{Charge à l'entrée}} \times 100$$

3 - RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1 Caractérisation physico-chimique du sol utilisé

Les caractéristiques physico-chimiques du sol sont indiquées dans le tableau 1. Le substrat utilisé est riche en matières organiques. Sa conductivité électrique est assez élevée. Elle est en corrélation avec sa richesse en ions chlorures, sodium, calcium et magnésium. D'après SOLTNER (1990), il s'agit d'une part, d'un sol basique alcalin (pH = 8,63) et d'autre part, d'un sol qui permet : i) de maintenir une concentration constante en éléments traces biodisponibles dans la solution du sol, ii) d'avoir une faible bioaccumulation de ces éléments par les plantes. Les teneurs en métaux lourds du sol rentrent dans les normes fixées par l'OMS (GODIN, 1982) au niveau des sols : (Zn = 300 mg/kg ; Pb =100 mg/kg ; Cr = 150 mg/kg ; Cu = 100 mg/kg). Le choix s'est porté sur ce sol sachant qu'il a une capacité de rétention de l'eau et des matières dissoutes dans ses espaces intercellaires.

Tableau 1 Caractéristiques physico-chimiques du substrat utilisé.

Table 1 *Physico-chemical characteristics of soil used for the treatment channels.*

Paramètres	Teneurs
pH	8,63
% M.O	4,7
% Humidité	0,21
CE ms/cm	400
Cl (mg/g)	71
Na (mg/g)	2,67
Mg (mg/g)	0,36
Ca (mg/g)	0,76
Zn (mg/kg)	12,11
Pb(mg/kg)	1,2
Fe (mg/kg)	71,11
Cr (mg/kg)	0,6
Cu (mg/kg)	0,35

3.2 Caractérisation physico-chimique des eaux de tannage au Chrome

L'analyse du tableau 2 montre que les eaux usées du tannage au Chrome présentent un pH acide, conséquence de l'utilisation de l'acide sulfurique dans l'opération de picklage. Ces effluents ont une conductivité électrique élevée reflétant leurs richesses en sels. La concentration en chlorures enregistrée (20,6 g/l) dépasse largement celle recommandée par les normes de l'OMS de rejets d'effluents (1989) qui est de 700 mg/l. L'utilisation des ammoniums dans l'opération du déchaulage-confitage peut expliquer les teneurs élevées en NH_4^+ dans l'effluent du tannage.

Tableau 2 Caractéristiques physico-chimiques de l'effluent à traiter (nombre d'échantillons = 20).

Table 2 *Physico-chemical characteristics of the influent (number of samples = 20).*

Paramètres	Teneurs
T° C	23 ± 5
pH	3,08 ± 1,16
CE (ms/cm)	118 ± 50,12
MES (mg/l)	233 ± 24,16
DBO_5 (mg/l)	45 ± 2,45
DCO (mg/l)	2 500 ± 13,08
Cl^- (g/l)	20,6 ± 1,3
NH_4^+ (mg/l)	520 ± 19
Cr (mg/l)	1 230,5 ± 123,14

La concentration en Chrome total (1 230,5 mg/l) contenu dans les rejets de tanneries de Marrakech (TIGLYÈNE *et al.*, 2002) est sensiblement inférieure à celle rejetée en Turquie : 1 329 mg/l (KABDASLI *et al.*, 1993) et en Alger : 4 000 mg/l (SEMSARI, 1992).

Les eaux usées des tanneries implantées dans la ville de Marrakech sont principalement chargées en matières organiques, Chrome, chlorures et ammonium. Le rapport $DBO_5/DCO < 0,5$ témoigne bien d'un souci de réduire la pollution.

3.3 Fonctionnement hydraulique du système pilote

L'évolution temporelle du temps d'infiltration ou temps de séjour de la lame d'eau apportée chaque 15 jours dans les deux pilotes (planté et non planté) durant la période d'expérimentation est présentée dans la figure 2. Pour cette fréquence d'alimentation du système, le temps d'infiltration fluctue selon les saisons et les conditions climatiques.

Pour le lit à *Phragmites*, le temps de séjour varie de 33 ± 5 min (été) à 658 ± 12 min (hiver), avec une valeur moyenne de 215 ± 13 min. Sous les mêmes conditions expérimentales, le temps de séjour pour le sol non planté varie de 45 ± 17 min (été) à 750 ± 52 min (hiver) avec une valeur moyenne de 645 ± 25 min. Ceci est probablement lié aux conditions climatiques à Marrakech : à temps chaud (T° moyenne estivale varie de 24 à 30° C), l'humidité du substrat est réduite et la viscosité de l'eau est faible au point que l'eau s'infiltre rapidement. Par contre, au 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.

Pour le système planté, le débit d'écoulement varie de 18 ml/min (hiver) à 49 ml/min (été) avec une valeur moyenne de 35 ml/min. Le débit d'écoulement dans le système non planté varie de 5 ml/min (hiver) à 15 ml/min (été) avec une valeur moyenne de 12 ml/min.

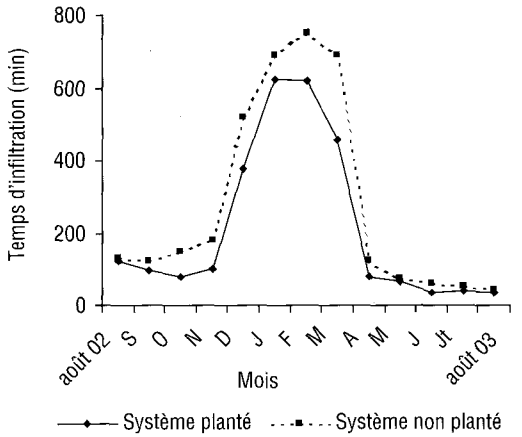

Figure 2 Évolution du temps d'infiltration pour les deux systèmes planté et non planté.

Temporal changes in wastewater infiltration times in the planted and unplanted systems.

Les résultats moyens obtenus durant la période d'étude sont présentés dans le tableau 3. Pour le système planté, seul 40 % du volume apporté est restitué à la sortie du pilote. Le volume d'eau récupéré à la sortie du système non planté est de 60 % du volume apporté par irrigation. Les pertes d'eau dans le système planté (57,5 %) sont plus importantes par rapport au sol nu (38 %), ceci est probablement lié au phénomène d'évapotranspiration qui est plus important qu'une évaporation simple du sol non planté. Aucun signe de colmatage n'a été détecté aussi bien dans les pots plantés de *Phragmites australis* que dans les pots non plantés. En effet, l'alternance de phase d'infiltration et de dessèchement de 4 jours adoptée pour les deux pilotes permet de gérer l'aération de la zone non saturée et de maîtriser le colmatage de la surface d'application. Les périodes d'assèchement permettent au sol de se ressuyer et de rétablir ainsi sa capacité d'infiltration. Dans le système planté, *Phragmites australis* a l'aptitude de transférer l'oxygène du rhizome vers les racines à travers un système lacuneux interne ce qui favorise la création d'une zone aérobie autour des racines (BIDDLESTONE *et al.*, 1991 a et b).

L'approvisionnement en oxygène des pots se fait également par simple échange d'air entre l'atmosphère et la phase gazeuse du filtre. Ainsi deux types d'apport d'oxygène peuvent être signalés (BRISSAUD et SCHMITT, 1991 ; HILEL, 1974) :

- L'apport d'oxygène par convection : la percolation de l'effluent permet à l'air frais de pénétrer dans le sable. L'air appauvri en oxygène est expulsé pendant les séquences d'infiltration.

- L'apport d'oxygène par diffusion : un approvisionnement complémentaire en oxygène provient des échanges par diffusion moléculaire, entre la phase gazeuse du milieu poreux appauvri en oxygène et l'air frais atmosphérique.

Tableau 3 Caractéristiques hydrauliques du système planté et du sol non planté (nombre d'échantillons = 50).

Table 3 *Hydrological characteristics of planted and unplanted systems (number of samples = 50).*

	Lit planté	Lit non planté
Volume à l'entrée (L)	15	15
Temps d'infiltration	3 h 35 min	10 h 45 min
Volume restitué (L)	6 ± 3,4	9 ± 2,5
% de restitution	40	60
Débit moyen (ml/min)	35	12
Pertes d'eau en (%)	57,5 ± 2,4	38 ± 2,7

Au vu de ces résultats, le choix du substrat avec une texture : limono-argilo-sableuse permet un meilleur contact sol-eau usée et un bon fonctionnement du système. Des résultats similaires à ceux obtenus à Marrakech ont été rapportés par WATHUGALA *et al.* (1987) qui n'ont détecté aucun signe de colmatage aussi bien dans les bacs plantés de *Phragmites australis* que dans les bacs non plantés.

Dans le cas de la présente étude, le risque de colmatage des deux pilotes est très faible étant donné que, outre le climat semi-aride de la ville de Marrakech, la période de repos choisi est largement suffisante. BLAZEJEWSKI et MURAT-BLAZEJEWSKA (1996) recommandent pour prévenir le colmatage : i) utilisation d'un matériel grossier suffisamment poreux, ii) une assez large surface d'interface, iii) une période de repos du lit suffisante et iv) une bonne aération des systèmes.

La présence de *Phragmites australis* permet de maintenir une porosité suffisante pour assurer la percolation des eaux en traitement et d'augmenter la conductivité hydraulique du pilote grâce à son système racinaire. Le débit moyen du système planté est trois fois plus élevé que celui du lit non planté, ce qui permet de traiter un volume d'eau usée plus important ou bien de réduire la superficie nécessaire par équivalent habitant.

3.4 Évolution du potentiel hydrogène : pH

L'analyse de la figure 3 montre que le pH des eaux usées brutes (EUB) à l'entrée des deux systèmes varie entre $4 \leq pH \leq 6$ avec une valeur moyenne de 5,5. Le pH des eaux usées traitées (EUT) à la sortie des deux systèmes planté et non planté augmente de deux à trois unités. Le pH varie entre 7,3 à 8 pour le système à *Phragmites australis* et entre 7,6 à 8,2 pour le sol non planté. L'application du test ANOVA a montré que la différence entre le système planté et le système non planté n'est pas importante et que l'effet saison n'est pas significatif ($p > 0,05$).

Dans le système témoin, le pH est en général légèrement plus élevé que celui du système planté. Les hélophytes, en effet, libèrent des exsudats racinaires, qui sont surtout des acides tanniques et galliques, lesquels peuvent entraîner une acidification du milieu (VINCENT *et al.*, 1994).

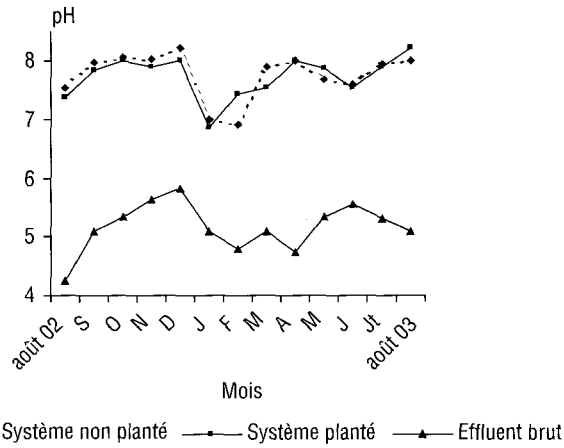

Figure 3 Évolution temporelle du pH à l'entrée et à la sortie des deux systèmes planté et non planté.

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

L'augmentation du pH des eaux usées traitées à la sortie des deux pilotes, peut être expliquée par le pouvoir tampon du sol (pH = 8,63) et son aptitude à s'opposer à la variation du pH. La capacité d'échange cationique du sol utilisé dans cette expérimentation est de 4,2 meq/100 g, ce qui explique le contact étroit d'échange de cations et d'anions entre phase solide et phase liquide ou entre phases solides. Les sites d'échanges se situent essentiellement au niveau des colloïdes argilo-humiques qui déterminent le complexe adsorbant. De même, la teneur du substrat en Ca = 0,76 mg/g permet de maintenir le pH du sol entre les limites favorables à l'activité biologique et à l'assimilation des éléments nutritifs.

3.5 Évolution de la conductivité électrique : CE

La conductivité électrique des eaux usées traitées suit une évolution similaire pour le système planté par *Phragmites australis* et le sol nu (figure 4). Elle est constamment supérieure à celle des eaux usées brutes. Cette augmentation est plus accentuée durant les périodes sèches s'étalant d'août-novembre (2002) à mai-août (2003). La conductivité électrique moyenne des eaux usées brutes (EUB) est de 54 ± 5,5 ms/cm. Celle des eaux usées traitées (EUT) est de 75 ± 14 ms/cm pour le lit à *Phragmites*. Cette valeur est supérieure à celle des (EUT) par le sol nu 68 ± 11 ms/cm. L'analyse de la variance au seuil de 5 % indique, qu'il y a une différence significative entre le système planté et le sol non planté ($p < 0,05$).

Des travaux antérieurs notamment ceux de FINLAYSON et CHICK (1983) ont montré une augmentation de la conductivité électrique par des plantations de *Typha* et de *Phragmites* pour les effluents d'abattoir. Ces auteurs ont associé cette augmentation au phénomène d'évapotranspiration de la végétation qui

tend à concentrer davantage l'effluent. Selon RANJANI *et al.* (1996) cette augmentation est liée au lessivage des minéraux du sol et à la minéralisation de la matière organique. Dans la présente étude, il est très probable que les trois processus combinés interviennent. D'autres études ont montré qu'il n'y a aucune tendance dans le changement de la conductivité (RIVERA et WARREN, 1997). D'autre part, TANNER *et al.* (1995) ont constaté qu'il y a une réduction de la conductivité avec l'augmentation du temps de séjour des eaux usées dans un lit à gravier planté de *Schoenoplectus*.

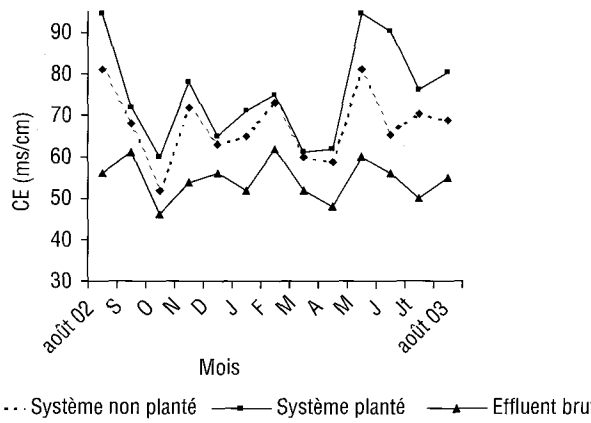

Figure 4 Évolution temporelle de la conductivité électrique à l'entrée et à la sortie des deux systèmes planté et non planté.

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

3.6 Évolution de la demande chimique en oxygène (DCO)

La concentration en DCO totale pour les eaux usées brutes à l'entrée des systèmes pilotes fluctue entre 530 mg/l à 1 216 mg/l avec une valeur moyenne de 874 ± 215 mg/l. Les teneurs de la DCO enregistrées à la sortie du lit à *Phragmites* varient de 408 mg/l à 750 mg/l avec une concentration moyenne de 560 ± 104 mg/l. À la sortie du lit non planté, la concentration en DCO varie de 370 mg/l à 765 mg/l avec une valeur moyenne de 583 ± 126 mg/l.

3.6.1 Rendement épuratoire

Le taux d'élimination de la DCO totale calculé sur la base des charges en tenant compte des pertes d'eau par chaque système est représenté dans la figure 5.

Pour le système planté, la rétention moyenne de la DCO totale varie de 63 % à 84,6 % avec une élimination moyenne de 74 %. Le pourcentage de réduction de la DCO totale fluctue entre 54,6 % et 69 % avec un abattement moyen de 60,5 % pour le système non planté.

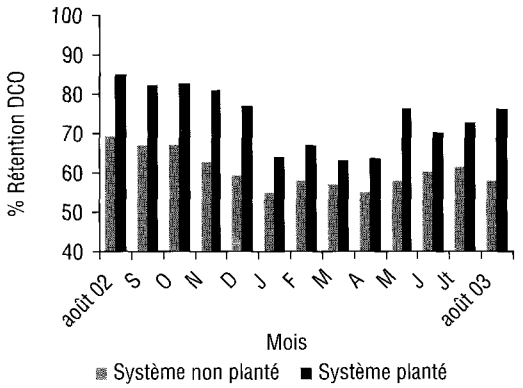

Figure 5 Pourcentage d'abattement en DCO pour les deux systèmes planté et non planté.

Percent removal of COD for the planted and unplanted systems.

La différence entre les performances épuratoires des deux systèmes pour l'abattement de la DCO totale est statistiquement significative ($p < 0,05$). Le facteur saison n'intervient pas dans la variation de l'efficacité épuratoire des deux systèmes ($p > 0,05$).

La réduction de la DCO totale obtenue est inférieure à celle obtenue par VON FELDE et KUNST (1996) : élimination de 90 % de la matière organique par un lit à écoulement vertical avec une épaisseur de substrat de 80 cm alimenté par intermittence. Les taux d'élimination de la DCO totale obtenus dans ce travail sont supérieurs à celui rapporté par KUCUK *et al.* (2004) : réduction de 30 % en présence de *Phragmites australis* avec un écoulement horizontal sous la surface et un temps de rétention de 7 jours.

Par ailleurs, en considérant le temps de résidence hydraulique des eaux usées dans chaque système, l'effet de la présence de *Phragmites* est alors évident. Pour un temps de séjour plus court dans le lit planté (3 h 45 min), on obtient un abattement supérieur à celui du sol non planté où le temps de séjour est 3 fois plus important (10 h 45 min). Ceci est lié à une meilleure oxygénation du substrat dans le lit à *Phragmites* permettant aux bactéries aérobies de proliférer et d'assurer en conséquence une meilleure minéralisation et oxydation de la matière organique. Selon BRIX (1987) et BIDDLESTONE *et al.* (1991 a et b), *Phragmites australis* a l'aptitude de transférer l'oxygène du rhizome vers les racines à travers un système lacuneux interne ce qui favorise la création d'une zone aérobie autour des racines. Cette zone aérobie va permettre la prolifération des micro-organismes qui sont les principaux décomposeurs de la matière organique dans la zone racinaire (URBANC-BERCIC et GABERSCIK, 1996).

En effet, l'estimation du taux en oxygène libéré au niveau racinaire de *Phragmites* est évaluée à 0,02 $g/m^2/j$ par BRIX (1990) et 5-12 $g/m^2/j$ par ARMSTRONG *et al.*, 1990. Le taux d'oxygène libéré va dépendre de la concentration interne en oxygène, de la demande en oxygène par le substrat environnant et la perméabilité de la paroi racinaire (SORREL et ARMSTRONG, 1994).

Dans ce type de système de traitement, le transport interne de l'oxygène dans les plantes peut se faire par : i) diffusion passive suivant le gradient de concentration à l'intérieur du système lacuneux et ii) écoulement par convection qui peut se dérouler grâce à différents processus physiques à savoir par différence de température et de pression de la vapeur d'eau entre l'intérieur des tissus de la plante et l'air environnant BRIX (1993 ; 1994).

L'alimentation par intermittence des deux systèmes pilotes assure également une meilleure aération du sol et une dégradation de la charge organique (PLATZER, 1996 ; PLATZER et MAUCH, 1996 ; VON FELDE et KUNST, 1996). La réduction de la DCO totale fait intervenir des phénomènes physiques, de filtration et des phénomènes biologiques, de dégradation et de décomposition de la matière organique associée à la flore bactérienne et à la présence des hélophytes.

3.7 Évolution de la concentration du Chrome total

La concentration moyenne en Chrome total dans les effluents appliquée à l'entrée des différents pilotes varie de 534 mg/l à 1 000 mg/l avec une concentration moyenne de 780 ± 196 mg/l. Les teneurs en Chrome total enregistrées à la sortie du lit à *Phragmites* varient de 2,2 mg/l à 3 mg/l avec une concentration moyenne de 2 ± 0,5 mg/l. La concentration en Chrome total des eaux usées à la sortie du sol non planté varie de 2,5 mg/l à 4 mg/l avec une valeur moyenne de 2,4 ± 1,3 mg/l.

3.7.1 Rendement épuratoire

Le taux d'élimination du Chrome total calculé sur la base des charges en tenant compte des pertes d'eau par chaque système est représenté dans la figure 6. Pour les deux systèmes, la rétention du Chrome total varie de 97 % à 100 % avec une élimination moyenne de 99 %. Les deux pilotes fournissent des eaux épurées limpides. L'analyse de la variance au seuil de 5 % indique qu'il n'y a pas une différence significative en teneur du Chrome total des rejets traités et que l'effet de saison est négligeable pour les deux systèmes ($p > 0,05$).

Malgré le temps de séjour trois fois plus réduit, le système planté assure un abattement du Chrome total comparable à celui du système non planté.

L'abattement du Chrome total obtenu par le système pilote à *Phragmites australis* est supérieur à ceux rapportés par OKE et JUWARKAR (1996) : élimination de 72 à 75 % du Chrome total sur des colonnes plantées de *Phragmites carca*, par SHUTES *et al.* (2001) : 69,8 % et par BEGG *et al.* (2001) : 87% en présence de *Phragmites australis* (Cav.) Steudel.

Les taux d'élimination du Chrome total sont similaires à ceux de POLPRASERT *et al.*, 1996 : abattement de 99 % du Chrome total pour un système à *Typha* avec un substrat sableux et une concentration en Chrome (1-50 mg/l) beaucoup plus faible que celle testée dans ce travail.

Dans les systèmes de traitement à macrophytes, plusieurs processus sont responsables de l'élimination du Chrome. Ils incluent une mixture de réactions physico-chimiques, biologiques et microbiologiques qui se déroulent dans les sites aérobies et anaérobies des zones humides (EGER, 1994). Ces éléments métalliques sont retenus dans ces systèmes par absorption aux plantes et par les micro-organismes associés à la surface des racines et du substrat.

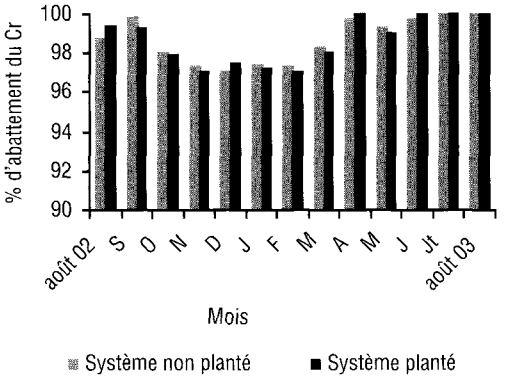

Figure 6 Pourcentage d'abattement du Cr total pour les deux systèmes planté et non planté.

Total percent chromium removal for the planted and unplanted systems.

L'activité des micro-organismes peut se traduire par la synthèse enzymatique de polymères de polysaccharides dont la structure et les groupements fonctionnels permettent une complexation des ions métalliques (JANSSON-CHARRIER *et al.*, 1994). Les métaux ainsi fixés peuvent exercer un effet toxique sur les processus microbiens du sol. BROOKES et MCGRATH (1984) ainsi que CHANDER et BROOKES (1991) ont observé une diminution de la biomasse microbienne dans les sols contaminés avec des métaux lourds contenus dans les boues résiduaires. Cependant, plusieurs microorganismes sont capables de développer une stratégie de résistance aux métaux lourds (BOULARBAH, 1996 ; FARAGO et MEHRA, 1993 ; REMACLE *et al.*, 1992 ; TICHY *et al.*, 1993). Les microorganismes peuvent jouer un double rôle dans la mobilisation des métaux. Ils peuvent affecter leur biodisponibilité en fixant ces éléments (GOURDON *et al.*, 1990 ; MULLEN *et al.*, 1992) et les libérer en décomposant la matière organique (HERMAN *et al.*, 1995).

Les racines ont néanmoins tendance à fortement retenir les métaux lourds jouant le rôle de barrière (MOREL *et al.*, 1986). En effet, nombreux auteurs ont confirmé cette constatation (ELLIS *et al.*, 1994 ; GRIES et GARBE, 1989 ; POLPRASERT *et al.*, 1996). MOREL et GUCKERT (1982) ont cité trois processus d'absorption différents des métaux selon les espèces végétales et les éléments envisagés : i) un processus passif d'échange, ii) un processus contrôle par le métabolisme des cellules, iii) la succession dans le temps des deux processus passif et actif.

Certaines espèces végétales disposent de stratégies leur permettant de piéger les métaux lourds, une fois transférés dans la plante, par des mécanismes biochimiques rendant ainsi le métal non disponible pour les voies métaboliques de la plante. Plusieurs substances dont les principales correspondent aux phytochélatines jouent un rôle déterminant dans les phénomènes de détoxification des métaux lourds. Elles sont synthétisées à partir du glutathion et diffèrent d'un point de vue synthèse, de la plupart des autres peptides (GRILL

et al., 1985). Les peptides ne constituent pas le seul moyen par lequel les métaux peuvent être détoxifiés au niveau des cellules des plantes. Les acides organiques peuvent jouer un rôle dans cette détoxification. Le Chrome se trouve complexé au trioxalate chez *Leptospermum scoparium* (WOOLHOUSE, 1983). Les exsudats racinaires correspondent à des produits racinaires (sucres, acides organiques, acides aminés, mucilages, bicarbonates,...) que la plante introduit dans le sol afin d'influencer l'acquisition des éléments nutritifs (UREN et REISENAUER, 1988). L'effet de ces produits sur la mobilisation des métaux traces non essentiels a été beaucoup étudié (MOREL *et al.*, 1986) : i) les composés solubles présentent une plus grande capacité à lier les métaux lourds que les mucilages, ii) l'affinité du métal pour les ligands organiques varie en fonction de la nature de l'exsudat et de l'élément en question. Ainsi la teneur en métaux lourds dans la solution du sol peut être affectée par l'activité racinaire. En effet, il a été démontré dans plusieurs travaux (LINEHAN *et al.*, 1985 ; NIELSON, 1976) une élévation de la concentration en métaux traces au niveau de la rhizosphère.

Les métaux sont également retenus dans les systèmes à macrophytes par immobilisation au niveau du substrat via des mécanismes tels que l'adsorption au niveau des sites d'échange, fixation à la matière organique, incorporation dans la structure du sol et par précipitation sous forme de composés insolubles (EGER, 1994 ; WIEDER, 1990). Les teneurs en éléments métalliques des sols et des sédiments sont liées à la taille des particules et aux concentrations en argile et en matière organique contenues dans ces matériaux (BOURST *et al.*, 1981 ; ROBBE, 1984). Les argiles et les matières organiques sont en principe capables de piéger et de concentrer les métaux lourds par des mécanismes d'adsorption et de complexation (BARRON, 1990 ; GUGGENBERGER *et al.*, 1994).

4 - CONCLUSION

L'objectif de cette étude est de mettre en évidence les potentialités du *Phragmites australis* (Cav.) Steudel à épurer l'effluent du tannage riche en Chrome sous un régime d'écoulement vertical. L'intérêt est porté plus particulièrement sur la comparaison d'un pilote planté par *Phragmites australis* avec un pilote non planté.

Les résultats obtenus montrent que les valeurs du pH des eaux du tannage à la sortie des deux systèmes étudiés planté et non planté sont dans la fourchette des normes de l'OMS (1989). La conductivité électrique des eaux usées traitées est constamment supérieure à celle des eaux usées brutes.

La présence de *Phragmites australis* assure une porosité suffisante pour la percolation des eaux en traitement. Grâce à son système racinaire, *Phragmites australis* permet d'augmenter la conductivité hydraulique du pilote. En plus, le débit trois fois plus important à la sortie du système planté 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.

Phragmites australis assure un bon abattement de la DCO totale (74 %) par comparaison au sol non planté (60,5 %).

Malgré le temps de séjour plus court dans le lit à *Phragmites*, on obtient un abattement du Chrome total (≈ 99 %) comparable à celui du sol non planté où le temps de séjour est trois fois plus important.

Les résultats obtenus dans cette étude permettent de confirmer la performance globale des systèmes à macrophytes à traiter les rejets de tannage au Chrome sous climat aride et sous les conditions expérimentales adoptées. En effet, l'alimentation par intermittence adoptée aux deux systèmes assure une meilleure aération du sol. En conséquence, l'utilisation d'un substrat de nature grossière (88 % sable) en présence des hélophytes réduit le risque de colmatage. *Phragmites australis* (Cav.) Steudel pourrait être utilisé pour l'abattement des métaux lourds notamment le Chrome pour le traitement des rejets industriels.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR 1983. Recueil de normes Françaises : eau, méthodes d'essai, 2e édition, Paris.

ARMSTRONG W., ARMSTRONG J., BECKETT PM., 1990. Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel. New Phytol., 114, 121-128.

ARNOLDI H.W., COVINGTON A.D., 1981. *Journal of Society of Leather Technologist and Chemists*, 65, (1), 1-10.

BALAS A., 1979. Technicuir, 10 (8), pp. 152-155.

BARBOSA AE., HVITVED-JACOBSEN T., 1999. Highway runoff and potential of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *SCI Total Environ*, 235, (1-3), 151-159.

BARRON J., 1990. Étude sur les interactions des métaux lourds avec des boues d'épuration et les sols : complexation de Cu et Cd par des boues et spéciation dans des solutions de sols. Th. Doct. Académie de Bordeaux, Bordeaux.

BEGG J.S., LAVIGNE R.L., VENEMAN P.L.M., 2001. Reed beds: Constructed wetlands for municipal wastewater treatment plant sludge dewatering. *Wat. Sci. Tech.*, 44, (11-12), 393-398.

BIDDLESTONE A.J., GRAY, K.R., JOB, G.D., 1991 a. Treatment of dairy farm wastewaters in engineered reed bed systems. *Process Biochemistry*, 26, 265-268.

BIDDLESTONE A.J., GRAY, K.R., THURAIRAJAN, 1991 b. A botanical approch to the treatment of wastewaters, *Journal of Biothechnology*, 17, 209-220.

BLAZEJEWSKI R., MURAT-BLAZEJEWSKA S., 1996. Soil cologging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Procceding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control*, Vienna, 15-19 sept 1996, vol. 1, 7.

BOULARBAH A., 1996. Interactions entre métaux lourds et bactéries: conséquences sur la mobilité des métaux et sur le diagnostic des sols pollués. Th. Doct. Univ Marrakech, 101 p.

BOURST D., JOUANNEAU J.M., LATOUCHE C.I., 1981. Méthodologie d'interprétation des teneurs totales en métaux traces contenues dans les sédiments estuariens et littoraux. *Bull. Inst Géol. Bassin d'Aquitaine*, 30, 71-86.

BRISSAUD F., SCHMITT A., 1991. Traitement des eaux urbaines par infiltration percolation sur sable pour l'arrosage des espaces verts. *Act du VII congrès*

mondial des ressources en eau, 13-18 mai, Rabat, Maroc.

BRIX H., 1987. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root-zone method. *Wat. Sci. Tech.*, 19, Rio, 71-78.

BRIX H., 1990. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestique sewage. *Wat. Res.*, 24, 259-266.

BRIX H., 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands system desing, removal processes, and treatment performance. In Moshiri, G. A (ed.) Constructed wetlands for water quality improvement. *Lewis Publishers.* Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 9-22.

BRIX H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 29, n° 4, 71-78.

BROOKS P.C., MCGRATH S.P., 1984. Effects of metals toxicity on size of the soil microbial biomass. *Journal of Soil Science*, 35, 341-346.

CASTELLON FLORES G., 1976. Bol. Tec. AQEIC, 27 (8), pp. 228-238.

CHANDER K., BROOKES P.C., 1991. Effect of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam UK soil. *Soil Biol. Biochem.*, 23, 927-932.

CHENG M.H., PATTERSON J.W., MINEAR R.A., 1975. Heavy metals uptake by activated sludge. J. *Water Pollut. Control Fed.*, 47, 362-370.

DAVIS M. H., 1973. *Journal of Society of Leather Technologists and Chemists*, 57, (2), 13-18, 53-58.

DIHARCE E.V., 1979. The Leather Manufacturer, 97 (12), pp. 19-22.

EGER P.,1994. Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage: the importance of aerobic and anaerobic processes. *Wat. Sci. Tech.*, 29, (4), 249-256.

ELLIS J. B., SHUTES R. B., REVITT D. M., ZHANG T., 1994. Use of macrophytes for pollution treatment in urban wetlands. *Resources, Conservation and recycling*, 11, 1-12. *Environ Qual* 28 (5), sept-oct, 1448-1455.

FARAGO M.E., MEHRA A., 1993. Partial identification and cooper tolerance of soil bacteria from copper-impregnated bog and from a salt marsh. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 5, (2), 51-60.

FINALAYSON C.M., CHICK A.J., 1983. Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent. *Wat. Res.*, 17, (4), 415-422.

GODIN P., 1982. Elément traces et pollution des sols. *Séminaires*, 4-5 mai, Paris.

GOURDON R., BHENDE S., RUS E., SOFER S.S., 1990. Comparison of cadmium biosorption by gram-positive and gram-negative bacteria from actived sludge. *Biotechnology*, 12, (11), 839-842.

GRIES C., GARBE D., 1989. Biomass and nitrogen, phosphorus and heavy metal of *Phragmites australis* during the third growing season in a root zone wastewater treatment. Archive. Hydrobiologia, Bd. 117, 97-104.

GRILL E., WENNACKER E. L., ZENK M. H., 1985. Phytochelatins : The principal heavy metal complexing peptides of higher plants. *Science*, 230, 674-676.

GUGGENBERG G., GLASER B., ZECH H., 1994. Heavy metal binding by hydrophobic and hydrophilic dissolved organic carbon fractions in a spodosol A and B horizon. *Water, Air and Soil Pollution*, 72, 111-127.

HAUCK R.A., 1972. *Journal of American Leather Chemists Association*, 67, (10), 422-430.

HERMAN D.C., ARTIOLA J.F., MILLER R.M., 1995. Removal of cadmium, lead and zinc from soil by a Rhamnolipid Biosurfactan. *Environmental Science and Technology*, 29, (9), 2280-2285.

HILEL D., 1974. L'eau et le sol. Principes et processus physiques. VANDER Édition. pp. 257

JANSSON-CHARRIER M., GUIBAL E., SURJOUS R., LE CLOIREC P., 1994. *Élimination des métaux lourds par adsorption sur matériaux d'origine biologique. TSM.* L'eau, juin, 6, 321-326.

KABDASLI I., TÜNAY O., ORHON D., 1993. The treatability of Chromium tannery waste. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 28, n° 2, 97-105.

KUCUK O.S., SENGUL F., KAPDAN IK., 2004. Removal of ammonia from tannery effluents in reed bed constructed wetland. *Water Sci Technol*, 48, 179-186.

LANGERWERF J.S.A., 1977. *Revue Technique des Industries du cuir*, vol. 69, n° 5, 158-163.

LINEHAN D.J., SINCLAIR A.H., MITCHELL M.C., 1985. mobilization of Cu, Mn and Zn in the soil solutions of barley rhizospheres. *Plant and Soil*, 86, 147-149.

MAIRE M.S., 1977. *Journal of American Leather Chemists Association*, vol. 72, 404-418.

MOREL J.L., GUCKERT A., 1982. la réponse des plantes aux éléments traces. *Communication au séminaire : Éléments traces et pollution des sols. Ministère de l'Environnement*, 4-5 mai 1982, 9.

MOREL J.L., MENCH M., GUCKERT A., 1986. Measurement of Pb, Cu and Cd binding with mucilage exsudates from maize *(Zea mays l.) Roots Biol. Ferti. Soils*, 2, 29-34.

MULLEN M.D., WOLF D.C., BEVERIDGE T.J., BAILEY G.W., 1992. Sorption of heavy metals by the soil fungi *Aspergillus niger and Mucor rouscii. Soil boil. Biochem.*, 24, (2), 129-135.

NÈGRE R., 1961. Petite flore des régions arides du Maroc occidental. Tome I. Editions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.

NELSON P.O., CHUNG A.K., HUDSON M.C, 1981. Factors affecting the fate of heavy metals in the activated sludge process. *Water Poll Control Fed.*, 53, 1323-1332.

NIELSON N.E., 1976. The effect of plants on the copper concentrations in the soil solution. *Plant and soil*, (45), 679-687.

OKE B.H., JUWARKAR A.S., 1996. Removal of heavy metals in the root-zone of Msimbazi reeds. *Proceeding of 5th international conference on wetlands systems for water pollution control*, Vienna, 15-19 sept 1996, vol. 2.

OMS, 1989. L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquaculture : Recommandations à visées sanitaires. *Rapp. Tech.*, n° 788, 82 p.

PLATZER C., 1996. Enhanced nitrogen elimination in subsurface flow artificial wetlands a multistage concept. *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control*, Vienna, 15-19 sept 1996, vol. 1, 9.

PLATZER CH., MAUCH. K., 1996. Évaluations concerning soil clogging in vertical flow reed beds-mechanisms, parameters, consequences and solutions *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control*, Vienna, 15-19 sept 1996, Vol. 1, 10.

POLPRASERT C., DAN N.P., THAYALAHUMARAN N., 1996. Application of constructed wetlands to treat some toxic wastewaters under tropical conditions. *Wat. Sci. Tech.*, 34, 165-171.

QIAN JH., ZAYED A., ZHU Y.L., 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species. *Environ Qual* 28 (5), Sept-Oct, 1448-1455.

RANJANI K., KNEIDINGER CH., RIOS R., 1996. Treatment of maize processing industry wastewater by constructed wetlands. *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control*, Vienna, 15-19 sept 1996, Vol. 1, 9.

REMACLE J., MUGURAZA I., FRANSOLET M., 1992. Cadmium removal by a strain of *Alcaligenes denitrificans* isolated from a metal-polluted pond. *Wat. Res.*, 26, (7), 923-926.

RIVERA F., WARREN A., 1997. The application of the root zone method for the treatment and reuse of high strength abattoir waste in Mexico. *Wat. Sci. Tech.*, 35, (5), 271-278.

ROBBE D., 1984. Interprétation des tenures en éléments métalliques associés aux sédiments. Ministère de l'Urbanisme et du Logement. *Rapport des laboratoires, Séries Environnement et Génie Urbaine* n° EG. 1 p.

RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 7e Édition, DUNOD, Bordas, Paris.

SCANDIACONSULT INTERNATIONAL 1999. Étude de la réduction des rejets industriels sur la qualité des eaux des bassins d'Oum Er Bia et de Tensift, Maroc. *Rapport du Ministère du Commerce de l'Industrie et de l'Artisanat, Division de la protection de l'Environnement*, 18 p.

SEMSARI S., 1992. Impact écotoxicologue du chrome trivalent et de sulfure présents dans les effluents de tannerie : application à l'unité de tannerie-migisserie de Rouiba (Alg). Th. Doct. Univ. houari Boumedienne, Alger, Algérie, 175 p.

SHUTES RE., REVITT DM., SCHOLES LNL., 2001. An experimental constructed wetland system for the treatment of highway runoff in the UK. *Water Sci Technol*, 44, (11-12), 571-578.

SIMONCINI A., TOMASELLI M., 1977. Cuoio Pelli Mater Concianti, vol. 53, n° 3, pp. 251-269.

SINHA S., SAXENA R., SINGH., 2002. Comparative studies on accumulation of Cr from metal solution and tannery effluent under repeated metal exposure by aquatic plants: Its toxic effects *Environ Monit Assess*, 80, (1), Nov.17-31.

SMITH R., 1978. The Leather Manufacturer, vol. 95, pp. 16-22.

SOLTNER D., 1990. Les bases de la production végétale, Tome I : Le sol. 18e édition, Collection Sciences et Techniques agricoles.

SORRELL BK., ARMSTRONG W., 1994. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. *Journal of Ecology*, 82, 177-183.

SUSEELA MR., SINHA S., SINGH S., 2002. Accumulation of Chromium and scanning electron microscopic studies in Scirpus lacustric L. treated with metal and tannery effluent *Environ Contam Tox*, 68, (4) Apr, 540-548.

TANNER CH.C., CLAYTON J.S., UPSDELLE M.P., 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands. I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Wat. Res.*, 29, 17-26.

TICHY R., KUZEL S., RIHA V., KOLAR., 1993. A possible use of soil micro-organisms for bioindication of cadmium toxicity to plants. *Environmental technology*, 14, 379-384.

TIGLYÈNE S., MANDI L., JAOUAD A., 2002. Caractérisation des rejets liquides d'une tannerie semi-industrielle à Marrakech. *Le 2e Colloque du Groupe Marocain de Recherche pour l'Environnement (GMRE) et le XXXIIe Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP)*. Marrakech, 29-31 mai 2002, 49.

TREMILLON B., 1993. Électrochimie analytique et réaction en solution. *Tome 2*, Réaction et méthodes électrochimiques, MASSON, Paris, pp. 1-2.

URBANC-BERCIC O., GABERSCIK A., 1996. Reed stands in constructed wetlands: "Edge effect" and photochemical efficiency of PS II in common reed. *Proceeding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control*, Vienna, 15-19 sept 1996, vol. 1, 6.

UREN N.C., REISENAUER H.M., 1988. The role of root exudates in nutrient acquisition. *Adv. Plant Nutr.*, 3, 79-114.

VINCENT G., DALLAIRE S., LANZER D., 1994. Antimicrobial properties of roots exudates of three macrophytes: Mentha aquatica L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. and *Scirpus lacustris L. Proceedings, 4th International Conference Wetlands Systems for Water Pollution Control*, 290-296.

VON FELDE K., KUNST S., 1996. N-and COD – removal in vertical flow systems. *Procceding of 5th International conference on wetlands systems for water pollution control*, Vienna, 15-19 sept 1996, vol. 18.

WAGNER M., 1999. Azolla, review of its biology and utilisation. *The botanical review*, vol 63, n° 1, 1-26.

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.

WIEDER R. K., 1990. Metal cation binding to *Sphagnum* peat and sawdust: relation to wetland treatment of metal-polluted water. *Wat, air, Soil Pollut.*, 53, 391-400.

WOOLHOUSE H.W., 1983. Toxicity and tolerance in the response of plants to metal. In: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., Ziegler, h. (ed) roots. *Acta Soc. Bot.* Pol., 51, 345-351.