

## ACCUMULATION DES ÉLÉMENTS TRACES ET TOLÉRANCE AU STRESS MÉTALLIQUE CHEZ LES HALOPHYTES COLONISANT LES BORDURES DE LA LAGUNE DE BIZERTE (TUNISIE)

Noomene SLEIMI<sup>1</sup>, Insaf BANKAJI<sup>1</sup>, Meriem DALLAI<sup>1</sup> & Ons KEFI<sup>2</sup>

**SUMMARY.** — *Accumulation of trace elements and tolerance to metal stress of the halophytes that colonize the edges of the lagoon of Bizerte (Tunisia).* — The lagoon of Bizerte underwent a mixed anthropic pollution, essentially enhanced by the unlimited industrial waste derived from Iron Factory “El Fouledh”, Industrial Refining Tunisian Company, Cement Company and from 400 industrial units established around it. This waste includes major pollutants conducive to a degradation of the ecological conditions of this lagoon. Previous research dealt with most of the different ecosystem components: soil, sediments, water, and aquatic organisms. In the present study, we have been interested in the halophytes inhabiting the edges of Bizerte lagoon. This study would allow us to identify the accumulating species to be used in the programs of phytoremediation. Shoots of *Atriplex portulacoides*, *Arthrocnemum indicum*, *Salicornia arabica* and *Suaeda fruticosa* were harvested, rinsed, dried and then crushed. Analyses were focused on few trace metals: Pb, Cu, Zn and Cd. Our results have allowed us to classify the halophytes “*A. portulacoides*, *A. indicum*, *S. arabica* and *S. fruticosa*” among the accumulating species of Pb (respectively 84.6, 92.2, 102.9 and 86.3  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  DW), of Cu (respectively 14.5, 15.1, 24.2 and 14.9  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  DW) and of Zn (respectively 1370.1, 625.1, 1601.4 and 772.5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  DW). Also, *A. portulacoides* and *S. arabica* are distinguished by their ability to store significant amounts of Zn which gives them a potential utility in the remediation programs. As regards Cd, we have shown that all studied species are hyper-accumulators of this metal (*A. portulacoides*: 274.0  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  DW; *A. indicum*: 280.4  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  DW; *S. arabica*: 211.6  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  DW and *S. fruticosa*: 209.0  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  DW). It should be noted that the harvested halophytes do not show any sign of toxicity, and they are able to accumulate more important amounts of heavy metals and to tolerate the metallic stress. These results show that the studied halophytes can be recommended for all programs of phytoremediation in polluted and salty areas.

**RÉSUMÉ.** — La lagune de Bizerte subit une pollution anthropique mixte engendrée essentiellement par les rejets industriels non limités provenant de l’usine sidérurgique « El Fouledh », de la société tunisienne des industries de raffinage, de la cimenterie et des 400 unités industrielles recensées autour d’elle. Ces rejets constituent des polluants majeurs conduisant à une dégradation des conditions écologiques de ce plan d’eau. Les travaux de recherche antérieurs ont touché à la plupart des composantes de cet écosystème : sol, sédiments, eau, organismes aquatiques. Dans le présent travail, nous nous sommes intéressés à l’étude des halophytes peuplant les bordures de la lagune de Bizerte. Cette étude permettrait d’identifier les espèces accumulatrices en vue de les utiliser dans les programmes de phytoremediation. Les parties aériennes d’*Atriplex portulacoides*, *Arthrocnemum indicum*, *Salicornia arabica* et *Suaeda fruticosa* ont été récoltées, rincées, séchées puis broyées. Les analyses ont porté sur quelques éléments traces : Pb, Cu, Zn et Cd. Nos résultats ont permis de classer les halophytes “*A. portulacoides*, *A. indicum*, *S. arabica* et *S. fruticosa*” parmi les espèces accumulatrices de Pb (respectivement 84.6, 92.2, 102.9 et 86.3  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  MS), de Cu (respectivement 14.5, 15.1, 24.2 et 14.9  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  MS) et de Zn (respectivement 1370.1, 625.1, 1601.4 et 772.5  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  MS). *A. portulacoides* et *S. arabica* se distinguent par leurs capacités à piéger d’importantes quantités de Zn d’où la possibilité de les utiliser dans les programmes de dépollution. En ce qui concerne le Cd, nous avons montré que toutes les espèces étudiées sont des hyper-accumulatrices de ce métal (*A. portulacoides* : 274.0  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  MS ; *A. indicum* : 280.4  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  MS ; *S. arabica* : 211.6  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  MS et *S. fruticosa* : 209.0  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  MS). Il faut noter que les halophytes récoltées ne présentent aucun symptôme de toxicité, elles

<sup>1</sup> UR Matériaux, Nanomatériaux et Ecosystèmes, Faculté des Sciences de Bizerte, Université de Carthage, Tunisie. E-mails : noomene.sleimi@gmail.com, insafbanc@yahoo.fr, dallai\_meriem@yahoo.com

<sup>2</sup> Institut National Agronomique de Tunis, Université de Carthage, Tunisie. E-mail : onsdaly@yahoo.fr

sont capables d'accumuler des quantités plus importantes d'éléments traces et de tolérer le stress métallique. Ce résultat montre que les halophytes étudiées peuvent être recommandées pour tous programmes de phytoremédiation des sols pollués des zones non cultivées.

---

Les écosystèmes aquatiques sont utilisés directement ou indirectement en tant que récepteurs de liquides potentiellement toxiques provenant des rejets urbains, agricoles et industriels (Demirezen *et al.*, 2007 ; Peng *et al.*, 2008). Les polluants peuvent s'accumuler dans les eaux de surface, les eaux souterraines, les substrats et les plantes (Aksoy *et al.*, 2005). Parmi ces polluants, les éléments traces métalliques engendrent un risque non négligeable pour l'équilibre écologique et leur émission a augmenté d'une façon considérable durant les deux derniers siècles (Clemens, 2006).

Les lagunes côtières représentent une part importante des écosystèmes mondiaux, elles sont estimées à 13 % du littoral mondial (Barnes, 1980). Ces dépressions continentales constituent d'importantes zones de décharge des différents déchets industriels et urbains. D'ailleurs, la lagune de Bizerte subit une pollution anthropique mixte engendrée essentiellement par des rejets industriels. Ces secteurs industriels consomment des quantités d'eaux considérables qu'elles rejettent, par la suite, en grande partie sous forme d'eaux non traitées. Par conséquent, la pollution métallique de la lagune pose un problème très sérieux et les fortes concentrations trouvées en Pb (0,1 T/an), As (4.7 T/an), Cd (0.95 T/an), Zn (1.14 T/an) et Hg (0.02 T/an) laissent présager des incidences biologiques graves (IHE, 2004).

L'accumulation des éléments traces métalliques par les plantes halophytes, connues par leurs tolérances aux stress salins (Bankaji & Sleimi, 2012), a été le sujet de plusieurs études (Otte *et al.*, 1993 ; Manousaki & Kalogerakis, 2011). D'ailleurs, *Phragmites australis* Cav., halophyte lagunaire, est capable de tolérer les fortes concentrations en Cu, Cd et Fe (Ye *et al.*, 1997). Bonanno & Lo Giudice (2010) ont montré que les racines et les rhizomes de *P. australis* sont les principaux organes accumulateurs des éléments traces. Le Cd, Hg, Pb et Zn sont accumulés, préférentiellement, dans les racines. Par contre, le Mn montre les concentrations les plus élevées au niveau de tous les organes (Bonanno & Lo Giudice, 2010). De même, *Myriophyllum aquaticum*, *Ludwigia palustris* et *Mentha aquatica* sont en mesure d'éliminer les éléments traces métalliques des eaux contaminées. L'efficacité d'élimination moyenne de Hg, Fe, Cu et Zn chez les trois espèces étudiées était respectivement de 99,8 %, 76,7 %, 41,6 % et 33,9 % (Kamal *et al.*, 2004). Ainsi, lors d'une contamination des systèmes lagunaires, les éléments traces métalliques sont transportés vers le sédiment, l'eau et les halophytes qui les absorbent et les accumulent essentiellement au niveau des racines contre une faible quantité qui va être transportée vers les parties aériennes (Weis *et al.*, 2002) à l'exception des éléments traces qui se caractérisent par une grande mobilité tels que Zn, Mn et Cd (Caçador *et al.*, 2000). L'absorption des éléments traces est tributaire du cycle végétatif de la plante. En effet, le métabolisme de la plante est plus actif en été qu'en hiver. Ce qui conduit à (i) une plus forte évapotranspiration conduisant à des pores moins remplis d'eau et plus saturés en gaz et par conséquent un flux de gaz, comme l'oxygène, plus rapide à travers les substrats (Trapp & Karlson, 2001), et (ii) une plus grande disponibilité de carbone fournie par les plantes aux micro-organismes. Ces deux phénomènes, couplés avec l'accélération des processus biochimiques catalysés par des températures plus élevées en été, entraîneront éventuellement une meilleure élimination des éléments traces. Marchand *et al.* (2010) montrent que l'enlèvement de Cu est plus élevé de 30 %, de 125 % et de 22 % en été qu'en hiver pour des systèmes dominés respectivement par *P. australis*, *Salix viminalis*, et *Populus canadensis*. En ce qui concerne le Zn, les valeurs de prélèvement étaient plus élevées de 18 %, de 14 % et de 92 % en été qu'en hiver pour les mêmes espèces dominantes. La densité du système racinaire influence aussi la capacité des plantes à dépolluer les substrats. Dans les micro-écosystèmes, la densité des racines par unité de volume est plus grande que dans les méso-écosystèmes, ce qui favorise un prélèvement plus important de Cu et de Cd (Marchand *et al.*, 2010).

D'autre part, il a été montré que les halophytes jouent un rôle principal dans la circulation des éléments traces dans les sols et les sédiments lagunaires, grâce à la phénologie de leurs feuilles (Windham *et al.*, 2003). Il a été montré que les mycéliums intra et extra-racinaires des isolats fongiques sont capables de piéger les éléments traces métallique (Griffioen, 1994) et de promouvoir la croissance des plantes en augmentant l'absorption des nutriments par les racines (Berta *et al.*, 2002).

Dans le présent travail, nous nous sommes intéressés à une nouvelle approche qui consiste à étudier la végétation halophyte colonisant les bordures de la lagune de Bizerte afin de compléter le schéma de la répartition de certains éléments traces métalliques de cet écosystème. D'autre part, nous évaluerons la capacité des halophytes étudiées à prélever ces éléments toxiques de l'écosystème et à les accumuler dans leurs tissus.

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

### MATÉRIEL VÉGÉTAL

Notre travail a porté sur quatre halophytes colonisant les bordures de la lagune de Bizerte appartenant à la famille de *Chenopodiaceae* : *Arthrocnemum indicum*, *Atriplex portulacoides*, *Salicornia arabica* et *Suaeda fruticosa*. La récolte du matériel végétal, en pleine croissance végétative, a été effectuée durant le mois de juillet 2010 dans des stations à proximité des zones de rejets industriels (Menzel Jemil 1, Menzel Jemil 2) et au niveau des ports de pêche traditionnelle (Menzel Abderrahmen et Chaâra). Sur la figure 1, nous avons porté les coordonnées géographiques des différentes stations et le schéma de prélèvement des échantillons. Les parties aériennes ont été prélevées sur six individus par espèce et par station à raison d'un rameau feuillé par individu. L'aire d'échantillonnage est délimitée à 20 m<sup>2</sup> par espèce et par station. Après deux semaines de dessiccation à 60°C, les parties aériennes (tiges feuillées) ont été réduites en poudre fine à l'aide d'un broyeur à billes en agate.

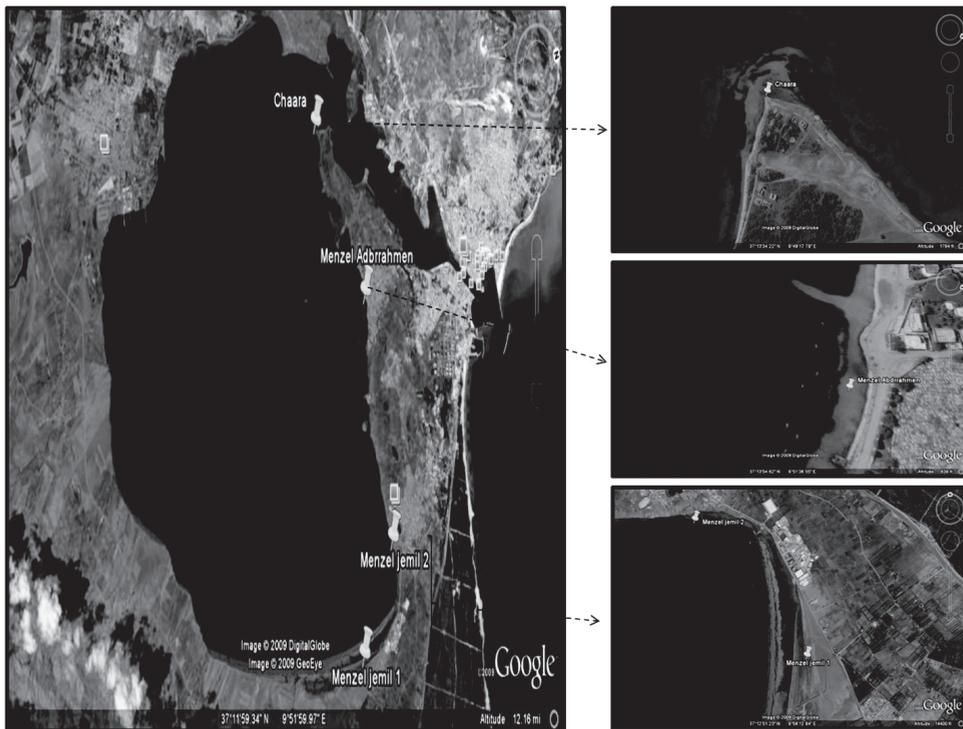


Figure 1. — Localisation et coordonnées géographiques des sites d'échantillonnages déterminées par GPS. Photos prises par satellite à l'aide du logiciel Google Earth. Les piquets blancs désignent les points d'échantillonnages choisis : Chaâra (N : 37°13'48.42'' ; E : 9°49'24.01''), Menzel Abdrrahmen (N : 37°12'54.45'' ; E : 9°56'17.52''), Menzel jemil 1 (N : 37°13'04.65'' ; E : 9°56'14.48'') et Menzel jemil 2 (N : 37°13'00.27'' ; E : 9°56'16.40'').

## ANALYSE DU SOL

Trois échantillons de sol ont été prélevés au centre et aux bords de notre aire de récolte des plantes à différentes profondeurs : 0-20, 20-40 et 40-60 cm. La mesure de la conductivité électrique (C.E.) du sol est réalisée sur une pâte homogène préparée à partir d'un mélange de 10 ml d'eau distillée bouillie et refroidie avec 10 g de sol frais et tamisé. La C.E. ( $\text{mS.cm}^{-1}$ ) est déterminée à 25°C à l'aide d'un conductimètre digital, *Mettler Toledo type "seven easy"*.

Le pH est obtenu à partir de la solution du sol préparée en mélangeant 10 ml d'eau distillée bouillie et refroidie avec 10 g de sol frais et tamisé. Le mélange obtenu est placé dans le réfrigérateur à 4°C pendant 18 heures. Les mesures du pH sont effectuées à l'aide d'un pH mètre digital, *HANNA type 212*.

## ANALYSES DU MATÉRIEL VÉGÉTAL

L'extraction de Pb, Cu, Zn et Cd est réalisée par une attaque nitro-perchlorique ( $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ ; 4v/1v) à chaud (Peng *et al.*, 1997 ; Alongi *et al.*, 2003). En effet, 50 mg de poudre végétale fine, préalablement desséchée à l'étuve à 60°C pendant 24 heures, sont placés en présence de 10 ml du mélange nitro-perchlorique dans des matras de Kjeldahl. Ces dernières sont placées sur une rampe chauffante. Pour assurer une bonne minéralisation, l'augmentation de la température est faite progressivement en passant de 100 à 350°C, chaque 15 min par incrément de 50 ou 100°C. L'incinération est maintenue par la suite pendant une heure à 350°C. Au terme de deux heures de minéralisation, on obtient des cendres blanches qui seront reprises dans 20 ml d'acide nitrique à 0,07 %. Les Cd, Pb, Zn et Cu sont dosés à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique *Perkin Elmer, type AA800*.

## ANALYSE STATISTIQUE

L'analyse de variance (ANOVA 1), par le logiciel STATISTICA, permet de déterminer si un facteur donné, tel que la station d'échantillonnage, a un effet significatif sur l'accumulation des éléments traces métalliques. Pour la comparaison des moyennes, on a utilisé le test HSD de Tukey qui donne les différences significatives de ces données à  $p < 0,05$ .

# RÉSULTATS ET DISCUSSION

## PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL

### Conductivité électrique

La conductivité électrique des horizons des quatre stations montre des variations hautement significatives ( $p < 0.001$ ) entre les stations d'une part et entre les horizons d'autre part. En effet, la station Charâa présente les horizons les plus salés et cette salinité diminue avec la profondeur. Par contre, la station de Menzel Abdrrahmen présente les horizons les moins salés et la C.E. augmente avec la profondeur (Tab. I). Ces observations peuvent être expliquées par le fait, d'une part, que les stations de Charâa et Menzel jemil 1 et 2 sont plus proches de la lagune et, d'autre part, que les sols des horizons superficiels sont formés par des couches argileuses qui retiennent plus d'eau entre les feuillettes d'argile. Par contre, le site d'échantillonnage à la station Menzel Abdrrahmen se trouve, d'une part, à quelques dizaines de mètres de la lagune et, d'autre part, les couches superficielles de l'horizon sont formées par un sol sableux à forte capacité de lessivage, ce qui explique l'augmentation de la C.E. en profondeur.

TABLEAU I

Variation de la conductivité électrique (C.E., exprimée en  $\text{mS.cm}^{-1}$ ) et du pH des trois stations en fonction des horizons. Les stations Menzel jemil, Menzel Abdrrahmen et Charâa sont désignées respectivement par Mj 1+2, MAR et CH

Stations	Mj 1+2		MAR		CH	
	CE	pH	CE	pH	CE	pH
0-20 cm	15,47 ± 1,06	7,84 ± 0,95	1,19 ± 0,21	8,94 ± 0,74	27,40 ± 1,86	8,20 ± 0,93
20-40 cm	12,16 ± 1,15	7,83 ± 1,02	5,22 ± 0,32	8,35 ± 0,91	17,55 ± 1,59	8,29 ± 0,79
40-60 cm	12,47 ± 1,28	8,15 ± 0,88	9,55 ± 0,30	7,89 ± 0,69	20,40 ± 1,84	8,26 ± 0,66

## pH

Le pH du sol est considéré comme le principal facteur contrôlant la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans le sol (Ramos, 2005). Nos résultats montrent que les valeurs du pH sont plus élevées lorsque la salinité du sol est plus faible. En effet, l'horizon 0-20 cm de la station de Menzel Abdrrahamen, ayant la salinité la plus faible, se distingue par un pH très alcalin (8,94) qui diminue en profondeur (Tab. 1). Ces conditions alcalines sont nécessaires pour promouvoir une co-précipitation des éléments traces cationiques, tels que Cu, Zn, Ni et Cd. Un taux élevé de nitrification peut donc réduire l'efficacité d'élimination des métaux cationiques au niveau des marais artificiels (Lee & Scholz, 2007). Par contre, la recirculation de Fe dissous et des protons conduit à la libération des éléments traces métalliques, tels que Mn, Ni, Zn, Cu et Cd (Marchand *et al.*, 2010). L'acidification de la rhizosphère est d'un intérêt majeur du point de vue écologique. Elle influe positivement sur la disponibilité de nombreux nutriments et la solubilité des éléments traces (Marschner, 1995 ; Hinsinger, 1998). Ceci pourrait expliquer l'absorption et l'accumulation des éléments traces métalliques par les halophytes étudiées.

## VARIATION DES TENEURS EN ÉLÉMENTS TRACES DES PARTIES AÉRIENNES DES HALOPHYTES EN FONCTION DES STATIONS

### *Arthrocnemum indicum*

La figure 2 montre une accumulation importante de Zn chez les *A. indicum* récoltés à la station Menzel jemil 2, de l'ordre de  $600 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  MS, et de Cd chez les plantes issues de la station Charâa. Cependant, les teneurs de Pb et de Cu ne varient pas significativement entre les stations.

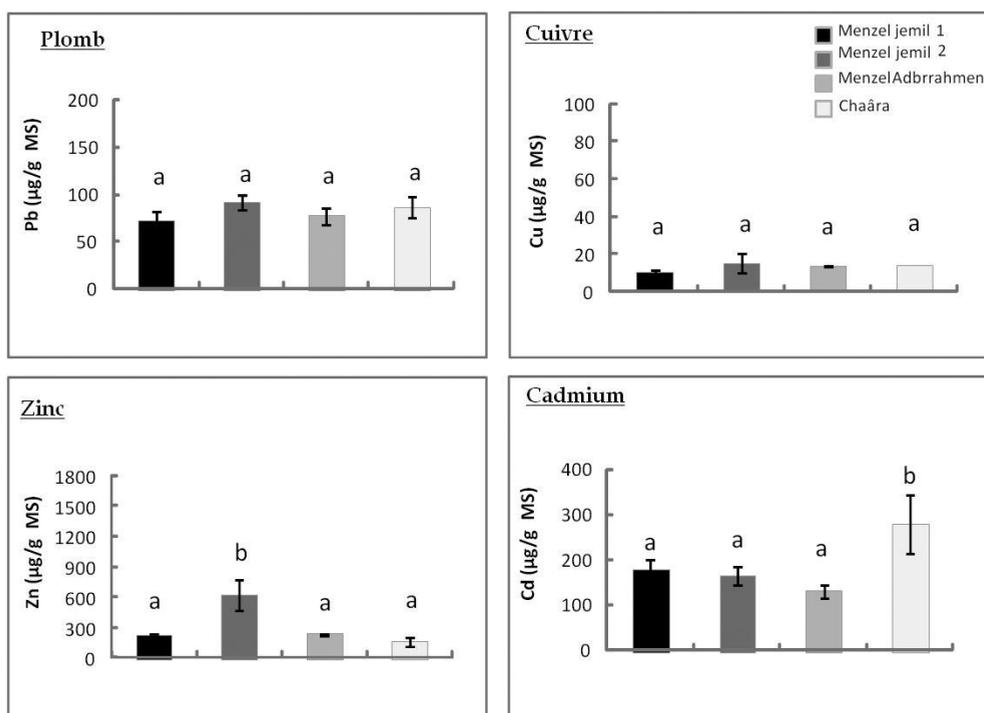


Figure 2. — Variation des teneurs de Pb, Cu, Zn et Cd des parties aériennes d'*Arthrocnemum indicum* en fonction des stations d'échantillonnage. Moyenne de 6 répétitions. Intervalles de sécurité au seuil de 95 %. Les barres marquées par les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$  selon le test HSD de Tukey).

### *Atriplex portulacoides*

L'analyse du statut des éléments traces métalliques au niveau des parties aériennes chez *A. portulacoides* montre que les plantes récoltées à la station Menzel jemil 1 accumulent de fortes quantités de Zn alors que celles issues de Charâa présentent des teneurs élevées en Cd (Fig. 3). Cependant, les teneurs en Cu et en Pb des parties aériennes d'*A. portulacoides* restent faibles et ne présentent pas de variations significatives en fonction des sites de prélèvements (Fig. 3).

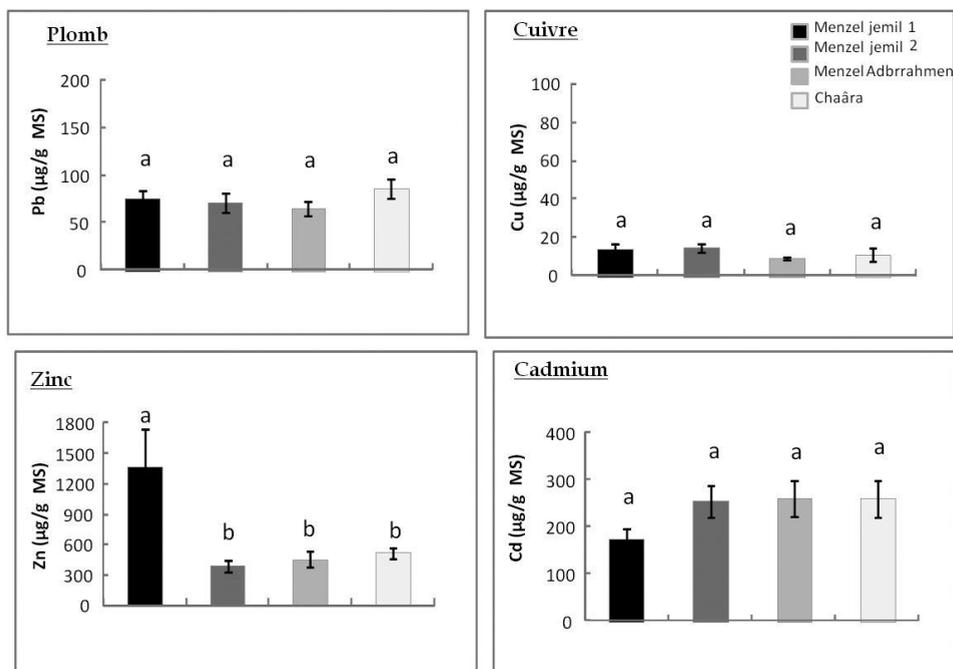


Figure 3. — Variation des teneurs de Pb, Cu, Zn et Cd des parties aériennes d'*Atriplex portulacoides* en fonction des stations d'échantillonnage. Moyenne de 6 répétitions. Intervalles de sécurité au seuil de 95%. Les barres marquées par les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$  selon le test HSD de Tukey).

### *Salicornia arabica*

L'étude des teneurs de Pb, Cu et Cd montre des valeurs faibles ne dépassant pas les  $200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \text{MS}$ ,  $100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \text{MS}$  et les  $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \text{MS}$  respectivement pour le cadmium, le plomb et le cuivre (Fig. 4). De même, on n'observe pas "un effet station" c'est-à-dire que les teneurs de Pb, Cu et Cd varient très peu en fonction des stations étudiées. Cependant, cette espèce est capable d'accumuler les teneurs les plus élevées en Zn ( $> 1600 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \text{MS}$ ) au niveau de la station Charâa (Fig. 4). Ce résultat suggère que cette halophyte serait la meilleure candidate pour dépolluer le sol de zinc.

### *Suaeda fruticosa*

Les teneurs en cuivre et en cadmium au niveau des parties aériennes de *S. fruticosa* sont faibles, respectivement de l'ordre de  $15$  et  $200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \text{MS}$  et ne présentent pas de variations significatives en fonction des sites de prélèvement (Fig. 5). Par contre, cette halophyte se distingue par des teneurs élevées en Zn chez les plantes récoltées aux stations de Menzel jemil 1 et 2. De même, on observe des quantités de Pb plus importantes au niveau des parties aériennes chez les plantes issues des stations Menzel jemil 1 et Charâa.

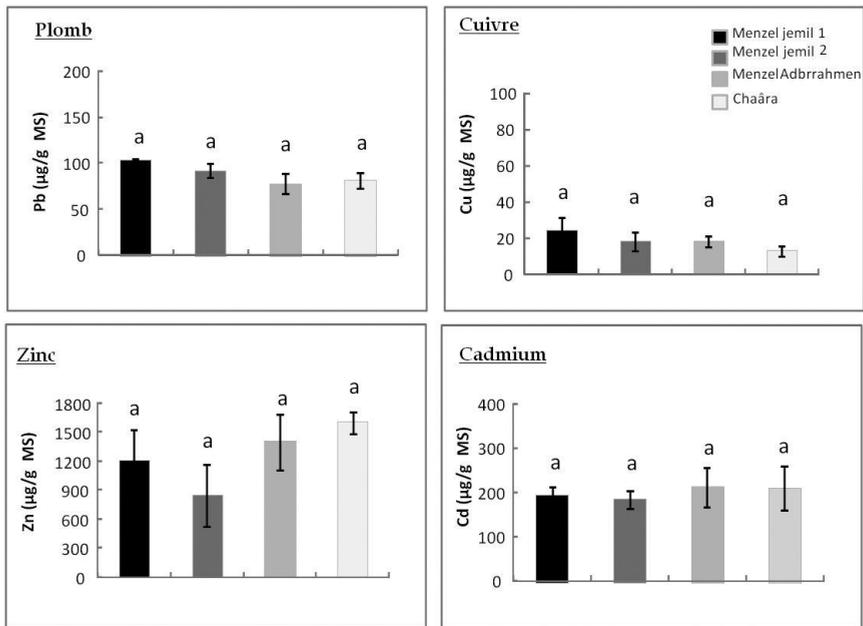


Figure 4. — Variation des teneurs de Pb, Cu, Zn et Cd des parties aériennes de *Salicornia arabica* en fonction des stations d'échantillonnage. Moyenne de 6 répétitions. Intervalles de sécurité au seuil de 95 %. Les barres marquées par les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$  selon le test HSD de Tukey).

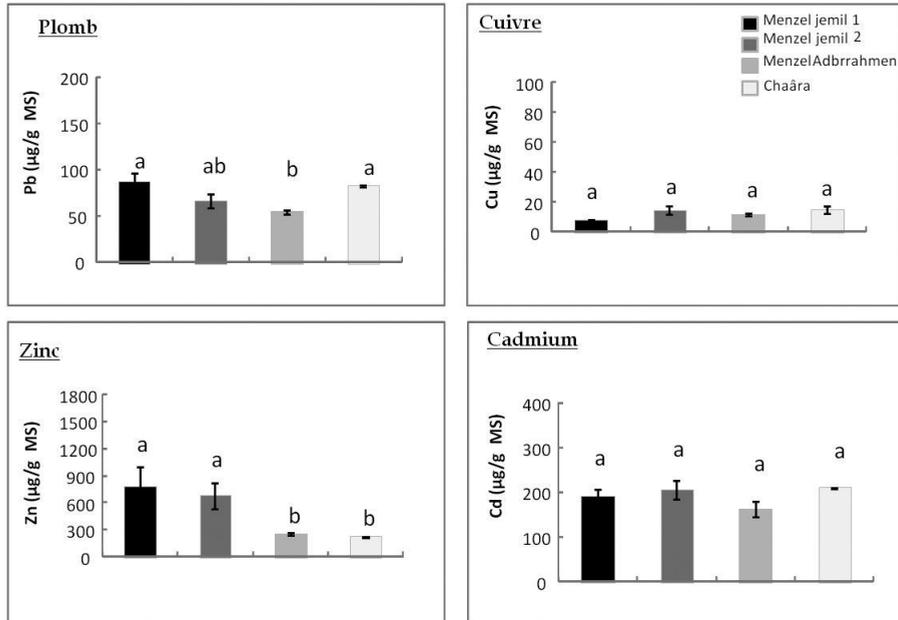


Figure 5. — Variation des teneurs de Pb, Cu, Zn et Cd des parties aériennes de *Suaeda fruticosa* en fonction des stations d'échantillonnage. Moyenne de 6 répétitions. Intervalles de sécurité au seuil de 95 %. Les barres marquées par les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ( $p < 0,05$  selon le test HSD de Tukey).

### Le Plomb

Nos résultats montrent que les parties aériennes des différentes halophytes récoltées accumulent le plomb avec des teneurs comprises entre 50 et 100  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS (Fig. 2, 3, 4 et 5). Ces valeurs sont supérieures à celles trouvées par Agoramoorthy *et al.* (2008) qui signalent des teneurs en Pb de 10,83  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS chez *A. indicum* colonisant les zones côtières du Tamil Nadu de l'Inde. De même, Yang *et al.*, (2003) ont signalé des teneurs en Pb inférieures aux nôtres chez *Vetiveria zizanoides* (18  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS), *Sesbania rostrata* (46  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS) et *Sesbania sesban* (27  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS). Ceci laisse à penser que nos plantes étudiées, *A. portulacoides*, *A. indicum*, *S. arabica* et *S. fruticosa*, sont des accumulatrices de Pb, en tenant compte du seuil d'hyperaccumulation fixé à 1000  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS (Reeves & Baker, 2000). Parmi les métallophytes de Pb, on peut citer *Euphorbia heterophylla* (6700  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS) et *Microstegium ciliatum* (12 200  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS) (Rotkittikhun *et al.*, 2006).

Notre étude montre que les stations Menzel jemil 1 et 2 et Chaâra se distinguent légèrement de la station de Menzel Abdrrahmen. En effet, on peut expliquer cette différence d'accumulation : (i) par les valeurs élevées du pH de la station Menzel Abdrrahmen qui favorise la précipitation de Pb ou alors facilite la formation des complexes Pb–M.O stables (Kabata-Pendias & Pendias, 2001) et (ii) les stations Menzel jemil 1 et 2 sont situées près d'une route nationale, ce qui favorise une accumulation de Pb atmosphérique issu des dégagements gazeux de la combustion de l'essence des véhicules (Mench & Baize, 2004).

### Le cuivre

Les teneurs en Cu des parties aériennes des 4 espèces étudiées sont aux alentours de 20  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS, à la limite des teneurs phytotoxiques (Levy *et al.*, 1999). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur dans les parties aériennes de *Phyla nodiflora* (14  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS), *Cyperus exculentus* (21  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS), *Equisetum arvense* (23  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS), et *Sonchus asper* (34  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS) (Yoon *et al.*, 2006). D'autres espèces sont capables d'accumuler des quantités plus importantes de Cu telles que *Rubus fruticosus* (265  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS) et *Paspalum notatum* (352  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS) (Yoon *et al.*, 2006). Cependant, ces plantes citées ne peuvent pas être considérées comme hyper-accumulatrices de Cu. En effet, la teneur minimale exigée pour qualifier une plante d'hyper-accumulatrice est de 1000  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS (Reeves & Baker, 2000). À titre d'exemple, on peut citer *Ipomea alpina* qui accumule jusqu'à 12300  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS de Cu au niveau de ses feuilles (Baker & Walker, 1990).

Les faibles teneurs en Cu au niveau des parties aériennes des halophytes étudiées peuvent être expliquées par (i) la mobilisation de ce métal au niveau des racines (Martins & Mourato, 2006) et (ii) l'alcalinité du sol des stations étudiées, (pH > 7 pour tous les horizons), qui participe à la diminution de la mobilité de Cu. En effet, Adriano (1986) signale que le Cu est biodisponible à des pH < 5.

### Le zinc

Le zinc est un oligo-élément vital mais qui devient toxique à des concentrations supérieures à 100  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS (Levy *et al.*, 1999). Nos résultats montrent que les teneurs en Zn chez les halophytes étudiées dépassent les 1000  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS chez *S. arabica* et *A. portulacoides* (Fig. 2, 3, 4 et 5). De même, chez la plupart des halophytes étudiées, les teneurs en Zn dépassent de loin les niveaux critiques de toxicité et peuvent être considérées comme des plantes accumulatrices. Cette accumulation importante du Zn au niveau des parties aériennes s'explique par sa faible rétention par les racines et son transport préférentiel vers les feuilles (Turner & Dickinson, 1993). Ce résultat est en accord avec ceux obtenus par Sousa *et al.* (2008) qui ont signalé des teneurs en Zn de l'ordre de 290,9  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS au niveau des feuilles d'*A. portulacoides*. D'autre part, *A. indicum* des zones côtières du Tamil Nadu (Inde) montre des teneurs en Zn plus faibles, de l'ordre de 67,2  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS (Agoramoorthy *et al.*, 2008). Cependant, ces valeurs restent très faibles devant le seuil exigé (10 000  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS) pour qualifier une plante d'hyper-accumulatrice de Zn (Reeves & Baker, 2000). À titre d'exemple, les feuilles de *Potentilla griffithii* en contiennent 14 060  $\mu\text{g.g}^{-1}$  MS (Hu *et al.*, 2009).

Les échantillons d'*A. portulacoides* et de *S. fruticosa* issus de la région de Menzel jemil 1 se distinguent par des teneurs en Zn plus élevées que ceux des autres stations. Pour expliquer cela, une enquête a été réalisée dans la zone industrielle de Menzel jemil. Nous y avons noté la présence d'une grande activité industrielle spécialisée dans la teinture des tissus. Cette dernière utilise des quantités importantes de Zn et ses dérivés. D'autre part, la station de Menzel jemil 1 présente les plus faibles valeurs de pH ce qui y rend le Zn plus phytodisponible que dans les autres stations (Jardao *et al.*, 2006).

### *Le cadmium*

Jusqu'à présent, le Cd n'est pas reconnu comme remplissant une fonction chez les êtres vivants. Levy *et al.*, (1999) signalent que les concentrations phytotoxiques de Cd sont définies à partir de  $5 \mu\text{g.g}^{-1}$  MS. Reeves & Baker (2000) qualifient les plantes d'hyper-accumulatrices de Cd lorsque leur teneur en cet élément dépasse les  $100 \mu\text{g.g}^{-1}$  MS. Les résultats obtenus montrent que ces halophytes étudiées peuvent être considérées comme des hyper-accumulatrices (Fig. 2, 3, 4 et 5). A titre d'exemple, Sousa *et al.*, (2008) ont signalé des teneurs en Cd, au niveau des feuilles de *A. portulacoides*, de  $5 \mu\text{g.g}^{-1}$  MS. Plusieurs travaux ont mis l'accent sur les performances des halophytes à accumuler le Cd, élément mobile chimiquement, et le transporter vers les parties aériennes (Williams *et al.*, 1994). En effet, les teneurs en cet élément varient de  $550 \mu\text{g.g}^{-1}$  MS chez *A. macrostachyum* (Redondo-Gómez *et al.*, 2010) à  $852 \mu\text{g.g}^{-1}$  MS au niveau des feuilles de la métallophyte *Potentilla griffithii* (Hu *et al.*, 2009).

Il faut noter que les halophytes étudiées peuvent être utilisées dans des programmes de phytoremédiation et surtout qu'elles ne présentent aucun symptôme de toxicité au Cd. Ce résultat peut être expliqué par la présence de fortes quantités de sel dans le milieu (CE = 27.4 mS/cm, la plus élevée des 4 stations). En effet, Mühlhng & Läubli (2003) ont montré que la salinité du milieu augmente la teneur en Cd au niveau des parties aériennes des halophytes en augmentant sa biodisponibilité suite à une dissociation des colloïdes argileux du sol (Stevens *et al.*, 2003). D'ailleurs, Smolders *et al.* (1999) ont montré qu'un traitement du sol par NaCl ou CaCl<sub>2</sub> augmente la quantité de Cd dans la solution du sol. D'autre part, le métabolisme de la plante plus active en été (période d'échantillonnage) conduit à une meilleure absorption et accumulation de Cd.

## CONCLUSION

Notre travail de recherche correspond à l'exploration de la flore halophyte colonisant les bordures de la lagune de Bizerte, en partant du principe que ces espèces peuvent changer les caractéristiques physico-chimiques du sol par l'accumulation des éléments traces et la sécrétion des composés organiques capables de complexifier ces éléments. Ces propriétés font de ces plantes des candidats potentiels pour la restauration et la réhabilitation des sols pollués par les éléments traces métalliques. Ces derniers présentent différents modèles de comportement et de mobilité. Le Pb et le Cu ont tendance à être immobilisés et détenus principalement dans les racines, tandis que le Cd, et le Zn sont plus facilement transportés vers les tissus aériens (Pulford & Watson, 2003). Il semble exister des mécanismes de régulation qui inhibent le transport d'éléments traces libres vers les parties aériennes (Williams *et al.*, 1994). Les résultats obtenus montrent que nos halophytes sont hyper-accumulatrices de Cd, elles peuvent extraire du sol jusqu'à  $1.2 \text{ Kg.ha}^{-1}$  sachant que la production moyenne de biomasse chez les halophytes est de  $5 \text{ T.ha}^{-1}$ . De même, une culture d'halophytes, sur un sol pollué, peut permettre l'absorption de 82 g de Cu, 400 g de Pb ou 60 Kg de Zn par ha et par an. Par conséquent, ces plantes ouvrent de nouvelles voies de phytoremédiation. Une revégétalisation par les halophytes des bordures de la lagune de Bizerte aboutira à un établissement rapide du couvert végétal empêchant la dispersion des éléments traces dans les différentes composantes de l'écosystème. Ainsi, les sols revégétalisés peuvent même parvenir à donner un aspect esthétique du paysage.

## RÉFÉRENCES

- ADRIANO, D.C. (1986). — *Trace elements in the terrestrial environment*. New York: Springer Verlag.
- AGORAMOORTHY, G., CHEN, F. & HSU, M.J. (2008). — Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India. *Envir. Poll.*, 155: 320-326.
- AKSOY, A., DEMIREZEN, D. & DUMAN, F. (2005). — Bioaccumulation, detection and analyses of heavy metal pollution in Sultan Marsh and its environment. *Water Air and Soil Pollution*, 164: 241-255.
- ALONGI, D.M., CLOUGH, B.F., DIXON, P. & TIRENDI, F. (2003). — Nutrient partitioning and storage in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. *Trees*, 17: 51-60.
- BAKER, A.J.M. & WALKER, P.L. (1990). — Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. Pp 155-178 in: A.J. Shaw (ed.). *Heavy metal tolerance in plants*. CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
- BANKAJI, I. & SLEIMI, N. (2012). — Polymorphisme biochimique chez quelques halophytes autochtones du nord Tunisien. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 67: 29-39.
- BARNES, H. (1980). — *Coastal lagoons*. Cambridge University Press, Cambridge, MA:
- BERTA, G., FUSCONI, A. & HOOKER, J.E. (2002). — Arbuscular mycorrhizal modifications to plant root systems: scale, mechanisms, and consequences. Pp 71-85 in: S. Gianinazzi, H. Schüepp, J.M. Barea & K. Haselwandter (eds.), *Mycorrhizal technology in agriculture*. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin.
- BONANNO, G. & LO GIUDICE, R. (2010). — Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecol. Indic.*, 10: 639-645.
- ÇAÇADOR, I., VALO, C. & CATARINO, F. (2000). — Seasonal variation of Zn, Pb, Cu and Cd concentrations in the roots-sediment system of *Spartina maritima* and *Halimione portulacoides* from Tagus estuary salt marches. *Mar. Environ. Res.*, 49: 279-290.
- CLEMENS, S. (2006). — Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88: 1707-1719.
- DEMIREZEN, D., AKSOY, A. & URUC, K. (2007). — Effect of population density on growth, biomass and nickel accumulation capacity of *Lemna gibba* (Lemnaceae). *Chemosphere*, 66: 553-557.
- GRIFFIOEN, W.A.J. (1994). — Characterization of a heavy metal-tolerant endomycorrhizal fungus from the surroundings of a zinc refinery. *Mycorrhiza*, 4: 197-200.
- HINSINGER, P. (1998). — How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Adv. Agron.*, 64: 225-265.
- HU, P.-J., QPU, R.L., SENTHIKKUMAR, P., JIANG, D., CHEN, Z.-W., TANG, Y.-T. & LIU, F.-J. (2009). — Tolerance, accumulation and distribution of zinc and cadmium in hyperaccumulator *Potentilla griffithii*. *Environ. Exp. Bot.*, 66: 317-325.
- I.H.E. (INGÉNIEURIE DE L'HYDRAULIQUE ET DE L'ENVIRONNEMENT) (2004). — *Étude sur la dépollution industrielle dans le bassin versant du lac de Bizerte*. Ministère de l'agriculture de l'environnement et des ressources hydrauliques, Tunis.
- JARDAO, C.P., NASCENTES, C.C., CECON, P.R., FONTES, R.L.F. & PEREIRA, J.L. (2006). — Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes. *Environ. Monit. Assess.*, 112: 309-326.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. (2001). — *Trace element in soils and plants*. Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
- KAMAL, M., GHALY, A.E., MAHMOUD, N. & CÔTÉ, R. (2004). — Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Envir. Internat.*, 29: 1029-1039.
- LEE, B.H. & SCHOLZ, M. (2007). — What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecol. Engin.*, 29: 87-95.
- LEVY, D.B., REDENTE, E.F., & UPHOFF, G.D. (1999). — Evaluating the phytotoxicity of Pb-Zn tailings to big bluestem (*Andropogon gerardii* Vitman) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *Soil Sci.*, 164: 363-375.
- MANOUSAKI, E., & KALOGERAKIS, N. (2011). — Halophytes present new opportunities in phytoremediation of heavy metal sand saline soils. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 50: 656-660.
- MARCHAND, L., MENCH, M., JACOB, D.L. & OTTE, M.L. (2010). — Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements. *Envir. Poll.*, 158: 3447-3461.
- MARSCHNER, H. (1995). — *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, London.
- MARTINS, L.L. & MOURATO, M.P. (2006). — Effect of excess on tomato plants: Growth parameters, enzyme activities, chlorophyll, and mineral content. *J. Plant Nutri.*, 29: 2179-2198.
- MENCH, M. & BAIZE, D. (2004). — Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 52: 1-56.
- MÜHLING, H.K. & LAUCHLI, A. (2003). — Interaction of NaCl and Cd stress on compartmentation pattern of cations, antioxidant enzymes and proteins in leaves of two wheat genotypes differing in salt tolerance. *Plant Soil*, 253: 219-231.
- OTTE, M.L., HAARMSMA, M.S., BROEKMAN, R.A. & ROZEMA, J. (1993). — Relation between heavy metal concentrations in salt-marsh plants and soil. *Envir. Poll.*, 82: 13-22.

- PENG, K.J., LUO, C.L., LOU, L.Q., LI, X.D. & SHEN, Z.G. (2008). — Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 392: 22-29.
- PENG, L., ZHENG, W. & LI, Z. (1997). — Distribution and accumulation of heavy metals in *Avicennia marina* community in Shenzhen, China. *J. Environ. Sci.*, 9: 427-429.
- PULFORD, I.D. & WATSON, C. (2003). — Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees — a review. *Envir. Internat.*, 29: 529-540.
- RAMOS, M.C. (2005). — Metals in vineyard soils of the Penedès area (NE Spain) after a review. *Science of the Total Environment*, 230: 145-207.
- REDONDO-GÓMEZ, S., MATEOS-NARANJO, E. & ANDRADES-MORENO, L. (2010). — Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a halophytic Cd-hyperaccumulator *A. macrostachyum*. *J. Hazard. Mat.*, 184: 299-307.
- REEVES, R.D. & BAKER, A.J.M. (2000). — Metal accumulating plants. Pp 193-230 in: I. Raskin & B.D. Ensley (eds). *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment*. New-York, John Wiley and Sons.
- ROTKITTIKHUM, P., KRUAIRACHUE, M., CHAIYARAT, R., NGERNSANSARUAY, C., POKETHITTIYOOK, P., PAIJITPRAPORN, A. & BAKER, A.J.M. (2006). — Uptake and accumulation of lead by plants from the Bo Ngam lead mine area in Thailand. *Envir. Poll.*, 144: 681-688.
- SMOLDERS, E.K., BRANS, A. FOLDI & MERCKX, R. (1999). — Cadmium fixation in soils measured by isotopic dilution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 78-85.
- SOUSA, A.I., CAÇADOR, I., LILLEBÓ, A.I. & PARDAL, M.A. (2008). — Heavy metal accumulation in *Halimione portulacoides*: Intra- and extra-cellular metal binding sites. *Chemosphere*, 70: 850-857.
- STEVENS, D.P., MCLAUGHLIN, M.J. & HEINRICH, T. (2003). — Determining toxicity of lead and zinc runoff in soils: salinity effects on metal partitioning and on phytotoxicity. *Envir. Toxicol. Chem.*, 22: 3017-3024.
- TRAPP, S. & KARLSON, U. (2001). — Aspects of phytoremediation of organic pollutants. *J. Soils and Sediments*, 1: 37-43.
- TURNER, A.P. & DICKINSON, N.M. (1993). — Survival of *Acer pseudoplatanus* L. (sycamore) seedlings on metalliferous soils. *New Phytol.*, 123: 509-21.
- WEIS, P., WINDHAM, L., BURKE, D.J. & WEIS, J.S. (2002). — Release into the environment of metals by two vascular salt plants. *Mar. Envir. Res.*, 54: 325-329.
- WILLIAMS, T.P., BUBB, J.M. & LESTER, J.N. (1994). — The occurrence and distribution of trace metals in halophytes. *Chemosphere*, 28: 1189-1199.
- WINDHAM, L., WEIS, J.S. & WEIS, P. (2003). — Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (Cord grass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 56: 63-72.
- YANG, B., SHU, W., YE, Z., LAN, C.H. & WONG, M. (2003). — Growth and metal accumulation in vetiver and two *Sesbania* species on lead/zinc mine tailings. *Chemosphere*, 52: 1593-1600.
- YE, Z.H., BAKER, A.J.M., WONG, M.H. & WILLIS, A.J. (1997). — Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by the Common Reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Ann. Bot.*, 80: 363-370.
- YOON, J., CAO, X., ZHOU, Q. & MA, L. (2006). — Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Envir.*, 368: 456-464.