

# RIZOFILTRACIÓN DE PLOMO DE AGUAS Y EFLUENTES CONTAMINADOS Y CONCENTRACIÓN EN RAÍCES DE PLANTAS TERRESTRES

MARÍA JOSEFINA BARROS<sup>1</sup>; ALICIA R. FABRIZIO DE IORIO y ALICIA E. RENDINA

Recibido: 22/12/06

Aceptado: 13/04/07

## RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue estudiar la acumulación de plomo (Pb) en las raíces de *Lolium perenne* L. y de *Impatiens sultanii* Hook que se hicieron crecer por períodos cortos en soluciones de Pb(II) y en aguas del Riachuelo (Argentina) contaminadas con efluentes con Pb, y su relación con la concentración del metal en la solución de cultivo con el fin de proponer la rizofiltración como tecnología aplicable a la remoción de Pb de aguas y efluentes contaminados. Las plantas fueron cultivadas en hidroponía con soluciones de  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  (0,40 mg L<sup>-1</sup>; 4,30 mg L<sup>-1</sup>; 45,00 mg L<sup>-1</sup> y 52,00 mg L<sup>-1</sup> de Pb(II)) y con agua del Riachuelo con 1,02 mg L<sup>-1</sup> de Pb(II). Se midió la concentración de Pb en la solución inicial, en las soluciones extraídas a intervalos de dos horas, hasta las 72 horas, y en los extractos obtenidos por mineralización de la biomasa aérea y de las raíces. Se observó una reducción significativa de la concentración de plomo en las soluciones sin síntomas visibles de toxicidad. La acumulación de Pb en las raíces alcanzó un máximo por saturación para las dos especies 24h después de comenzado el experimento (0,4% de la masa seca de raíces (MS) en *L. perenne* y 0,6% en *I. sultanii*). Con altas concentraciones de Pb(II) en la solución (45,00 mg L<sup>-1</sup> y 52,00 mg L<sup>-1</sup>) la eficiencia de la remoción se redujo significativamente para las dos especies probadas en este ensayo y el factor de bioacumulación (FBA) disminuyó a un valor 10 veces menor que el correspondiente al tratamiento con 4,30 mg L<sup>-1</sup> de Pb(II) en la solución inicial.

**Palabras clave.** Factor de bioacumulación (FBA), plantas terrestres, rizofiltración.

## RHIZOFILTRATION OF LEAD FROM WATER AND CONTAMINATED EFFLUENTS AND CONCENTRATION IN THE ROOTS OF TERRESTRIAL PLANTS

### SUMMARY

The aim of this work was the study of lead (Pb) accumulation in plant roots of *Lolium perenne* L and *Impatiens sultanii* Hook grown for short periods in Pb(II) solutions and in water of the Riachuelo (Argentina) added with lead contaminated effluents and its relationship with the concentration of Pb(II) in the culture solution willing to apply the rhizofiltration as a technology applicable to remove Pb from water and contaminated effluents. The plants were cultivated hydroponically in  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  solutions (0.40 mg L<sup>-1</sup>; 4.30 mg L<sup>-1</sup>; 45.00 mg L<sup>-1</sup> and 52.00 mg L<sup>-1</sup>) and in water from the Riachuelo with 1.02 mg L<sup>-1</sup>. The lead concentration was measured at initial intervals of two hours until 72 h, both in the sampled solutions and in the extracts of the mineralization of aerial biomass and roots. A significant reduction of lead concentration in the solutions was observed, with no visible symptoms of toxicity. 24h after the beginning of the experiment lead accumulation in roots reached a saturation maximum for the two species, (0.4% dry root weight (DW) of *L. perenne* and 0.6% of *I. sultanii*). At high concentrations of Pb(II) in the solution (45.00 mg L<sup>-1</sup> and 52.00 mg L<sup>-1</sup>) the efficiency of the removal was significantly reduced and the bioconcentration factor (BCF) for both species tested in this experiment diminished 10 fold below the treatment with 4.30 mg L<sup>-1</sup> of Pb(II) in the initial solution.

**Key words.** Bioaccumulation Factor (BAF), terrestrial plants, rhizofiltration

---

<sup>1</sup>Química Analítica. Dpto. de Recursos Naturales y ambiente. FAUBA. Avda San Martín 4453. 1417. Bs. As. mbarros@agro.uba.ar

## INTRODUCCIÓN

La ecotoxicidad del Pb está relacionada con su persistencia, ya que naturalmente está presente en el ambiente, y no se descompone o degrada. La contaminación debida al plomo puede ser producto de actividades que emplean productos químicos (Huang *et al.*, 1997) y dispersan el plomo en el ambiente, como el tratamiento de aguas, industrias petroquímicas, industrias relacionadas con pinturas o con la fabricación de baterías. Las actividades humanas pueden contribuir a acumular el metal o a dispersarlo en el agua, el suelo, los sedimentos o los organismos vivos, aumentando el riesgo de que el metal tóxico se introduzca en la cadena alimentaria. Se hace necesario entonces evitar tanto la entrada como la permanencia de metales como el Pb en el medio acuático. Para remover el Pb de aguas y efluentes de manera eficiente existen diversos procedimientos entre los cuales se pueden mencionar la precipitación química, la adsorción, la biosorción, el intercambio iónico o el uso de membranas de separación (Volesky, 2001). También puede extraerse el Pb del agua utilizando el sistema denominado rizofiltración (Salt *et al.*, 1997; Dushenkov *et al.*, 1995), procedimiento que contribuye a disminuir la movilidad del metal. Para aplicar esta tecnología las plantas se hacen crecer en hidroponía y se utilizan para absorber, concentrar y precipitar metales en las raíces. Se ha probado la técnica con especies acuáticas (*Salvinia herzogii*, *Pistia stratiotes*, *Hydromistia stolonifera*, *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle umbellata*) (Maine *et al.*, 2001; Falbo y Weaks, 1990; Dierberg *et al.*, 1987) pero las raíces de estas plantas son pequeñas y tienen un crecimiento muy lento. Algunas plantas terrestres en cambio, cuando se cultivan en hidroponía forman con rapidez un denso y abundante sistema de raíces fibrosas que presenta una enorme superficie (Kim *et al.*, 1999), hecho que hace su uso conveniente para una extracción eficiente del Pb(II) en solución. Serán adecuadas para este propósito las plantas que tengan un crecimiento rápido, y que bioacumulen y toleren metales pesados en sus tejidos. Para expresar en forma cuantitativa la bioacumulación se puede recurrir al factor de bioacumu-

lación (FBA) que se calcula como el cociente entre la concentración del metal en el tejido de un organismo, alcanzada mediante absorción directa, y su concentración en el agua (Dushenkov *et al.*, 1995).

El problema que motivó este trabajo se centra en el Matanza-Riachuelo (Argentina), río de llanura que recibe aportes de actividades agropecuarias en la cuenca alta, y que en las cuencas media y baja, al atravesar una de las zonas más densamente pobladas del país, con gran número de establecimientos industriales incrementa su grado de contaminación. Muestras obtenidas en estudios previos en diferentes sitios del Riachuelo en las que se evaluaron según las clases LAW (Rybicka *et al.*, 2005) las concentraciones de metales (Pb, Cu, Cr, Zn, Ni), en las fases disuelta y particulada resultaron fuerte a muy fuertemente contaminadas (clases III y IV) (Iorio *et al.*, 2006). La cuenca es un área crítica respecto del estado de conservación dentro de las ecorregiones de América Latina (Olson *et al.*, 1998).

El objetivo de este trabajo fue estudiar la acumulación de Pb en raíces de *Lolium perenne* L. y de *Impatiens sultanii* Hook que se hicieron crecer por períodos cortos en soluciones de Pb(II) y en aguas del Riachuelo contaminadas con efluentes con Pb, y su relación con la concentración del metal en la solución de cultivo, con el fin de proponer la rizofiltración como tecnología aplicable a la remoción del Pb de aguas y efluentes contaminados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Material vegetal.** Se trabajó con *I. sultanii* una dicotiledónea comercializada como herbácea floral de estación y con *L. perenne*, una especie monocotiledónea utilizada para la resiembra invernal de céspedes. Se seleccionaron y extrajeron plantas de *I. sultanii* de una producción comercial. Se lavaron cuidadosamente las raíces con agua desionizada. Se prepararon potes de plástico de 300 mL de capacidad con 200 mL de solución Hoagland (Huterwal, 1996) y se colocó una planta por pote. Se mantuvieron durante tres semanas en la solución nutritiva hasta que formaron un abundante sistema de raíces fibrosas. Se controló periódicamente la conductividad eléctrica de las soluciones, se aireó diariamente y se agregó agua desionizada

para compensar las pérdidas por evaporación, y por absorción y transpiración de las plantas. Pasado ese tiempo se seleccionaron plantas de tamaño uniforme y de similar desarrollo de raíces, se descartó la solución nutritiva y se lavaron las raíces con agua desionizada. En los potes destinados a los ensayos con *L. perenne* se colocó un mismo peso de semillas sobre redes germinadoras de material plástico que sirvieron luego como soporte para las plantas, que se hicieron crecer durante 10 días en agua desionizada con aireación, siguiendo la metodología de Gericke (Resh, 2001; Douglas, 1987).

**Diseño del experimento.** Se realizaron ocho ensayos experimentales en hidroponía cada uno correspondiente a una de las especies (*L. perenne* e *I. sultanii*) y una concentración de Pb(II) en la solución (0,40 mg L<sup>-1</sup>; 4,30 mg L<sup>-1</sup>, 45,00 mg L<sup>-1</sup> y 52,00 mg L<sup>-1</sup>), preparada con Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. Para cada ensayo, se utilizaron 33 potes. En los tiempos previstos (0, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 18, 24, 48, 72 horas desde el inicio del ensayo) se separaron 3 potes (repeticiones), se retiraron las plantas y se reservaron 40 ml de la solución de cada pote para medición del Pb(II) remanente tras la absorción por la planta. Las plantas correspondientes al tiempo 0 tuvieron sus raíces únicamente en agua desionizada, y la solución correspondiente es la inicial del ensayo. Las raíces de todas las plantas extraídas se lavaron con solución de Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 1 mM y con agua desionizada, y se separaron de la parte aérea. Durante el período de 72 h se airearon diariamente las soluciones con una bomba de aire de acuario. Con el fin de realizar observaciones periódicas de las raíces se utilizó un sistema de doble pote, uno interno transparente que contenía las plantas y uno externo de tamaño apenas mayor que el primero, opaco a la luz. La temperatura durante el ensayo fue de 18±3 °C y la humedad relativa de 50%. El pH de las soluciones se ajustó a 5,5.

Teniendo en cuenta los resultados de los ensayos anteriores se preparó otro experimento para el tratamiento por rizofiltración de agua del Riachuelo en tanques de 1 m<sup>2</sup> y 20 cm de profundidad llenos con arena hasta los 15 cm saturada con agua y colocados al aire libre. Se utilizaron semillas de *L. perenne*. Se colocaron 50 g m<sup>-2</sup> sobre una red que cubría el tanque y se regó con agua desionizada. Una vez que las plantas desarrollaron un denso sistema de raíces se quitó la red con las plantas y se trasladó a un tanque con 50 L de agua del río con 1,02 mg L<sup>-1</sup> de Pb. Después de 24 h el agua tratada se descargó por gravedad, reservándose un volumen de 40 mL para su análisis.

**Análisis químicos.** Se determinó la masa seca (MS) después de mantener las raíces y la parte aérea de las plantas en estufa a 70 °C por 48 h. Se trató el material vegetal con una mezcla HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub> (5:1 v/v). Se determinó la concentración de plomo en los extractos y en las soluciones por espectrometría de absorción atómica (Perkin Elmer, 1100 B).

**Análisis estadístico.** El análisis de los resultados se efectuó mediante un ANOVA, y en los casos en que se observaron diferencias significativas se empleó el test de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) para comparación de medias.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Ambas especies desarrollaron un abundante sistema de raíces en hidroponía. *L. perenne* formó una masa de raíces de 0,52±0,14 g por pote; *I. Sultanii*, se hizo crecer en solución nutritiva hasta que formó una masa de raíces de 0,61±0,21 g por pote. Los valores fueron establecidos a cosecha. El resultado más destacable de este experimento fue la significativa reducción de la concentración de Pb(II) en las soluciones luego de 24 h, como consecuencia de la absorción del metal por las raíces de las plantas terrestres, sin síntomas visibles de toxicidad. En ambas especies para el caso de los ensayos con concentraciones iniciales de 0,40 y 4,30 mg L<sup>-1</sup> de Pb(II), la concentración de Pb en la solución a las 24 h de haberse sumergido las raíces, se había reducido en aproximadamente un 90%, (Cuadro 1). Este hecho indicó que en esos niveles de concentraciones la absorción de Pb por *I. sultanii* y *L. perenne* depende de la concentración inicial en la solución, en coincidencia con lo verificado por Qu *et al.* (2003) para especies formadoras de céspedes (*Eremochloa ophiuroides*, *Festuca arundinacea*, *Spartina patens* y *Buchlœ dactyloides*) cultivadas en hidroponía. Sin embargo debe señalarse que en el estudio que aquí se presenta el fenómeno no se repitió en los ensayos con más altas concentraciones (45 mg L<sup>-1</sup> y 52 mg L<sup>-1</sup>) de Pb(II), concentraciones que son mucho menores que las concentraciones de hasta 450 mg L<sup>-1</sup> utilizadas por Qu *et al.* (2003).

CUADRO 1. Concentración de Pb(II) en las soluciones de cultivo extraídas hasta 72 h del comienzo de los ensayos.

Tiempo [h]	<i>I. sultanii</i> Concentración de Pb(II) [mg L <sup>-1</sup> ]				<i>L. perenne</i> Concentración de Pb(II) [mg L <sup>-1</sup> ]			
	0,40	4,30	45,00	52,00	0,40	4,30	45,00	52,00
0	0,40	4,30	45,00	52,00	0,40	4,30	45,00	52,00
2	0,15	1,60	35,12	42,80	0,20	1,90	34,30	44,40
4	0,19	2,06	38,23	47,56	0,17	1,90	39,30	43,30
6	0,16	1,84	36,41	46,90	0,15	1,88	35,20	40,40
8	0,07	0,80	37,42	46,20	0,05	0,80	36,30	40,50
10	0,04	0,49	37,10	44,00	0,04	0,50	34,00	38,90
12	0,04	0,47	34,15	44,10	0,03	0,40	34,00	40,10
18	0,04	0,33	38,90	44,00	<0,01	0,40	33,80	39,80
24	0,04	0,48	36,00	44,00	<0,01	0,40	33,50	40,10
48	<0,01	0,48	33,80	43,75	<0,01	0,40	33,50	39,60
72	<0,01	0,46	33,80	43,90	<0,01	0,40	32,50	39,80

Después de transcurridas 24 h desde del inicio del experimento, en las dos especies y con todas las concentraciones de Pb(II) en la solución probadas, la acumulación de Pb en las raíces no presentó diferencias significativas ( $p > 0,05$ ), de manera que puede afirmarse que fue alcanzado un estado de equilibrio (Lasat, 2001). La acumulación de Pb en las raíces de *L. perenne* no varió significativamente ( $p > 0,05$ ) en respuesta a concentraciones crecientes de 4,30, 45,00 o 52,00 mg L<sup>-1</sup> en la solución inicial (Figura 1), en tanto que *I. sultanii* acumuló más Pb en raíces con 52,00 mg L<sup>-1</sup> que con 4,30 mg L<sup>-1</sup> (Figura 2), aunque no se detectaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los tratamientos con 45,00 mg L<sup>-1</sup> y con 52,00 mg L<sup>-1</sup>.

Se alcanzó una concentración de saturación de Pb (expresada sobre MS) en las raíces de las dos especies que fue de  $4.346 \pm 313 \mu\text{g g}^{-1}$  en *L. perenne* y de  $5.975 \pm 329 \mu\text{g g}^{-1}$  en *I. sultanii* (0,4% y 0,6% de MS, respectivamente) después de 24 horas de iniciado el experimento. Estos valores son menores que los informados por Qu *et al.* (2003) para *Festuca arundinacea* (2-3%) o por Dushenkov *et al.* (1995)

para la especie hiperacumuladora *Brassica juncea* (10%). Se requiere una estrecha coordinación entre la absorción, la traslocación, la capacidad buffer y de complejación para mantener las concentraciones de los metales esenciales en los tejidos y compartimentos de la planta dentro de los estrechos límites requeridos por la fisiología, pero el control es imperfecto y la falta de especificidad en la absorción puede llevar a la acumulación de metales no esenciales (Clemens *et al.*, 2002) como el Cd o el Pb, particularmente en raíces de plantas terrestres que se hacen crecer en un medio sin suelo. Resulta también evidente que la respuesta de las plantas de distintas especies a altas concentraciones de Pb en el medio es diversa, como también fue verificado por Huang y Cunningham (1996) al estudiar variaciones en la capacidad de fitoextracción de plomo.

El factor de bioacumulación (FBA) de Pb en este experimento se calculó como el cociente entre la concentración del metal en los tejidos de la raíz ( $\mu\text{g g}^{-1}$  MS) después de las 24 horas y la concentración de Pb en la solución inicial ( $\mu\text{g ml}^{-1}$ ). Este valor permitió analizar la eficiencia de remoción de Pb que, según se

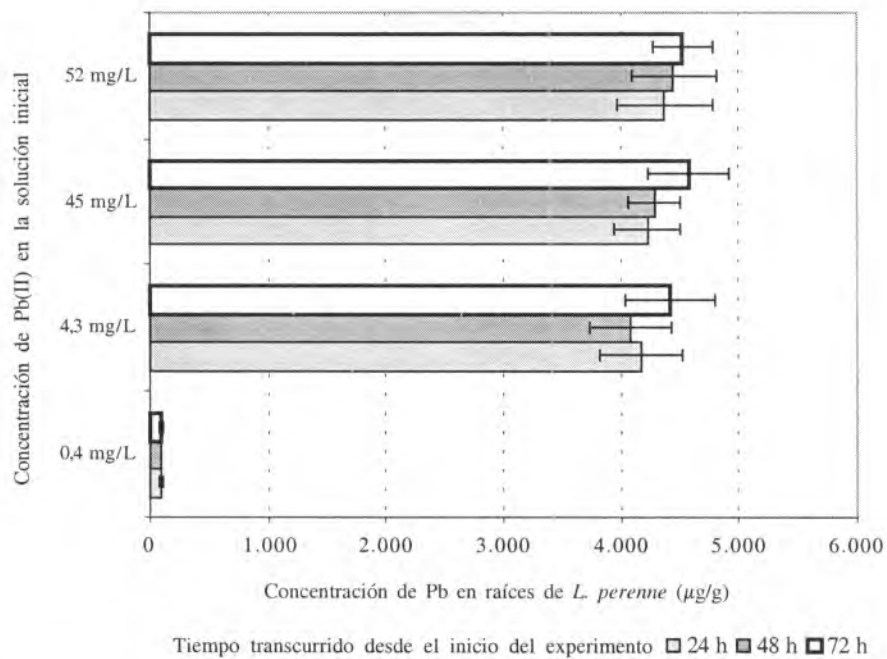


FIGURA 1. Concentración de Pb en raíces de *L. perenne* en relación con la concentración de Pb(II) en la solución.

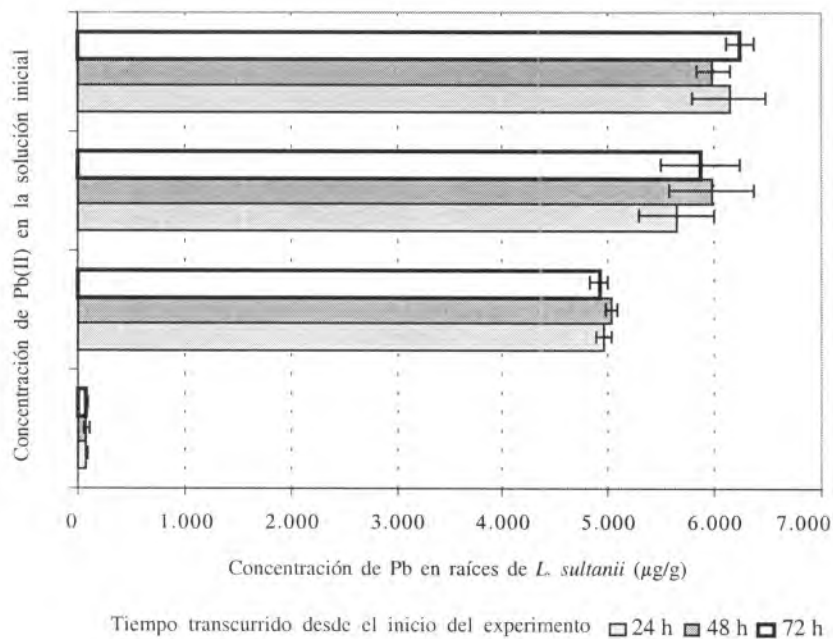


FIGURA 2. Concentración de Pb en raíces de *L. Sultanii* en relación con la concentración de Pb(II) en la solución.

observa en el Cuadro 2, se redujo significativamente en los tratamientos con altas concentraciones de Pb(II) en la solución inicial (45,00 mg L<sup>-1</sup> y 52,00 mg L<sup>-1</sup>) en los que el valor del FBA para las dos especies estudiadas disminuyó 10 veces por debajo del correspondiente al tratamiento con 4,30 mg L<sup>-1</sup> de Pb. Este hecho puede atribuirse a que la concentración de Pb en las raíces alcanzó un máximo por saturación como ya fue señalado anteriormente. Kabata-Pendias y Pendias (1991) sostuvieron que el Pb se acumula preferentemente en raíces, y solamente una pequeña proporción es trasladada a la biomasa aérea. En términos generales la acumulación de un determinado metal es una función de la capacidad de absorción y de los sitios de unión dentro de la célula (Clemens *et al.*, 2002). En los sistemas biológicos los cationes divalentes tienen afinidad por grupos orgánicos dadores de electrones (Frausto Da Silva y Williams, 2001). Un aumento en el transporte del Pb desde las raíces al vástago podría producirse si ocurren daños en la membrana plasmática por causa de las altas concentraciones del metal (Hall, 2002).

En el experimento realizado con agua del Riachuelo contaminada con 1,02 mg L<sup>-1</sup> de Pb(II) se confirmó la efectividad de las plantas de *L. perenne* para disminuir la concentración del metal a menos de 10 µg L<sup>-1</sup> luego de 48 h. La producción de materia seca se encontró en el intervalo entre 250-350 g m<sup>-2</sup> con una media de 50 g MS de raíces. La facilidad para trasladar cada red con las plantas de un tanque a otro permitió su utilización repetida (tres veces) hasta

alcanzar la saturación en raíces. Luego de la tercera reutilización la concentración de Pb se encontró en el intervalo entre 0,21% y 0,35% expresado sobre base de MS. Puede proponerse el uso de la rizofiltración para el tratamiento de aguas con posibilidad de contener en solución bajas concentraciones de Pb, si han de ser utilizadas para riego en producciones hortícolas en pequeña escala o para regar parques y jardines. La recuperación de la calidad de aguas con el fin de utilizarlas para irrigación es una cuestión de interés actual (Oster, 1994). Los sistemas convencionales de tratamiento de efluentes, adecuados para grandes complejos industriales, permiten depurar grandes caudales en poco terreno, pero con un alto costo, y requieren de regularidad en los caudales. Como alternativa se desarrollan los "sistemas naturales" que habitualmente consisten en lagunas o tanques de estabilización con plantas flotantes o emergentes, asociadas con sistemas de riego y disposición en el terreno (Latchinian y Ghislieri, 1999). En este trabajo se propone adecuar dichos sistemas para el uso de plantas terrestres con el fin de lograr la remoción de metales pesados como el plomo de aguas contaminadas.

## CONCLUSIONES

El presente estudio muestra que el corto tiempo que requieren las plantas terrestres de uso ornamental como *L. perenne* e *I. sultanii* para absorber

CUADRO 2. Factor de bioacumulación (FBA) de Pb en raíces de *I. sultanii* y de *L. perenne* 24 h después de sumergir las raíces en la solución.

Concentración inicial de Pb(II) en la solución [mg L <sup>-1</sup> ]	0,40	4,30	45,00	52,00
FBA ( <i>I. sultanii</i> ) [µg g <sup>-1</sup> ] [µg ml <sup>-1</sup> ]	203	1.153	125	118
FBA ( <i>L. perenne</i> ) [µg g <sup>-1</sup> ] [µg ml <sup>-1</sup> ]	225	958	95	84

Pb de aguas contaminadas, permite proponerlas como una alternativa de remediación. Para que el proceso sea eficiente la concentración de Pb en la biomasa de las raíces no debe llegar a un estado de saturación. La elección de las especies adecuadas para rizofiltración puede realizarse analizando los FBA y determinando a partir de qué concentración en el agua el valor comienza a disminuir señalando una merma en la eficacia del proceso de absorción del metal.

*L. perenne* mostró ser particularmente útil para la remoción de Pb de aguas contaminadas ya que no se requiere la utilización inicial de una solución nutritiva, el tiempo de germinación y de crecimiento que necesita para alcanzar una biomasa radicular suficiente es muy corto, y la biomasa producida no es tan importante, lo que permite reducirla a cenizas para posterior disposición final o recuperación del contaminante.

#### BIBLIOGRAFÍA

- CLEMENS, S.; M.G. PALMGREN and U. KRÄMER. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science* 7(7): 309-315.
- DIERBERG, F.E.; T.A. DEBUSK and N.A. GOULET JR. 1987. Removal of copper and lead using a thin-film technique. In: K.R. Reddy and W.H. Smith (eds). *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing, Orlando FL. pp. 497-504.
- DOUGLAS, J.S. 1987. *Hidroponia*. Ed. El Ateneo. Argentina. 156 pp.
- DUSHENKOV, S.; P.B.A. NANDA KUMAR; H. MOTTO and I. RASKIN. 1995. Rhizofiltration: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1239-1245.
- FALBO, M.B. and T.E. WEAKS. 1990. A comparison of *Eichornia crassipes* (Pontederiaceae) y *Sphagnum quinquefarium* (Sphagnaceae) in treatment of acid mine water. *Econ. Bot.* 44: 40-49.
- FRAUSTO DA SILVA, J.J.R. and R.J.P. WILLIAMS. 2001. *The Biological Chemistry of the Elements*, Oxford University Press.
- HALL, J.L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J. Exp. Bot.* 53: 1-11.
- HUANG, J.W. and S.D. CUNNINGHAM. 1996. Lead phytoextraction: Species variation in lead uptake and translocation. *New Phytol* 134: 75-84.
- HUANG, J.W.; J. CHEN; W.R. BERTI and S.D. CUNNINGHAM. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31: 800-805.
- HUTERWAL, G.O. 1996. *Hidroponia*. Ed. Albatros. Argentina. 251 pp.
- IORIO, A.F.; A.E. RENDINA; L. DE CABO; S. ARREGHINI; A.R. GARCÍA; M.J. BARROS; M.F. BARGIELA; R. SERAFINI; G. RAGAY; F. DELLA VECCHIA; S. KOROL y J. MORETÓN. 2006. El Riachuelo y sus contaminantes. Influencia sobre el estuario del Río de la Plata. XXVI Congreso Argentino de Química. 13, 14 y 15 de septiembre. San Luis, Argentina
- KABATA-PENDIAS, A. and H. PENDIAS. 1991. *Trace Elements in Soils and Plants*, second ed. CRC Press, 365 pp.
- KIM, K-N.; R.C. SHEARMAN and T. RIORDAN. 1999. Top Growth and Rooting Responses of Tall Fescue Cultivars grown in Hydroponics. *Crop Science* 39: 1431-1434.
- LASAT, M.M. 2001. The Use of Plants for the Removal of Toxic Metals from Contaminated Soil. <http://clu-in.org/download/remed/lasat.pdf>. 33 pp.
- LATCHINIAN, A. y D. GHISLIERI. 1999. Sistemas naturales con plantas acuáticas: una alternativa ambientalmente adecuada para la depuración de aguas negras en la costa de Oro. *Gestión Ambiental*. R.O. Uruguay. 34 pp.
- MAINE, M.A.; M.V. DUARTE and N.L. SUNE. 2001. Cadmium uptake by floating macrophytes *Water Res.* 35(11): 2629-34.

- OLSON, D.; E. DINERSTEIN; P. CANEVARI; I. DAVIDSON; G. CASTRO; V. MORISSET; R. ABELL and E. TOLEDO. 1998. Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: A conservation assessment. Biodiversity Support Program, Washington D.C. 70 pp.
- OSTER, J.D. 1994. Irrigation with poor quality water. *J. Agric. Water Manage.* 25: 271-297.
- QU, R.L.; D. LI; R. DU and R. QU. 2003. Lead uptake by roots of four turfgrass species in hydroponic cultures. *HortScience* 38(4): 623-626.
- RESH, H.M. 2001. Cultivos hidropónicos. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 558 pp.
- RYBICKA, H.E.; E. ADAMIEC and U. ALEKSANDER-KWATERCZK. 2005. Distribution of trace metals in the Odra River system; Water -suspended matter- sediments. *Limnologica* 35: 185-198.
- SALT, D.E.; I.J. PICKERING; R.C. PRINCE; D. GLEBA; S. DUSHENKOV; R. SMITH and I. RASKIN. 1997. Metal Accumulation by Aquacultured Seedlings of Indian Mustard. *Environ. Sci. Technology.* 31: 1636-1644.
- VOLESKY, B. 2001. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy* 59: 203-216.