POLIB®TÁNICA

Núm. 36, pp. 147-161, ISSN 1405-2768; México, 2013

EFECTO DEL FOTOPERIODO EN LA REMOCIÓN DE PLOMO POR LEMNA GIBBA L. (LEMNACEAE)

EFFECT OF PHOTOPERIOD TO ABSORB LEAD BY LEMNA GIBBA L. (LEMNACEAE)

M.G. Miranda¹ y A. Quiroz²

¹Departamento de Hidrobiología. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, CP 09340, México, DF. ²Departamento de Botánica. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, CP 04510. Correo electrónico: wendyfrequent@gmail.com

RESUMEN

El plomo llega a las aguas provenientes de las industrias de baterías, soldaduras, pinturas, etc. causando daños a los seres vivos, por lo que es necesario promover el desarrollo de tecnologías que ayuden a mejorar la calidad de los efluentes y que al mismo tiempo sean adecuadas al contexto socioeconómico del país. En este trabajo se plantea el uso de una angiosperma acuática, la especie Lemna gibba de la familia Lemnaceae que tiene un crecimiento exponencial y su cultivo es fácil en laboratorio. Para absorber el plomo (PbNO₃)₂ se prepararon cinco concentraciones, a nivel de bioensayo en el laboratorio y bajo el efecto de dos diferentes condiciones de fotoperiodo (luz continua y 12 h luz/12 h oscuridad) durante cuatro días, ya que a partir de este día libera el Pb al medio. Los resultados indican que en las dos concentraciones de Pb más bajas (30 y 50 mgl⁻¹), el fotoperiodo 12/12 es más favorable para su absorción (9405 µgl⁻¹más y 18,895 µgl⁻¹ más respectivamente) mientras que en las tres restantes (100, 200 y 300 mgl⁻¹) lo fue la condición de luz continua.

 $(6600 \ \mu gl^{-1}, 1949 \ \mu gl^{-1}, 5587 \ \mu gl^{-1} \ más \ res$ pectivamente). Los conocimientos que se derivan de este estudio, permiten optimizar el uso de L. gibba en el tratamiento terciario de aguas residuales.

Palabras clave: Lemna gibba, fotoperiodo, plomo, tratamiento de agua.

ABSTRACT

Lead comes to municipal wastewater from industries battery, welding, painting, etc. causing damage to living beings, so it is necessary to promote the development of technologies that help to improve the quality of the effluent and at the same time be appropriate to the socioeconomic context of the country. This paper proposes the use of an aquatic angiosperm with exponential growth and easy handling in laboratory culture (Lemna gibba) family Lemnaceae to absorb lead (PbNO₃)₂ using five concentrations at the level of bioassay in the laboratory, under the effect of two different photoperiod conditions (continuous light and 12 h light/12 h dark) for four days because since this day from the Pb release to the environment. The results indicate that, in the two lowest concentrations of Pb (30 and 50 ppm), photoperiod 12/12 is more favorable for absorption (9405 µgl⁻¹ más y 18,895 µgl⁻¹ more respectively), whereas the other three (100, 200 and 300 ppm) it was the condition of continuous light. (6 600.66 µgl⁻¹, 1949 µgl⁻¹, 5587 µgl⁻¹ more respectively). The knowledge derived from this study to optimize the use of *Lemna gibba* in tertiary treatment of wastewater.

Key words: *Lemna gibba*, photoperiod, lead, water treatment.

Introducción

En los últimos años, se ha acentuado la contaminación de los cuerpos de agua, debido al manejo inadecuado de las aguas residuales de origen industrial y urbano. Ante tal situación, es necesario promover el desarrollo de tecnologías que ayuden a mejorar la calidad de los efluentes y que al mismo tiempo sean adecuadas al contexto socioeconómico del país (Barba, 2002).

En México, la contaminación de los cuerpos de agua es un problema importante, por la gran demanda en las actividades económicas, como la agricultura e industria, así como de uso doméstico, que conllevan a la escasez y a la contaminación de las aguas con metales pesados, materia suspendida particulada, COP's y otros contaminantes que impiden su tratamiento y su reuso (Albert, 1988).

Los metales pesados son elementos cuyo peso específico es de ≥5 g/cm³ y tienen un número atómico por encima de 20. Para estos elementos la toxicidad y persistencia en el ambiente y organismos acumuladores

depende de la especiación, de la presencia de otros metales, así como de factores químicos y físicos que influyen en la fisiología de los organismos y la estructura química del metal en el agua. Entre los tres iones metálicos más peligrosos para la salud humana están el Pb, el Hg y el Cd (Lester, 1987). Los metales son elementos que pueden encontrarse de forma natural en la superficie de aguas no contaminadas que dependen del tipo de suelo y rocas presentes a lo largo de una corriente superficial. En concentraciones traza, algunos metales como magnesio (Mg), manganeso (Mn), hierro (Fe), zinc (Zn), cobre (Cu), y níquel (Ni) son necesarios para la vida acuática y para la salud humana. Sin embargo, los metales pueden encontrarse en sistemas acuáticos en concentraciones que sobrepasan los límites permisibles, los cuales pueden actuar de manera deletérea por bloqueo de grupos funcionales, desplazando a otros iones metálicos, modificando la conformación activa de las moléculas biológicas, en donde el elemento retarda la ruptura heterolítica de compuestos orgánicos, en suma son tóxicos para organismos mayores y para microorganismos, de hecho los metales afectan directamente varios procesos fisiológicos y bioquímicos causando la reducción del crecimiento, inhibición de la fotosíntesis, la respiración y la degeneración de los principales organelos de la célula (Barba, 2002: Manzanares et al., 2005).

De entre los metales pesados más importantes nos enfocamos en el plomo (Pb) que es un metal pesado (densidad relativa o gravedad específica, de 11.4 a 16°C), no tiene olor ni sabor especial, de color grisáceo, con aspecto brillante cuando se corta, al ser expuesto al aire se oxida rápidamente lo cual se denota a través del tono mate que adquiere. Muy dúctil, maleable y

resistente a la corrosión, y pobre conductor de la electricidad, son características que lo hacen un elemento de amplia aplicación en metalurgia y electricidad. Número atómico 82, masa atómica 207.19 g/mg, densidad 11.4 g/ml, funde a 327°C y hierve a 1725°C. Aunque resiste la acción del ácido sulfúrico y clorhídrico, se disuelve con facilidad en ácido nítrico concentrado caliente y ácidos orgánicos (cítrico, acético), lo que da origen a sales solubles (Who, 1995).

Hasta los años ochenta en México se aplicó plomo (tetraetilo de plomo) en gasolinas como antidetonante lo que ocasionó que se presentara un ciclo no natural del Pb, que consistió en que en los motores de los coches el Pb se quemaba, eso generó sales de Pb (cloruros, bromuros, óxidos). Estas sales de Pb entraron en el ambiente a través de los tubos de escape de los coches. Las partículas grandes precipitaron en el suelo o en la superficie de las aguas, las pequeñas partículas viajaron largas distancias a través del aire y permanecieron en la atmósfera. Parte de este Pb cayó de nuevo sobre la tierra cuando llovía. Este ciclo del Pb causado por la producción humana está mucho más extendido que el ciclo natural del Pb (Alloway, 1990). No sólo la gasolina con Pb fue la causa de concentración de Pb en el ambiente, sino también otras actividades humanas, como la combustión del petróleo, procesos industriales, combustión de residuos sólidos, han contribuido (Badillo, 1988).

Otra forma de contaminación del agua y suelos por Pb es a través de la corrosión de las tuberías de plomo en los sistemas de transportes y por la corrosión de pinturas que lo contienen. El Pb se acumula en los cuerpos de los organismos acuáticos y organismos

del suelo, éstos experimentarán efectos en su salud por envenenamiento. Se sabe que el Pb afecta negativamente a todos los seres vivos; inclusive en concentraciones de 0.1 a 0.5 mg/ml. Existen dos tipos de compuestos de Pb: los inorgánicos, que incluyen las sales y óxidos y los orgánicos, principalmente el tetraetilo y el tetrametilo de Pb. Todos los compuestos inorgánicos del Pb actúan en el organismo de la misma forma una vez que han sido absorbidos, mientras que los compuestos orgánicos de Pb difieren de los primeros en cuanto a su proceso de absorción y de distribución en el organismo (Corey *et al.*, 1989).

El Pb tiene muchas aplicaciones. Se usa en la fabricación de baterías, municiones, productos metálicos (soldaduras y cañerías) y en dispositivos para evitar irradiación con rayos X (CAMIMEX, 2007).

En México, la normatividad señala que las descargas deben cumplir con límites permisibles, con base en el tipo de industria, así tenemos:

La NTE-CCA-017/88 que establece los límites máximos permisibles en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria de acabados metálicos, se delimita la concentración promedió diaria de Pb permisible a 0.1 mg/L.

La NTE-CCA-018/88 que establece los límites máximos permisibles en las descargas de agua residuales, provenientes de la industria de laminación, extrusión y estiraje de cobre y sus aleaciones en cuerpos de agua, se indica que el límite máximo de Pb corresponde a un promedio diario de 5 mg/L y un valor instantáneo de 7 mg/L.

En la NTE-CCA-032/91 que establece los límites máximos permisibles en las aguas residuales de origen urbano municipal para riego agrícola, se indica como límite máximo de Pb, 0.50 mg/L (Hernández, 2010).

Fotoperiodo en plantas

El fotoperiodo es el número de horas de luz en un ciclo de 24 horas que afecta a diferentes organismos. Las plantas son capaces de detectarlo exhibiendo fotoperiodicidad, que de acuerdo con sus respuestas de floración a las variaciones del fotoperiodo pueden agruparse en tres categorías: 1. Las plantas de días cortos florecen cuando el fotoperiodo es más corto que cierto periodo crítico, al comenzar la primavera o el otoño. 2. Las plantas de días largos florecen si los periodos de luz son más largos, sobre todo en el verano. 3. Las plantas neutras florecen independientemente del fotoperiodo (Curtis y Barnes, 2007). Durante el periodo de luz las plantas realizan la fotosíntesis y en el periodo de oscuridad realizan una serie de reacciones enzimáticas las cuales producen los enlaces C-C de los carbohidratos (Larcher, 1995). No se encontraron antecedentes de relación del fotoperiodo con absorción de Pb.

Macrófitas acuáticas

Las macrófitas acuáticas han sido consideradas por varios autores como una plaga debido a la introducción de especies no nativas en lagos o lagunas que desplazan a las especies nativas, teniendo un rápido crecimiento vegetativo lo que ocasiona invasiones a gran escala que provocan varios problemas, entre ellas están: Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes, Myriophyllum aquaticum, Ceratophyllum demersum, etc. (Arrivallaga y Arredondo, 1978). Sin embargo, si las

plantas acuáticas se manejan adecuadamente, su poder de proliferación, su capacidad de absorción de nutrientes y bioacumulación de otros compuestos del agua, las convierten en una herramienta útil en el tratamiento de aguas residuales (Boyd, 1970).

El tratamiento de aguas residuales con plantas acuáticas se basa en los principios ecológicos, en donde los efluentes son tratados eficientemente mediante relaciones mutuas y coordinadas de flujo de energía y nutrientes, entre las plantas acuáticas y los microorganismos degradadores (Wang, 1991). Además, con base en los estudios de remoción de metales pesados con hidrófitas se pueden considerar estos sistemas como una alternativa ecológica y económicamente viable para efluentes industriales (Barba, 2002). Las plantas vasculares acuáticas, han sido objeto de experimentos a nivel industrial para remover nutrientes y metales pesados (Rodgers et al., 1978; Culley et al., 1981; Heisey, 1982).

Los metales pesados se acumulan en las plantas en concentraciones superiores a las del medio. La raíz es el órgano de máxima acumulación, porque es la parte que está en contacto con el agua (Larcher, 1975). Esta intoxicación afecta sucesivamente el tallo y sobre todo a las hojas, los organelos más dañados son los cloroplastos y las mitocondrias, lo cual conlleva tanto una alteración de los pigmentos fotosintéticos, como la consiguiente disminución de la biosíntesis de las clorofilas además de la afectación del sistema de membranas y tilacoides (Barceló, et al., 1988).

Lemna gibba también conocida como lenteja de agua, chichicastle o duckweed es una planta que pertenece a la familia Lemnácea,

que incluye a las fanerógamas más pequeñas del Reino Plantae, crece flotando libremente sobre la superficie del agua con ayuda de su grueso tejido esponjoso; está formada por dos partes: frondas y raíz, tiene frondas de tamaño máximo 2.4 mm, presentan flores pequeñas cíclicas y un perigonio sencillo o doble, tiene una reproducción vegetativa muy activa y es una especie cosmopolita en aguas dulces, templadas y cálidas. Las frondas tiene un tamaño máximo de 2.4 mm. Linneo en 1753, describió a Lemna gibba en su obra Species Plantarum, y le dio el nombre de "gibba" debido al carácter giboso de las frondas; lo voluminoso de las frondas se debe a un engrosamiento vertical de los espacios aéreos, los que pueden variar notablemente bajo la influencia de factores externos. En ocasiones L. gibba presenta formas aplanadas que no varían mucho morfológicamente con la especie L. minor, por lo que es común confundirlas. Las plantas absorben los nutrientes tanto a través de la raíz, como de la superficie inferior del talo (Sculthorpe, 1967). Tiene una distribución amplia a nivel mundial (Sánchez, 1979; Lot y Novelo, 2004). Con un aporte de nutrientes óptimo y las condiciones de luz y temperatura (18° a 29°C) adecuadas. L. gibba puede duplicar su biomasa en 0.7 días (Wang, 1991.)

Antecedentes del uso de macrófitas en la remoción de metales

Se eligió el plomo para este estudio, debido a que es un contaminante muy común en el agua residual de la ciudad de México. Estudios realizados indican que el plomo inhibe la asimilación de nutrientes esenciales del agua. (Jain *et al.*, 1988). Por otro lado, diversos estudios reportan el uso de macrófitas como bioindicadores de la absorción de este

elemento, entre las especies mencionadas están Potamogeton natans (Fritioff y Greger, 2006); Sivaci et al. (2008) utilizó dos macrófitas Myriophyllum heterophyllum Michx. y Potamogeton crispus L, obtuvo una mayor remoción en un fotoperiodo de 12 h. luz y 12 h. oscuridad durante un periodo de 96 h. Los resultados que obtuvo Nazmul et al. (1999) en la remoción de plomo con Lemna minor fue evaluado con una dosis única, con nitrato de plomo, en un periodo de 21 días, removiendo entre un 60-75% de plomo. Elifantz y Tel-or (2002) probaron la capacidad que tiene la macrófita Ludwigia stolonifera para remover metales pesados en un fotoperiodo de 16-8 h de luz oscuridad, utilizando una concentración 50 mgl⁻¹, en peso seco, obteniendo 128 mg de metal pesado/g peso seco. Otros autores realizaron un estudio para la remoción de metales pesados con la ayuda de tres macrófitas, Myriophyllum aquaticum, Ludwigia palustris y Mentha aquatica utilizaron un fotoperiodo de 16 h de luz y 8 h de oscuridad, en un periodo de 48 h, obteniendo entre 70-90% de eficiencia (Kamal et al., 2004). Skinner et al. (2007) utilizaron un fotoperiodo de 14 h de luz y 10 h de oscuridad y concentraciones bajas de 0 mgl⁻¹, 0.5 mgl⁻¹ y 2 mgl⁻¹ de mercurio durante un periodo de 30 días con Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes, Scirpus tabernaemontani y Colocasia esculenta. Khosravi et al. (2005) usaron Azolla filiculoides, durante un periodo de 15 días, en un fotoperiodo de 16/8 h luz-oscuridad, obteniendo un incremento en la biomasa. Los resultados que obtuvieron Kum, et al. (2007) en la remoción de cadmio, con la macrófita Eichhornia crassipes fue evaluado durante un periodo de 14 h de luz y 10 h de oscuridad con concentraciones 0.1, 25, 50, 75 y 100 µg ml⁻¹ de metal, obteniendo el 80% de remoción. Miretzky (2004) experimentaron con tres macrofitas, Lemna minor, Pista stratiotes, y Spirodela intermedia, utilizando ocho horas de luz fluorescente, durante un periodo de 15 días los resultados fueron negativos con respecto a Lemna minor, ya que no sobrevivió a las condiciones del experimento pero las otras dos macrófitas sí fueron eficientes. En los bioensayos que realizaron en el laboratorio Shanti, et al. (1995) para la remoción de metales pesados con Lemna polyrrhiza, con una sola concentración de 10 mgl⁻¹, con un fotoperiodo de 14 h con luz fluorescentes y 10 horas de oscuridad, durante un periodo de 96 h, tuvieron resultados significativos. Panyakhan et al. (2006) realizaron un estudio para la remoción de metales pesados: cadmio y zinc utilizando la macrófita Hydrocotyle umbellata con un fotoperiodo de 12 h de luz fluorescente, con diferentes concentraciones 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 y 1 mgl⁻¹ de Cd y 2, 4, 6, 8, 10 y 50 mgl⁻¹ de Zn, durante un periodo de 12 días, hubo aumento significativo en los niveles de metales en los tejidos vegetales cuando los tiempos de exposición y las concentraciones de metales se incrementaron. Virendra et al. (2009) realziaron un estudio para la remoción de mercurio de un efluente de minería con la concentración de 10µg l⁻¹, utilizando dos macrófitas Pistia stratiotes y Azolla pinnata durante un periodo de 21 días, con un fotoperiodo de 14 h de luz y 10 h de oscuridad, obteniendo resultados de remoción de un 80% y 68% de eficiencia respectivamente. Leblebici y Ahmet (2011) probaron la capacidad que tiene Lemna minor L. y Spirodela polyrhiza L. para la remoción de Pb a differentes concentraciones: 0, 1, 5, 10, 25 y 50 mgl⁻¹, durante un periodo de siete días, teniendo como resultado que Lemna minor fue más efectiva.

Área de colecta

El antiguo lago de Xochimilco actualmente está conformado por una serie de canales, entre los principales están: Nativitas, Nacional, Cuemanco, Apatlaco, Texhuilo, Paso del águila, Japón, Bordo, además de los chicos conocidos como apantles existen 189 kilómetros de canales navegables; uno de los canales que conforman la serie es el denominado Canal Nacional, el más largo e importante de todos y una de las principales vías de comunicación de los xochimileas, tanto para trasladarse a la antigua Tenochtitlán como para transportar sus productos agrícolas al centro de esta ciudad. El Canal Nacional llegaba hasta la Viga y Jamaica, y para hacer el recorrido eran necesarias de seis a siete horas turnándose varios hombres para remar. Con fundamentos documentales algunos historiadores relatan que éste llegaba hasta lo que actualmente es la Merced, donde estaban algunos de sus embarcaderos (Reyes, 1991).

OBJETIVO

Evaluar el efecto del fotoperiodo en la remoción de Pb por *Lemna gibba* y en su tasa de crecimiento.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los ejemplares de *Lemna gibba* se recolectaron en el Canal Nacional, Xochimilco, DF, y se mantuvieron en estanques a la intemperie para su aclimatación en las instalaciones de la Universidad Autónoma Metropolitana, plantel Iztapalapa. Las plantas se lavaron con agua destilada antes de colocarlas en los recipientes plásticos, cada grupo contenía cinco gramos de peso fresco de *L. gibba*.

Los bioensayos se realizaron en invernadero con una intensidad lumínica de 21 μE m 2 s $^{-1}$ y un intervalo de temperatura cuyos valores extremos estuvieron comprendidos entre 20 y 30°C. Se preparó medio nutritivo Hoagland (Penningsfeld y Kurzman, 1975) a una dilución de 1/40, teniendo un volumen de 1.5 l en cada grupo con tres repeticiones, se utilizaron recipientes de plástico rectangulares

Con el objeto de definir la acción del Pb sobre el crecimiento de *L. gibba*, se efectuaron experimentos con tres repeticiones, y se incluyó un grupo testigo sin metal. El Pb se agregó en forma de nitrato de plomo [Pb(NO₃)₂].

El efecto del periodo de iluminación se midió con dos regímenes lumínicos diferentes: en luz continua (24 horas de iluminación) y con fotoperiodo de 12:12 hrs. En los recipientes con el medio nutritivo Hoagland diluido 1/40 se adicionó 30, 50, 100, 200 y 500 mgl⁻¹ de Pb, posteriormente se cuantificó el Pb en el tejido vegetal a las 24, 48, 72 y 96 horas.

La tasa de crecimiento se midió al tercer día de iniciado el experimento y hasta el día 24, obteniéndose los valores mediante la fórmula: (Porath *et al.*, 1979).

R = Ln (Wt/W0)/t

Ln = logaritmo natural

W₀ = peso fresco de la planta al tiempo 0 del tratamiento

W_t = peso fresco de la planta al final del tratamiento

t = número de días.

Cuantificación del contenido de plomo en las plantas según APHA, 1992

Los ejemplares de L. gibba se secaron en horno a 60°C. El tejido se homogenizó en un mortero de ágata y se pasó por un tamiz de 1 mm de abertura de malla. Se pesaron 0.5 g de este material, se colocaron en recipientes de teflón, se agregaron 7 ml de HNO, y se calentó hasta sequedad en horno de microondas. Posteriormente se adicionaron 2 ml de ácido perclórico (HClO₄), se calentó durante una hora, se dejó enfriar, se aforó a 25 ml con agua desionizada. La solución se filtró en papel Whatman núm. 42 y el filtrado se llevó a un volumen de 50 ml con agua destilada. Las absorbancias de Pb se obtuvieron con un espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin-Elmer, modelo 2380). Se utilizó una solución estándar Perkin Elmer para calibrar el equipo con un límite de detección de 0.02 µgl⁻¹.

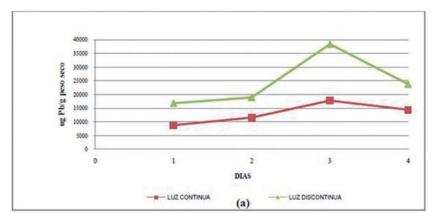
Para el análisis de los datos se utilizó la varianza (ANOVA) múltiple, con el paquete estadístico Statgraphics.

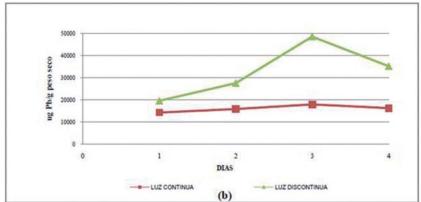
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

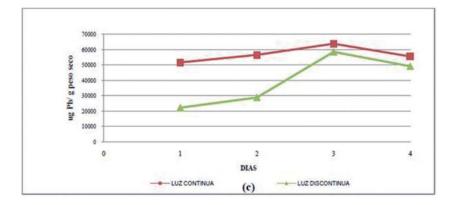
El contenido de Pb en *L. gibba* L. (figs. 1a, b, c, d y e) muestra diferencias significativas, tanto en función del tiempo F (4, 80)=3.32 (P<0.01), como en función de los tratamientos con Pb, F (5,80)=3.17 (P<0.01). Con respecto a las dos condiciones de iluminación los tratamientos también fueron significativos.

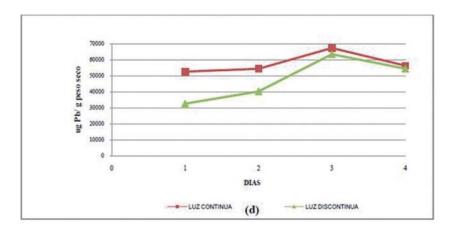
F (60, 29)=2.23 (P<0.01), a excepción de 100, 200 y 500 mgl⁻¹ en el tercer y cuarto día.

Los resultados indican que en las dos concentraciones de Pb más bajas (30 y 50 mgl⁻¹), el fotoperiodo 12/12 es más favorable para









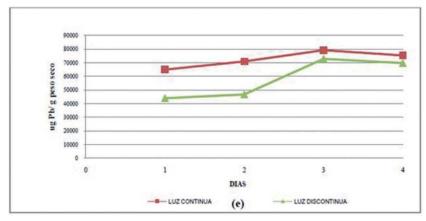


Fig. 1. Variación del contenido de Pb en *Lemna gibba* L. en los tratamientos: (a) 30 mgl⁻¹, (b) 50 mgl⁻¹, (c) 100 mgl⁻¹, (d) 200 mgl⁻¹, (e) 500 mgl⁻¹, bajo luz continua y luz discontinua.

su absorción (9405 μ gl⁻¹ más y 18 895 μ gl⁻¹ más respectivamente), mientras que en las tres restantes (100, 200 y 300 mgl⁻¹) lo fue la condición de luz continua (6600 μ gl⁻¹, 1949 μ gl⁻¹, 5587 μ gl⁻¹ más respectivamente).

Los resultados de la tasa de crecimiento bajo las dos condiciones de iluminación (continua y discontinua), (figs. 2a, b, c, d, e y f) muestran valores máximos en el día 10 del experimento, tanto en los lotes con Pb y el testigo sin Pb; con excepción del tratamiento con 500 mgl⁻¹ en luz discontinua donde se observó un decremento continuo.

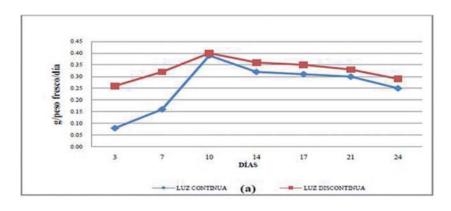
El análisis estadístico muestra diferencias significativas en el crecimiento, tanto en función de las concentraciones de Pb F (5, 132)=3.02 (P<0.01) y del tiempo F (7, 132)=2.64 (P<0.01). Con respecto a las dos condiciones de iluminación se encontraron valores significativos F (56, 87)=1.66 (P<0.01), para las concentraciones 30, 100, 200 y 500 mgl⁻¹ de Pb.

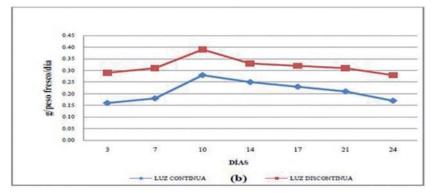
Con los resultados obtenidos en el experimento para probar la viabilidad de Lemna gibba como especie útil en la biorremediación del Pb fue posible constatar que es tolerante a este metal hasta el día cuatro, después del cual las plantas empiezan a liberar el Pb al medio. Jain et al. 1988 mencionan que el Pb es tóxico para las plantas acuáticas en concentraciones de 4 a 8 mgl⁻¹ provocando clorosis. Sin embargo, concentraciones bajas como las anteriores probadas previamente en este experimento, no provocaron clorosis para L. gibba. La viabilidad de L. gibba a la concentración de Pb en el medio usado en este trabajo fue de hasta 500 mgl⁻¹, donde ya empiezan a presentar clorosis, más allá de ésta concentración las plantas mueren en dos horas. La acumulación de Pb en las células vegetales afecta la fisiología fotosintética de la planta. Hay trabajos que reportan que los metales pesados como el Pb, Cd, Cu y Zn en altas concentraciones afectan la fijación del carbono y la permeabilidad de las membranas en *Lemna minor* L. (Filbin y Hough, 1979, Barceló *et al.*, 1988).

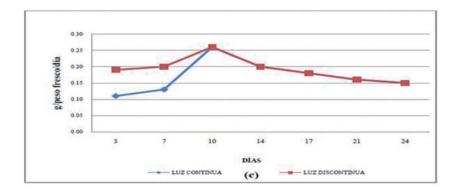
La tasa de crecimiento de *L. gibba* con los dos tratamientos con luz continua y discontinua presentaron el mismo resultado, donde al día 24 debido al agotamiento de nutrientes en el agua las plantas declinaron. Es importante señalar que aunque la tasa de crecimiento presenta máximo punto al día 10, para la absorción y acumulación en *L. gibba*, sólo llegamos al día cuatro debido a que después de éste último las plantas comienzan a liberar al medio de nuevo el Pb.

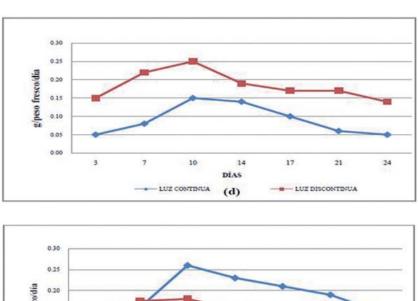
Con respecto a los regímenes lumínicos aplicados a las plantas, se observó, que la máxima absorción de Pb por *L. gibba* tuvo lugar al día tres de iniciado el experimento en ambos casos. Después de ese tiempo es recomendable que las macrófitas se cosechen, incineren y posteriormente colocar las cenizas en suelos calcáreos, de tal manera que el metal pesado quede inactivo. Se ha sugerido que se destinen terrenos aislados de zonas urbanas que sirvan de recolectores de residuos tóxicos (Kamal *et al.*, 2004).

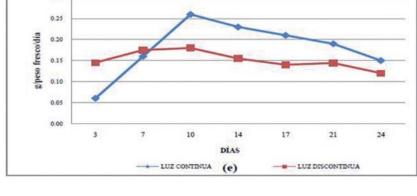
Para el uso de *L. gibba* en tratamiento de aguas contaminadas con Pb o cualquier otro contaminante se debe considerar el hecho de que esta macrófita acuática ocupa la capa superficial del agua, por lo tanto, la absorción del metal que realiza la planta (frondas y raíces) es aproximadamente en los primeros 10 cm de profundidad, razón por la cual los estanques o lagunas regula-











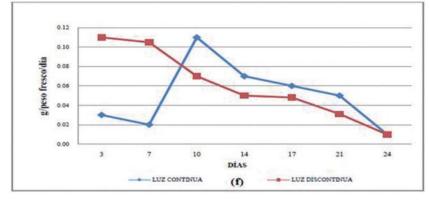


Fig. 2. Variación de la tasa de crecimiento (R), de *Lemna gibba* L. bajo diferentes concentraciones de Pb: (a) 0 mg1⁻¹, (b) 30 mg1⁻¹, (c) 50 mg1⁻¹, (d) 100 mg1⁻¹, (e) 200 mg1⁻¹, (f) 500 mg1⁻¹ bajo luz continua y luz discontinua.

doras donde sea utilizada *L. gibba* no deben tener una profundidad mayor.

CONCLUSIONES

Con base en este estudio se determinó que *Lemna gibba* es una planta tolerante a la toxicidad del plomo (Pb). El tiempo óptimo de remoción de Pb fue de tres días a partir de que *L. gibba* se puso en contacto con el Pb, después de este tiempo, es recomendable cosechar la hidrófita porque al día cuatro libera de nuevo el Pb al medio.

La condición 12/12 hrs. del fotoperiodo favoreció la absorción de Pb en concentraciones bajas como 30 y 50 mgl- 1 (9 405 µgl- 1 más y 18 895 µgl- 1 más respectivamente. Por otra parte, bajo luz continua fue en las concentraciones altas (100, 200 y 500 mgl- 1) (6 600 µgl- 1 , 1949 µgl- 1 , 5 587 µgl- 1 más respectivamente).

Con respecto a la tasa de crecimiento, las dos condiciones de iluminación arrojaron el mismo resultado, máximo crecimiento al día 10, y al día 24 las plantas necrozaron por agotamiento de nutrientes en el medio.

Los conocimientos que se derivan de este estudio, permiten optimizar el uso de *Lemna gibba* en el tratamiento terciario de aguas residuales considerando que para este trabajo se usaron 5 g de peso fresco para 1.5 l de agua con nutrientes y concentraciones conocidas de Pb.

AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen a la hidrobióloga Lauraceli Romero Ortiz por su valiosa ayuda en la edición de este trabajo.

LITERATURA CITADA

- Albert, L., 1988. *Toxicología ambiental*. Ed. Limusa, S.A., México, pp. 101-122.
- Alloway, B., 1990. *Heavy metals in soils*. John Wiley & Sons, Inc. pp. 177-196.
- APHA, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th ed., American Public Heath Association, Washington, D.C.
- Arrivallaga, C., y J. Arredondo., 1978. "Una revisión sobre el potencial de las macrófitas acuáticas en la acuacultura". *Universidad y Ciencia*, **4**: 55-67.
- Badillo, J., 1988. "Plomo". *Curso básico de toxicología ambiental*. Noriega, Ed. Limusa. México. pp. 105-121.
- Barba, L.E., 2002. "Fotorremediación en el tratamiento de aguas residuales con metales pesados". Tesis, Universidad del Valle de México. pp. 17.
- Barceló, J.; Ch. Poschenrieder, M. Vázquez, M., and B. Gunsé, 1988. "Synergism between cadmium-induced ion stress and drought". M. Özztürk MA edit. *Plant pollutants in developed and developing countries*. Ege University Press, Izmir, Turkey, pp. 529-544.
- Boyd, C.E., 1970. "Aminoacid, protein and caloric content of vascular aquatic macrophytes". *Ecology*, **51**(5): 902-906.
- CAMIMEX (Cámara Minera de México), 2007. "Manual para el manejo ambientalmente responsable del plomo". México. http://www.camimex.org.

- mx/presentaciones_sector/07_06_ Presentación%20Prensa.pdf
- Corey, G., y L. Galvao., 1989. *Plomo*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud; Organización Panamericana de la Salud y Organización Mundial de la Salud. pp. 5-11.
- Culley, D., E. Rejmankova, J. Kuet, and J. Frye., 1981. "Production, chemical quality and use of duckweeds (Lemnaceae) in aquaculture, waste management and animal feeds". *Jour. World Maricul. Society.*, 12: 27-49.
- Curtis, S., y M. Barnes., 2007. *Biología*. Editorial Médica Panamericana; 7a. ed., cap. 46.
- Elifantz, H., y E. Tel-or, 2002. "Heavymetal biosorption by plant biomass of the macrophyte *Ludwigia stolonifera*". *Water, Air, and Soil Pollution*, **141**: 207-218.
- Filbin, G., y A. Hough., 1979. "The effects of excess copper sulphate on metabolism of duckweed *Lemna minor* L." *Aquatic Botany*, **7**: 79-86.
- Fritioff, A., y M. Greger, 2006. "Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd, and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*". *Chemosphere*, **63**: 220-227.
- Heisey, R., y A. Damman, 1982. "Copper and lead uptake by aquatic macrophytes in Eastern Connecticut, U.S.A". *Aquatic Botany*, **14**: 213-230.
- Hernández, E., 2010. *Estudio de caso Pb, Cd y proyecciones para Hg.* Instituto Nacional de Ecología.

- Jain, S.; P. Vasudevan, y N. Jha, 1988. "Removal of some heavy metals from polluted water by aquiatic plants: Studies on duckweed and water velvet". *Biological Wastes*, 28: 115-126.
- Kamal, M.; A.E. Ghalya, N. Mahmouda, y R. Côté, 2004. "Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants". *Envi*ronment International, 29: 1029-1039.
- Khosravi, M.; M. Taghi Ganji, y R. Rakhshaee, 2005. "Toxic effect of Pb, Cd, Ni and Zn on *Azolla filiculoides* in the International Anzali". *Wetland Inter. Jour. Environ. Science Tech.*, **2**(1): 35-40.
- Kum, M.; N. Rai, y O. Prakash., 2007. "Bioconcentration and Phytotoxicity of Cd in *Eichhornia crassipes*". *Environ. Monitor. Assess.*, **130**: 237-243.
- Larcher, W., 1995. *Physiological Plant Ecology*. 3a. Springer. Nueva York, pp. 327-333, 424-432.
- Leblebici, Z., y A. Ahmet., 2011. "Growth and Lead Accumulation Capacity of *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza* (Lemnaceae): Interactions with Nutrient Enrichment". *Water Air and Soil Pollution*, 214:175-184.
- Lester, J., 1987. Heavy Metals in Wastewater and Sludge Treatment Processes. vols. I y II. CRC Press, Inc. Boca Ratón, Florida, U.S.A.
- Lot, A., y A. Novelo, 2004. *Iconografía* y estudio de plantas acuáticas de la Ciudad de México y sus alrededores. UNAM. México. pp. 170-173.

- Manzanares, E.; H. Vega, M. Escobar, C. Letechipía, L. Guzmán, V. Hernández, y M. Salas, 2005. "Evaluación de Riesgos ambientales por plomo en la población de Vetagrande, Zacatecas". Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Zacatecas. 51 pp.
- Miretzky, P.; A. Saralegui, y A. Fernández, 2004. "Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina)". *Chemosphere*, **57**: 997-1005.
- Nazmul, G.; H. Rahmani, P. Steven, and K. Sternberg, 1999. "Biorremoval of lead from water using *Lemna minor*". *Bioresource Technology*, **70**: 225-230.
- Panyakhan, S.; M. Kruatrachue, P. Pokethitiyook, V. Soonthornsarathoon, y U. Suchart., 2006. "Toxicity and Accumulation of Cadmium and Zinc in *Hydrocotyle umbellata*". Science Asia, 32: 323-328.
- Penningsfeld, F., y P. Kurzman, 1975. *Cultivos Hidropónicos y en Turba*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. pp. 53.
- Porath, D.; B. Hepher, y A. Koton. 1979. "Duckweed as an aquatic crop. Evaluation of clones for aquaculture". *Aquat. Bot.*, **7**: 273-278.
- Reyes, H.A., 1991. "Los canales de Xochimilco seguirán sonriendo al mundo", Rescate, México núm. 10, vol. 1, pp. 34-37.
- Rodgers, J.; D. Cherry y R. Guthrie, 1978. "Cycling of elements in duckweed (*Lemna perpusilla*) in ash settling

- basin and swamp drainage system". *Water Research.*, **12**: 765-770.
- Sánchez, O., 1979, *La Flora del Valle de México*. Editorial Herrero S. A., México. pp. 519.
- Sculthorpe, C. 1967. *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Edward Arnold (Pub.) Ltd. Londres, pp. 198-208.
- Shanti, S., Sharma, J. y P. Gaur., 1995. "Potential of *Lemna polyrrhiza* for removal of heavy metals". *Ecological Engineering*, **4**: 37-43.
- Sivaci A.; E. Elmas, F. Gümüs, y R. Sivaci, 2008. "Removal of cadmium by *Myriophyllum heterophyllum M.* and *Potamogeton crispus* L. and its effect on pigments and total phenolic Compounds". *Archives of Environ. Contam. and Toxicol.*, **54**: 612-618.
- Skinner, K.; N. Wright, y E. Porter-Goff. 2007. "Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants". *Environ. Pollution*, **145**: 234-237.
- Virendra M.; D. Tripathi, y K. Kim, 2009. "Removal and accumulation of mercury by aquatic macrophytes from an open cast coal mine effluent". *Journal of Hazardous Materials*, **172**: 749-754.
- Wang, W., 1991. "Literature review on higher plants for toxicity testing". *Water, Air and Soil Pollution*, **59**: 381-400.
- Who, G., 1995. "Environmental Health Criteria 165-Inorganic Lead". *Geneva: International Programme on Chemical Safety*, World Health Organization.

Recibido: 2 mayo 2012. Aceptado: 11 marzo 2013.