

Potencial de remoción de plomo mediante bacterias aisladas del sedimento de laguna San Juan, Ascensión, Chihuahua

Potential for removal of lead by sediment isolated bacteria from San Juan Lake, Ascension, Chihuahua

MARISELA YADIRA SOTO-PADILLA^{1,2}, DENISSE NALLELY CALDERÓN-OROZCO¹, EDITH FLORES-TAVIZÓN¹, SERGIO SAÚL-SOLÍS¹, CÉSAR EMILIO DÁVALOS-CHARGOY¹

Recibido: Octubre 26, 2016

Aceptado: Noviembre 3, 2016

Resumen

El plomo (Pb) es un metal pesado que se encuentra en el medio ambiente, el cual ha incrementado sus niveles en algunos ecosistemas debido a las actividades antropogénicas, lo que ocasiona un problema que afecta la salud humana. En la laguna San Juan, en Ascensión, Chihuahua se han realizado estudios para determinar la presencia de metales pesados, detectando principalmente plomo, entre otros. En la actualidad, la aplicación de bacterias metal resistentes ha despertado el interés en procesos de biorremediación, por lo que el objetivo de este estudio fue el aislamiento de bacterias resistentes a Pb(II) proveniente de puntos de muestreo de la citada laguna. Siete cepas presentaron características morfológicas distintas, evaluándose su resistencia y capacidad de remoción de plomo. Las cepas aisladas fueron capaces de resistir concentraciones de hasta 1200 mg/L de Pb(II) en medio líquido; los porcentajes de remoción de Pb(II) por acción de las bacterias muestran valores del 31.6 al 56.3% después de 12 horas de contacto con el medio contaminado a una concentración de 10 mg/L. Estas bacterias presentan potencial para ser aplicadas en procesos de biorremediación.

Palabras clave: metal resistente, remoción Pb(II), biorremediación.

Abstract

Lead (Pb) is a heavy metal found in the environment, its concentration levels in some ecosystems have increased due to anthropogenic activities, and this has effects in human health. Studies have been performed at the San Juan lagoon in Ascension, Chihuahua, to determine the presence of heavy metals, mainly detecting lead, among others. The application of metal resistant bacteria has aroused interest in bioremediation processes, so the aim of this study was to isolate bacteria resistant to Pb(II) from sampling points of the lagoon, 7 strains exhibited different morphological characteristics, and their resistance and capacity to remove lead, were evaluated. The isolated strains were able to resist concentrations up to 1200 mg/l of Pb (II) in liquid medium; the removal percentages of Pb (II) by action of bacteria, show values from 31.6 to 56.3%, after 12 hours of exposure with the contaminated medium at a concentration of 10 mg/l. These bacteria displayed potential to be applied in bioremediation processes.

Keywords: Resistant metal, Pb (II) removal, bioremediation.

¹ UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CIUDAD JUÁREZ. Instituto de Ingeniería y Tecnología. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Avenida del Charro núm. 450 norte. C.P. 32310. Ciudad Juárez, Chihuahua

² Dirección electrónica del autor de correspondencia: marisela.soto@uacj.mx.

Introducción

El plomo (Pb) es un metal que se encuentra de forma natural en el ambiente, pero las actividades antropogénicas han contribuido al incremento de sus niveles en algunos ecosistemas. Actividades como la minería del Pb, los procesos industriales que utilizan el Pb como materia prima, la combustión de carbón y del petróleo, entre otros procesos, contribuyen a la liberación de este metal (Schwarz *et al.*, 2012).

Estudios realizados en Ascensión, Chihuahua han demostrado la presencia de Pb en los sistemas acuáticos presentes en el lugar (Domínguez-Acosta y Gill, 2007; Rubio *et al.*, 2015). La utilización de microorganismos como biosorbentes de metales pesados ofrece una alternativa potencial a los métodos ya existentes para la detoxificación y recuperación de metales tóxicos presentes en aguas residuales industriales; de igual manera, se ha estudiado la capacidad de crecimiento y remoción de Pb por diversos organismos, presentando valores entre el 50 al 98% de remoción, dependiendo de las concentraciones y tiempos de exposición. Levaduras, hongos, algas, bacterias y cierta flora acuática tienen la capacidad de concentrar metales a partir de soluciones acuosas diluidas, y acumularlas dentro de la estructura microbiana (Cañizares, 2000; Guo *et al.*, 2010; Infante *et al.*, 2014; Pérez *et al.*, 2016). De todos los organismos vivos utilizados en la tecnología de biorremediación, las bacterias heterótrofas aeróbicas constituyen el grupo mejor estudiado, ya que los microorganismos anaerobios son generalmente menos flexibles acerca de la naturaleza del sustrato y mucho más sensibles a la presencia de metales pesados y, por lo tanto, desempeñan un mejor papel en la remoción de dicho contaminante. Además de esto, las bacterias constituyen el grupo más importante desde el punto de vista taxonómico, no sólo debido al gran número de especies y géneros existentes para la biodegradación, sino a su versatilidad metabólica (San Martín, 2011). La mayoría de las bacterias estudiadas para la biorremediación de metales se aislaron en áreas contaminadas por metales, especialmente

aguas residuales industriales y relaves de minas; algunas cepas de *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Staphylococcus* han sido reportadas en la remoción de plomo (Bojórquez *et al.*, 2016, Chandana *et al.*, 2016). El objetivo de este estudio es evaluar el potencial de remoción de plomo de las bacterias aisladas del sedimento de la laguna de San Juan, Ascensión, para su posible utilización en sistemas de biorremediación.

Materiales y Métodos

Aislamiento microbiano

El muestreo de sedimentos de la laguna San Juan, en Ascensión, Chihuahua se realizó en las coordenadas 31° 03' 28.12" N y 107° 53' 28.79" W, las muestras (15) se recolectaron en tubos Falcon de 50 mL estériles, estas fueron almacenadas en una hielera a una temperatura de 4 °C para ser transportadas al laboratorio para su posterior análisis (De Anda *et al.*, 2013). Posteriormente, se pesaron 10 g de sedimento y se incubaron a 37 °C por 21 días a 200 rpm en caldo nutritivo (DIFCO) suplementado con nitrato de plomo ($Pb(NO_3)_2$) a una concentración de 10 mg/L de Pb(II). Se tomaron muestras del medio de cultivo al tiempo 0, 3, 7, 14 y 21 días de incubación. Las muestras recolectadas se cultivaron en cajas Petri con agar nutritivo y 10 mg/L de Pb(II), para lo cual se realizaron diluciones seriadas del orden 10^6 . Se seleccionaron colonias morfológicamente diferentes para realizar su aislamiento en nuevas cajas Petri usando estría escocesa (Soto-Padilla *et al.*, 2014). Las cepas aisladas se etiquetaron de acuerdo a clave desarrollada que incluye dilución y días de incubación.

Preparación de pre inóculo

Se realizó la siembra en medio líquido (caldo nutritivo marca DIFCO) de las cepas bacterianas en matraz Erlenmeyer, los matraces se incubaron en un agitador orbital (222DS- LABNET) con una temperatura de 37 °C a 200 rpm por un periodo de 12 horas.

Resistencia y crecimiento en Pb

Se determinó la resistencia y crecimiento microbiano de las bacterias aisladas en un tiempo de 12 h a 37 °C, utilizando agar nutritivo (DIFCO) con nitrato de plomo, se evaluaron concentraciones de Pb(II) de 100, 200, 400, 600, 800, 1000 y 1200 mg/L.

Cinética de crecimiento en Pb

Los medios de cultivo (caldo nutritivo marca DIFCO adicionado con Pb(II) a una concentración de 10 mg/L) se inocularon con 10% (v/v) de pre inóculo de bacterias aisladas e incubaron en matraces Erlenmeyer. Los matraces se inocularon e incubaron en un agitador orbital (222DS-LABNET) con una temperatura de 37 °C a 200 rpm. Los experimentos se realizaron por triplicado. Para la evaluación del crecimiento microbiano se tomaron alícuotas de 3 mL del medio de cultivo en intervalos de 2 h. El crecimiento bacteriano se estimó por turbidimetría a una longitud de onda de 600 nm en el espectrofotómetro UV-Vis (Lambda 2) (Thacker *et al.*, 2007).

Cinética de remoción de Pb

Se evaluó la remoción de Pb(II), tomando alícuotas de 3 mL del medio de cultivo a intervalos de 2 h, las muestras se centrifugaron a 3000 rpm durante 15 minutos. La concentración de Pb(II) se determinó utilizando el método de espectrometría de absorción atómica (NOM-117-SSA1-1994).

Análisis estadístico

Los valores de densidad óptica del crecimiento bacteriano se analizaron por el programa estadístico Minitab16 realizando la comparación de medias por la prueba Fisher con $\alpha=0.05$; los mismos ensayos se utilizaron para comparar las cantidades Pb en el medio (Bojórquez *et al.*, 2016).

Resultados y Discusión

Se logró el aislamiento de siete cepas, donde el 57.2% de las bacterias son bacilos Gram (-) y el 42.8% presentan la forma de cocos Gram (+). Las características microscópicas de las colonias se describen en el Cuadro 1. El aislamiento bacteriano mostró que no existe una elevada presencia de microorganismos, estos resultados concuerdan con los informados por otros investigadores, donde al evaluar la carga microbiana en ecosistemas contaminados, detectaron un bajo número de aislados bacterianos, coincidiendo en la presencia de bacterias Gram negativas y Gram positivas (Lu *et al.*, 2006; Martínez *et al.*, 2010). La exposición de las bacterias a este metal pudo permitir la selección de microorganismos resistentes entre la población microbiana del ecosistema, con capacidad de tolerar sus efectos nocivos.

Cuadro 1. Caracterización de cepas aisladas de sedimentos de la laguna San Juan, Ascensión, Chihuahua.

Cepa	Forma	Tinción Gram
114001	Bacilos	Gram (-)
125303	Bacilos	Gram (-)
114300	Cocos	Gram (+)
113303	Cocos	Gram (+)
115301	Bacilos	Gram (-)
115302	Bacilos	Gram (-)
124302	Cocos	Gram (+)

La resistencia que exhibieron todas las cepas bacterianas a los iones de plomo es probablemente atribuible a la presencia de estos metales en el sedimento de la laguna San Juan. Las cepas aisladas presentaron resistencia a la presencia de 1200 mg/L de Pb(II), el comportamiento observado de los microorganismos frente al Pb(II), concuerda con lo informado de otros aislamientos ambientales realizados, donde se reportan crecimiento a 1200 mg/L de Pb(II) (Li y Ramakrishna 2011;

Zhang *et al.*, 2012). Martínez *et al.* (2010) reportan la resistencia a plomo a concentraciones menores (400 mg/L) de las cepas de bacterias aisladas en el río Almendares, explicando que la tolerancia a los metales presentada por bacterias puede estar dada por diferentes mecanismos celulares, entre estos están los que utilizan los transportadores de la membrana que expulsan al ambiente los iones metálicos, aquellos que se valen de modificaciones enzimáticas para cambiar el estado redox de estos elementos químicos y los que incorporan los iones metálicos a la célula. Debido a que en concentración de 1200 mg/L de plomo, aún se presenta crecimiento microbiano (Figura 1), se consideran bacterias resistentes y óptimas para evaluar su cinética de crecimiento y remoción de Pb(II) a una concentración de 10 mg/L.

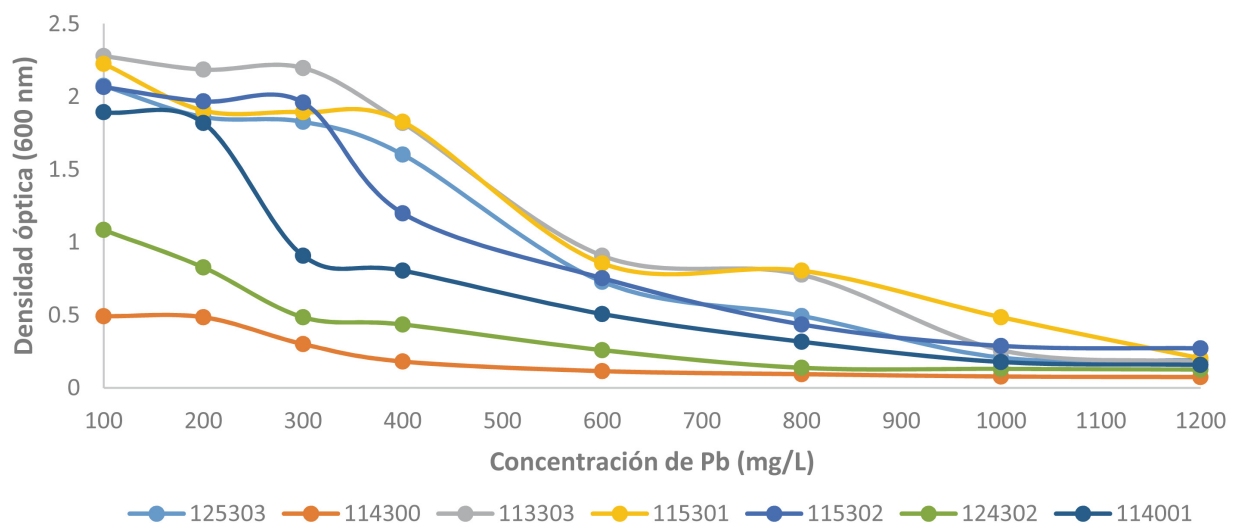
En el Cuadro 2 se muestran los valores medios y desviación estándar de la densidad óptica obtenidas a las 12 horas de crecimiento de las cuatro cepas bacterianas analizadas a 10 mg/L de Pb(II); podemos visualizar que los resultados presentados en la comparación de medias presentan valores similares entre las cepas 113303 y 125303, y la cepa 115302 presenta un mayor crecimiento a las 12 horas de incubación.

Cuadro 2. Valores medios de densidad óptica (\pm desviación estándar) presentados en el crecimiento microbiano a las 12 h.

Cepa	Densidad óptica
113303	1.4303 \pm 0.010
115301	1.5403 \pm 0.018
115302	1.6974 \pm 0.021
125303	1.4247 \pm 0.012

En la Figura 2 se observan las cinéticas de crecimiento de las cuatro cepas bacterianas a 10 mg/L de Pb(II), podemos distinguir que existe un comportamiento similar de las cepas evaluadas, observándose en la primera hora el periodo de adaptación similar entre ellas, además de valores de densidad óptica a las 12 h entre 1.43 y 1.69. Vera *et al.* (2016) reportan la remoción de plomo utilizando fitorremediación con concentraciones de 10 mg/L concentración considerada para la cinética de crecimiento experimental; en el 2010, Guo *et al.* reportan el crecimiento de la bacteria del género *Bacillus* en una concentración de 10 mg/L con valores máximos de densidad óptica de 2.3 en un tiempo de cinco horas de incubación, disminuyendo en un tiempo de 12 h; lo cual concuerda con los

Figura 1. Evaluación de crecimiento de bacterias a diferentes concentraciones de Pb(II), 600nm de longitud de onda en un tiempo de 12 h.



resultados obtenidos en cuanto al tiempo de incubación, ya que mínimamente se visualiza el decremento del valor de densidad óptica en el muestreo de 12 horas realizado en la investigación. Pérez *et al.* (2015) reportan el crecimiento de bacterias resistentes a Pb(II) por densidad óptica a 600 nm con valor máximo de 0.1 a 12 horas, resultando inferior a lo mostrado en las cuatro cepas de bacterias evaluadas.

En cinéticas de reducción de Pb(II) (Figura 3) se percibe una disminución de la concentración de plomo (%) muy similar en las cuatro cepas de bacterias evaluadas, se puede observar la disminución de la concentración de Pb(II) conforme transcurre el tiempo, logrando, a un tiempo de 12 horas, tener una concentración de 52.9% para la cepa 125303, y 43.7% para la cepa 115302 de la concentración inicial de Pb(II). Los porcentajes de remoción de Pb(II) de las bacterias muestran valores del 31.677 al

56.249% (Cuadro 3). El Cuadro 3 muestra el porcentaje que logró remover cada una de las bacterias en un lapso de 12 h, en donde la cepa bacteriana que tiene mayor capacidad de remoción de plomo es la identificada como 115302, con un porcentaje de remoción del 56.249%. La remoción de plomo por bacterias se ha considerado en varias investigaciones utilizando diferentes cepas, así como diversas concentraciones de plomo y periodos de tiempo (Selatnia *et al.*, 2004; Guo *et al.*, 2010; Becerra-Castro *et al.*, 2012; Infante *et al.*, 2014; Pérez *et al.*, 2016;); estos trabajos demuestran que la remoción de plomo se afecta con el aumento de la concentración de Pb(II). De igual manera se ha evaluado la remoción de Pb(II) con la utilización de fitorremediación, concordando con valores de 50% de remoción de las cepas bacterianas en estudio, pero diferenciando en los tiempos de remoción del Pb(II) (Amábilis-Sosa *et al.*, 2014; Vera *et al.*, 2016).

Figura 2. Cinéticas de crecimiento de bacterias resistentes a plomo en caldo nutritivo suplementado con 10 mg/L de nitrato de plomo ($Pb(NO_3)_2$).

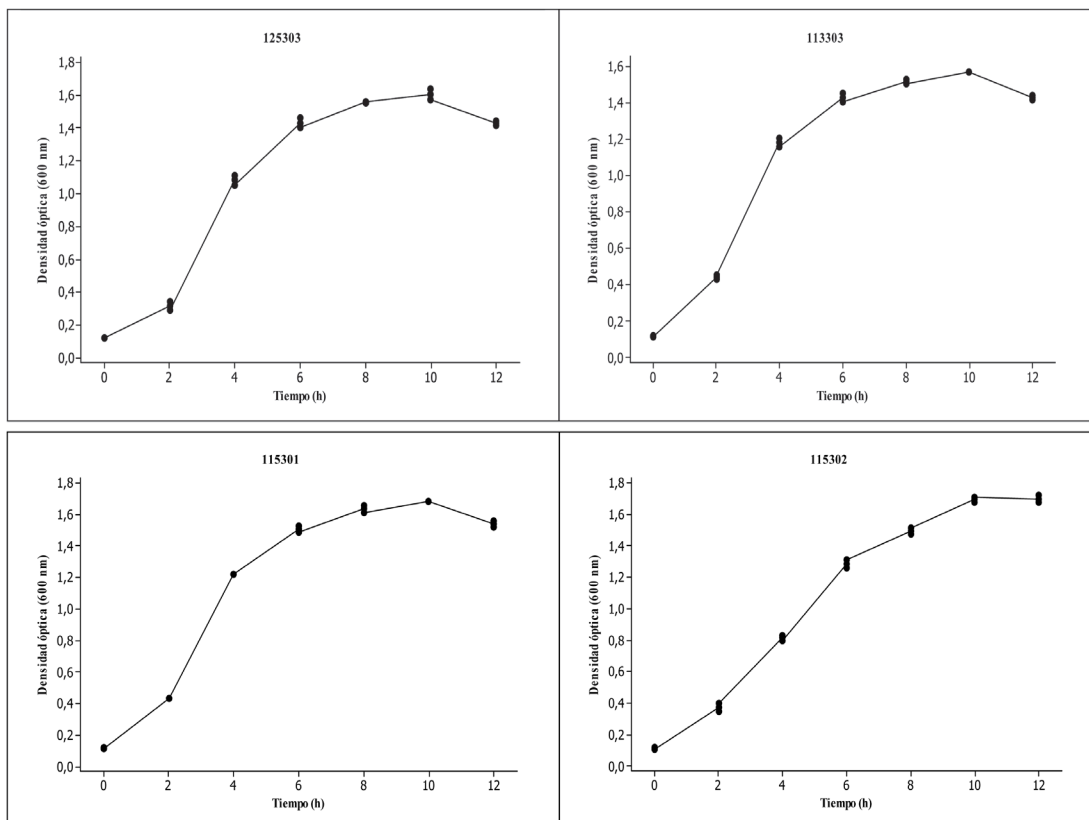
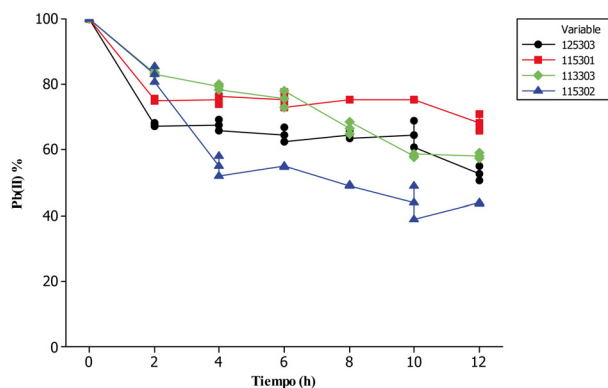


Figura 3. Concentración de Pb(II) remanente en un periodo de 12 h.



Cuadro 3. Valores medios y desviación estándar de porcentajes de remoción de Pb(II) por cepas resistentes.

Cepa	% de remoción Pb(II)
125303	47.164 ± 2.111
115301	31.677 ± 2.584
113303	41.785 ± 0.882
115302	56.249 ± 0.084

Conclusiones


Los sedimentos de la laguna San Juan, en Ascensión, Chihuahua, podemos encontrar bacterias que presentan capacidad (mayor a 50%) de remoción de plomo y resistencia hasta 1200 mg/l Pb; la cepa bacteriana etiquetada como 115302 con características microscópicas de bacilo Gram negativo presenta valores de 56.249% de remoción de Pb(II), por lo tanto, se puede emplear como agente biológico para procesos de biorremediación en suelos y/o aguas contaminadas.

Agradecimientos

Se agradece al Laboratorio de Química Ambiental de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez por el apoyo para la realización de este estudio.

Literatura Citada

- AMÁBILIS-SOSA, L., C. Siebe, G. Moeller-Chávez y M. Domínguez-De-Bazúa. 2015. Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes. *Tecnología y Ciencias del Agua* 6(2):21-34.
- BECERRA-CASTRO, C., C. Monterroso, A. Prieto-Fernández, L. Rodríguez-Lamas, M. Loureiro-Viñas, M. Acea and P. Kidd. 2012. Pseudometallophytes colonising Pb/Zn mine tailings: A description of the plant-microorganism-rhizosphere soil system and isolation of metal-tolerant bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 350-359.
- BOJÓRQUEZ, C., Frías-Espéricueta, M. G. and D. Voltolina. 2016. Removal of cadmium and lead by adapted strains of *Pseudomonas aeruginosa* and *Enterobacter cloacae*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 32(4):407-412.
- CAÑIZARES, R. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 42:131-143.
- CHANDANA, N., Laxmi, K. D. S., Reddy, P. H. P. and K. Narasimhulu. 2016. Studies on Bioremediation of Lead by Lead-resistant Microorganisms. *Journal of Applied & Environmental Microbiology* 4(5):88-92.
- DE ANDA, V. Y., G. Y. Ponce, G. M. Rosas, P. A. Vázquez y J. I. Blaz. 2013. Manual del curso teórico-práctico: Ecología Molecular: «Abriendo la Caja Negra del Ecosistema». Curso precongreso en ecología molecular en el marco del tercer congreso de bioquímica y biología molecular de bacterias. Cuatro Ciénegas de Carranza, Coahuila, México.
- DOMÍNGUEZ-ACOSTA, M. and T. E. Gill. 2007. PIXE Based Geochemical Characterization of the Pluvial Lake Palomas System, Chihuahua, Mexico. In Proc. XI Int. Conf. on PIXE and its Analytical Applications, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, PII-33.
- GUO, H., S. Luo, L. Chen, X. Xiao, Q. Xi, W. Wei, G. Zeng, C. Liu, Y. Wan, J. Chen and Y. He. 2010. Bioremediation of heavy metals by growing hyperaccumulaor endophytic bacterium *Bacillus* sp. L14. *Bioresource Technology*, 8599-8605.
- LI, K. and W. Ramakrishna. 2011. Effect of multiple metal resistant bacteria from contaminated lake sediments on metal accumulation and plant growth. *Journal of Hazardous Materials*, 531- 539.
- LU, W., J. Shi, C. Wang and J. Chang. 2006. Biosorption of lead, copper and cadmium by an indigenous isolate *Enterobacter* sp. J1 possessing high heavy-metal resistance. *Journal of Hazardous Materials B*134:80-86.
- MARTÍNEZ, A., M. Cruz, O. Veranes, M. E. Carballo, I. Salgado, S. Olivares and D. Rodríguez. 2010. Antibiotic and metals resistance in bacteria isolates from Almendares river. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 41:1-10.
- PÉREZ-CORDERO, A., Z. Barraza-Roman y D. Martínez-Pacheco. 2015. Identificación de bacterias endófitas resistentes a plomo, aisladas de plantas de arroz. *Agronomía Mesoamericana* 26(2):267-276.
- RUBIO ARIAS, H. O., L. R. Balderrama Terrazas, E. Burrola Barraza, A. Palma, G. Nelson y R. A. Saucedo Terán. 2015. Niveles de contaminación del agua potable en la cabecera municipal de Ascensión, Chihuahua, México. *Nova scientia* 7(14):178-201.
- SAN MARTÍN, Y. 2011. Bioremediation: a tool for the management of oil pollution in marine ecosystems. *Biotecnología Aplicada* 28:69-7.
- SELATNIA, A., A. Boukazoula, N. Kechid, M. Z. Bakhti, A. Chergui and Y. Kerchich. 2004. Biosorption of lead (II) from aqueous solution by a bacterial dead *Streptomyces rimosus* biomass. *Biochemical Engineering Journal* 19:127-135.

- SCHWARZ, K., S. T. Pickett, R. G. Lathrop, K. C. Weathers, R. V. Pouyat and M. L. Cadenasso. 2012. The effects of the urban built environment on the spatial distribution of lead in residential soils. *Environ. Pollut.* 163:32-39.
- SOTO-PADILLA, M. Y., C. Valenzuela-Encinas, L. Dendooven, R. Marsch, P. Gortarés-Moroyoqui and M. I. Estrada-Alvarado. 2014. Isolation and phylogenetic identification of soil haloalkaliphilic strains in the former Texcoco Lake. *Int. J. Environ. Heal R.* 24:82-90.
- THACKER, U., R. Parikh, Y. Shouche and D. Madamwar. 2007. Reduction of chromate by cell-free extract of *Brucella* sp. Isolated from Cr(VI) contaminated sites. *Bioresource Technol.* 98:1541-1547.
- VERA, A., K. Ramos, E. Camargo, C. Andrade, M. Núñez, J. Delgado, C. Cárdenas and E. Morales. 2016. Phytoremediation of wastewater with high lead content and using *Typha dominguensis* and *Canna generalis*. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia.* 39(2):88-95.
- ZHANG, W., Z. Huang, L. He and X. Sheng. 2012. Assesment of bacterial communities and characterization of lead-resistant bacteria in the rhizosphere soils of metal-tolerant *Chenopodium ambrosioides* grown on lead-zinc mine tailings. *Chemosphere* 87:1171-1178. 

Este artículo es citado así:

Soto-Padilla, M. Y., D. N. Calderón-Orozco, E. Flores-Tavizón, S. Saúl-Solís, C. E. Dávalos-Chargoy. 2016. Potencial de remoción de plomo mediante bacterias aisladas del sedimento de laguna San Juan, Ascensión, Chihuahua. *TECNOCENCIA Chihuahua* 10(3):161-167.

Resumen curricular del autor y coautores

MARISELA YADIRA SOTO PADILLA. Profesor-Investigador Titular B, Tiempo Completo en la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ). Participa como profesor en los programas de Licenciatura en Ingeniería Ambiental y Maestría en Estudios y Gestión Ambiental en el Instituto de Ingeniería y Tecnología de la UACJ. Tiene el grado de Doctor en Ciencias con Especialidad en Biotecnología; Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y la Licenciatura en Ingeniero en Biotecnología por el Instituto Tecnológico de Sonora. Sus líneas de investigación principales son el estudio de la contaminación en matrices ambientales y aplicación de microorganismos en procesos de biorremediación. Ha desarrollado proyectos de Investigación financiados por PRODEP.

DENISSE NALLELY CALDERÓN OROZCO. Estudiante de la Maestría de Ingeniería Ambiental y auxiliar de laboratorio de química en la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ). Realiza apoyo en investigación concerniente a procesos de biorremediación.

EDITH FLORES TAVIZÓN. Profesor-Investigador Titular C, Tiempo Completo en la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ). Participa como profesor en los programas de Licenciatura en Ingeniería Ambiental, Maestría en Estudios y Gestión Ambiental y en el Doctorado en Ciencias en Ingeniería en el Instituto de Ingeniería y Tecnología de la UACJ. Fungió como coordinadora del Doctorado en Ciencias en Ingeniería del 2012 al 2014. Actualmente participa como Consejera Universitaria en la UACJ. Pertenece al Sistema Nacional de Investigadores (SNI), Nivel 1 y cuenta con el perfil PRODEP. Tiene el grado de Doctor en Ciencias y Tecnología Ambiental, por el Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S.C. (CIMAV), Unidad Chihuahua, la Maestría en Ingeniería Ambiental por el Tecnológico de Durango, y la licenciatura como Ingeniero Bioquímico en el mismo Instituto. Realizó una estancia Posdoctoral en la Universidad de Texas en El Paso (UTEP) en el Departamento de Química. Sus líneas de investigación principales son el tratamiento de aguas residuales mediante fitoremediación, humedales construidos, producción de algas para remoción de contaminantes, producción de energías alternativas y nanotecnología. Ha impartido conferencias en temas relacionados con la remoción de contaminantes del agua. Ha desarrollado proyectos individuales y en participación con centros de investigación financiados por CONACYT, PRODEP y el sector industrial.

SERGIO SAÚL SOLÍS. Profesor-Investigador Titular C, Tiempo Completo en la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ). Participa como profesor en los programas de Licenciatura en Ingeniería Ambiental y Maestría en Estudios y Gestión Ambiental en el Instituto de Ingeniería y Tecnología de la UACJ. Tiene el grado de Doctor of Philosophy por The University of Sheffield en el Reino Unido; la maestría en Master of Science in Invironmental Engineering por la Universidad de Texas en El Paso, Estados Unidos. Sus líneas de investigación principales son el estudio de la contaminación en matrices ambientales. Ha desarrollado proyectos individuales de investigación financiados por CONACYT y PRODEP.

CÉSAR EMILIO DÁVALOS CHARGOY. Profesor-Investigador de Tiempo Completo en la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ). Participa como profesor en los programas de Licenciatura en Ingeniería Civil y Maestría en Ingeniería Civil en el Instituto de Ingeniería y Tecnología de la UACJ. Coordinador de la Maestría en Ingeniería Civil. Tiene el grado de Doctor en Análisis Estructural por la Universidad Politécnica de Cataluña, España; la Maestría en Ciencias con especialidad en Ingeniería y Administración de la construcción por el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, la licenciatura como Ingeniero Civil por el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Monterrey.