

Jonatan Torres Pérez
(Coordinador)

UACJ



*Ciencia en la frontera:
revista de ciencia y tecnología
de la Universidad Autónoma
de Ciudad Juárez*

DIRECTORIO
Ricardo Duarte Jáquez
Rector

David Ramírez Perea
Secretario General

Manuel Loera de la Rosa
Secretario Académico

Luis Enrique Gutiérrez Casas
*Coordinador General de
Investigación y Posgrado*

Daniel Constandse Cortez
Director del ICB

Alejandro Martínez Martínez
Jefe del Departamento de Ciencias Químico Biológicas

Ramón Chavira Chavira
*Director General de Difusión
Cultural y Divulgación Científica*

CONSEJO EDITORIAL
Daniel Constandse Cortez
Director General

Jorge Alberto Pérez León
Coordinador Editorial

COMITÉ EDITORIAL

Dra. Rosalía Del Carmen Castelan Vega
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Dr. Jonatan Torres Pérez
Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

Dr. Gilberto Velasquez Angulo
Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

Dr. Ignacio Villanueva Fierro
Instituto Politécnico Nacional (Ciudad Durango)

Dra. María Guadalupe Tenorio Arvide
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Dr. Arturo Colín Cruz
Universidad Autónoma del Estado de México

Dr. Stefan Waliszewski Kubiak
Universidad Veracruzana

Dr. José Víctor Tamariz Flores
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Dr. José Mariano Rigoberto Montiel G.
Universidad Autónoma de Tlaxcala

Dr. Jesús Jasso Mata
Colegio de Postgraduados (Campus Montecillo)

Dr. Toutcha Lebgue Keleng
Universidad Autónoma de Chihuahua

Dr. Javier Arece García
Estación Experimental Indio Hatuey

Dr. Alfonso Hinojosa Cuéllar
Universidad Popular de la Chontalpa

Dra. Irene Carrillo Saucedo
Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

Dr. Alejandro Martínez Martínez
Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

**DEPARTAMENTO DE CIENCIAS QUÍMICO BIOLÓGICAS,
INSTITUTO DE CIENCIAS BIOMÉDICAS**

Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ / Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Coordinación General de Investigación y Posgrado. Vol. 12. (2014). Ciudad Juárez, Chih.: UACJ, 2014. v. ; 21 cm. Seriado.

Apoyado con Recursos PIFI

Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ Vol. XII, núm. 1, 2014, es una publicación semestral editada por la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, a través del Instituto de Ciencias Biomédicas y de la Coordinación General de Investigación y Posgrado del ICB y el Departamento de Ciencias Básicas. Editor responsable: Luis Fernando Plenge Tellechea. Reserva al uso exclusivo otorgada por INDAUTOR Núm. 04-2013-03221300-5400-102 y el ISSN 2007-042X. Publicidad, anuncios y suscripciones, dirigirse a: *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*, Heroico Colegio Militar 3775, 32310, Ciudad Juárez, Chihuahua, México. Tel. (656) 688 18 85. Copyright © UACJ. Esta obra se terminó de imprimir en diciembre de 2013 en los talleres de la Imprenta Universitaria, Edificio R, Campus ICB, Av. Hermanos Escobar y Av. Plutarco Elías Calles. C.P. 32310, Ciudad Juárez, Chihuahua, México. Tiraje: 100 ejemplares.

Los manuscritos propuestos para publicación en esta revista deberán ser inéditos y no haber sido sometidos a consideración a otras revistas simultáneamente. Al enviar los manuscritos y ser aceptados para su publicación, los autores aceptan que todos los derechos se transfieren a *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*, quien se reserva los de reproducción y distribución, ya sean fotográficos, en micropelícula, electrónicos o cualquier otro medio, y no podrán ser utilizados sin permiso por escrito de *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*; véase, además, notas para autores.

Permisos para otros usos: el propietario de los derechos no permite utilizar copias para distribución en general, promociones, la creación de nuevos trabajos o reventa. Para estos propósitos, dirigirse a: *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*, correo electrónico: fplenge@uacj.mx

CONTENIDO

Agua potable, alcantarillado y saneamiento en México:

avances, retos, y desequilibrios

Jorge A. Salas Plata Mendoza

Héctor Quevedo Urías

Angelina Domínguez Chicas

Óscar F. Ibáñez Hernández9

Estabilización de elementos potencialmente tóxicos en residuos de mina por aplicación de roca fosfórica y vermicomposta

Rogelio Carrillo-González

Aracely Maldonado-Torres

Ma. del Carmen A. González-Chávez

Jaime Cruz Díaz.....15

Metodología para determinación de la cobertura de nubes

Bluhm Gutiérrez, Jorge

Núñez Peña, Ernesto P.

Escalona Alcázar, Felipe de Jesús

Valle Rodríguez, Santiago

Valdez Romero, Eduardo.....27

Evaluación de parámetros físico químicos y contenido de metales en sedimentos de la Laguna de Bustillos en Chihuahua, México

Rey Manuel Quintana Martínez

Gilberto Soto Chacón

Héctor Rubio Arias

José Roberto Espinoza Prieto

Celia Holguín Licón

Javier Camarillo Acosta37

Inducción de daño al ADN por Aflatoxina B₁ en células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba* var. *minor*

Juana Sánchez-Alarcón

Ana Patricia Pérez-Lara

Guadalupe Tenorio-Arvide

Youjun Deng

Sandra Gómez-Arroyo

Ana Rosa Flores-Márquez

Rafael Villalobos-Pietrini

Rafael Valencia-Quintana47

Potencial ornamental de especies autóctonas en la Sierra Norte de Puebla como alternativa sustentable

Rolando Rueda

Mercedes Cortés

Rogelio Vázquez

Jenaro Reyes

María del Consuelo Flores

Miriam Romero

Mario Luna55

ABSTRACTS

Water, sewer and sanitation in Mexico: progress, challenges, and disparities*Jorge A. Salas Plata Mendoza**Héctor Quevedo Urías**Angelina Domínguez Chicas**Óscar F. Ibáñez Hernández*..... 9

The water supply is closely related to the budget and the governmental policies of a country. Looking for strategies that Mexico should take to accomplish the Millennium Development Goals Program of the UN agreements between water supply and investment policies in Mexico are described and analyzed in this paper. Statistical information from the National Water Commission (CNA), regarding federal investments for water supply in Mexico, such as coverage in drinking water, sewerage and sanitation, is thoroughly analyzed. Non-linear regression functions and trends that could be applied from now on until the year 2015 were obtained. Results indicate that although investments during the past decade have increased significantly, reflecting the concern of the Federal Government to deal with the lags in water supply in Mexico, strategies to achieve a steady and harmonious public water policy are still needed.

Stabilization of potentially toxic elements in mine wastes by rock phosphate and vermicompost addition*Rogelio Carrillo-González**Aracely Maldonado-Torres**Ma. del Carmen A. González-Chávez**Jaime Cruz Díaz*..... 15

One of the main challenges for control of the pollution is to reduce the availability of potentially toxic elements (PTE) using economical procedures in mine residues, which contain a sort of elements. Under controlled condition, short time batch experiments were carried out in order to deplete the availability of PTE in mine wastes from Zimapan, Hidalgo. Three amendments: rock phosphate; the mixture of rock phosphate with calcium carbonate (CaCO_3), and vermicompost, were applied to the wastes. Concentrations of PTE were measured after equilibrating the amended waste by atomic absorption spectrophotometer technique. A decrease of cadmium (Cd) and zinc (Zn) concentrations was observed after the application of the amendments. Available arsenic (As) declined only after the addition of vermicompost. Copper (Cu) concentration was depleted with the combination of rock phosphate and calcium carbonate. Taking into account the efficiency of PTE reduction the amendments could be ordered as follows: vermicompost, phosphate rock and phosphate rock combined with calcium carbonate.

Key words: Stabilization, Adsorption, and Chemical amendments

Methodology for determination of the cloud cover*Bluhm Gutiérrez, Jorge**Núñez Peña, Ernesto P.**Escalona Alcázar, Felipe de Jesús**Valle Rodríguez, Santiago**Valdez Romero, Eduardo*..... 27

The objective was estimate the cloud cover daily average (C_L) based on data of the automatic weather station Villajoyosa, Alicante, Spain. Had 2090 daily records, were collected in the period from 01/01/2000 to 09/20/2005. It proposed a methodology for estimating the value of C_L since automatic stations do not record this parameter, usually obtained by direct expert observation. The results were found in an 88.18% within the validity interval ($0 \leq C_L \leq 1$), whereas the effectiveness of the approach is considered good. The obtained values are used to calculate the flow of energy from radiation long-wave and short wave to bodies of freshwater systems (such as lakes and reservoirs).

Key words: Cloud cover, automatic station, energy flow

Evaluation of physical-chemical parameters and metals content in sediments of Laguna de Bustillos in Chihuahua, México*Rey Manuel Quintana Martínez**Gilberto Soto Chacón**Héctor Rubio Arias**José Roberto Espinoza Prieto**Celia Holguín Licón**Javier Camarillo Acosta*..... 37

The Laguna de Bustillos is a priority aquatic system in the state of Chihuahua. The objective of this research was to determine the amount of heavy metals and evaluate parameters such as pH, electrical conductivity (EC) and granulometry in Laguna de Bustillos sediments. A total of 56 sediment samples were collected, as a result of four sites; Anahuac, Cuauhtémoc, Ejidos and Campos Menonitas, with two depths per site 0-15 and 15-30 cm. The following elements were quantified As, B, Cd, and Cr, in an Atomic Emission Spectrometer Inductively Coupled Plasma (ICP-OES). The results were compared with standards already established by Mexican and U.S. laws as well as Canadian regulations. The result of the initial hypothesis (difference of sites and depths) was significant only for the sites ($P < 0.05$). The mineral elements exceeded the standards for sediments; As (15.7 ± 1.7 mg k⁻¹; Campos Menonitas), B (19.3 ± 2.2 mg k⁻¹; Anáhuac), Cd (1.2 ± 0.23 mg k⁻¹; Anáhuac) and Cr (46.15 ± 2.5 mg k⁻¹; Cuauhtémoc). The determined granulometry was mostly clay (38.5%). The average of pH was for Cuauhtémoc 9.1 ± 0.15 ; for Anáhuac 9.06 ± 0.16 ; for Ejidos 8.6 ± 0.1 and for Campos Menonitas 8.6 ± 0.12 . The mean of EC was for Anáhuac 0.39 ± 0.09 mS cm⁻¹; for Cuauhtémoc 0.37 ± 0.07 mS cm⁻¹; for Ejidos 0.20 ± 0.034 mS cm⁻¹ and for campos

menonitas 0.15 ± 0.019 mS cm⁻¹. The concentrations of some elements were in levels that could damage the ecology of the area in the medium and long term.

Key words: Heavy metals, Bustillos, sediments, metalloids, physical-chemical

Induction of DNA damage by Aflatoxin B₁ in meristematic cells of the root of *Vicia faba* var. *minor*

Juana Sánchez-Alarcón

Ana Patricia Pérez-Lara

Guadalupe Tenorio-Arvide

Youjun Deng

Sandra Gómez-Arroyo

Ana Rosa Flores-Márquez

Rafael Villalobos-Pietrini

Rafael Valencia-Quintana 47

Aflatoxins are secondary metabolites produced by some species of *Aspergillus*. Aflatoxin B₁ (AFB₁) is the most powerful toxin found to date and shows mutagenic, carcinogenic and teratogenic effects. At present the use of clay has been widely distributed as decontamination mechanism. Similarly, it has been shown that the nixtamalization of corn can destroy a high percentage of AFB₁. The aim of this study was to evaluate the genotoxic effects induced by AFB₁ in root meristem cells of *Vicia faba*, through the micronucleus test and comet assay, and subsequently to demonstrate the efficiency of combine the nixtamalization process and the use of clays in removing AFB₁ in contaminated corn. The mycotoxin was able to cause DNA damage in the tests used, although no concentration-effect relationship was found.

Key words: AFB₁, micronuclei, comet assay, *Vicia faba*

Ornamental potential of native species in the Sierra Norte of Puebla as sustainable alternative

Rolando Rueda

Mercedes Cortés

Rogelio Vázquez

Jenaro Reyes

María del Consuelo Flores

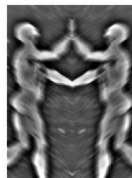
Miriam Romero

Mario Luna 55

The study was conducted in the Chalchiuitl, Cuahuitzoc and Cacalotepetl hills of Caxapotla community, located in the Sierra Norte of Puebla. Transects were established using ArcView Gis software version 3.2 in the topographic map (1:50 000) which were geo-referenced in the field using a GPS. 3 samples were collected at flowering and/or fructification stage of species that exhibit ornamental potential for its beauty. Among the most promising families include the *Bromeliaceae* family with *Tillandsia* as genus more repre-

sentative; the *Asteraceae* family with *Bartlettina sordida* and *Telanthophora grandifolia* var. *Grandifolia* genera to use for flowerpots. The *Heliconaceae* family with *H. Schiedeana Klotzsch* and *H. bourgaeana Petersen* are species with potential use for gardening.

Key words: vegetation, natural resources, flora.



ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

Agua potable, alcantarillado y saneamiento en México: avances, retos, y desequilibrios

Jorge A. Salas Plata Mendoza;^{1*} Héctor Quevedo Urías;² Angelina Domínguez Chicas;³
Óscar F. Ibáñez Hernández⁴

RESUMEN

La inversión económica y las coberturas en agua potable, alcantarillado y saneamiento en México reflejan el crecimiento económico del país y las políticas del gobierno federal para dotar de estos servicios elementales a la población. En este trabajo se describen y analizan los avances y desequilibrios en la materia a escala nacional y se plantean algunos retos. Se utilizaron los datos de inversiones y cobertura de servicios de la Comisión Nacional del Agua (CNA) de las estadísticas de 2012, y se elaboraron gráficas de funciones de regresión para observar las tendencias hasta el año 2015, fecha límite del programa Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), de la ONU. La inversión en la década pasada aumentó significativamente y refleja la preocupación del gobierno federal por atender los rezagos en la materia aunque aún no se aprecia una política pública sostenida y armónica.

I. INTRODUCCIÓN

En México, el uso del agua no corresponde con la distribución geográfica de este recurso natural. Esto ha ocasionado que las dinámicas económica y poblacional enfrenten serias dificultades. Con una población de aproximadamente 100 millones de habitantes a principios de la década pasada, en México un 75% de estos vivían en área urbanas y

un 25% en áreas rurales (CNA, 2012). Para el año 2006, el suroeste del país ocupaba el 20% del territorio y contribuía con el 10% al Producto Interno Bruto (PIB), mientras recibía más de la mitad de la precipitación pluvial. Por otro lado, el norte del país, con una superficie del 30%, contribuía aproximadamente con un 30% al PIB, y recibía sólo el 4% de la precipitación anual. La zona centro de

1 *Autor para correspondencia. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ); Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Instituto de Ingeniería y Tecnología de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ). Av. Del Charro 610 Nte. Partido Romero C.P. 32310. Teléfono y fax: 656-688-4800; jsalas@uacj.mx.

2 Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciencias ambientales.

3 Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciencias ambientales.

4 Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Política y Ciencias ambientales.

México, con una precipitación del 11%, contribuía con el 55% del PIB (Wilder y Romero, 2006). Los usos del agua señalan que para esas fechas la agricultura utilizaba el 80% de la demanda de agua, y empleaba el 21% de la población económicamente activa. Los usos públicos y urbanos consumían el 12% del suministro y la industria el 8% (CNA, 2001). Debido a estas asimetrías, el Estado tiene una gran responsabilidad en la planeación de este recurso natural en México. Las cifras recientes de las inversiones totales, así como las coberturas de los servicios en agua potable, alcantarillado y saneamiento en México, reflejan las dinámicas del crecimiento económico del país y las políticas del gobierno federal para dotar de estos servicios elementales a la población. En este artículo se aborda el tema de las inversiones del gobierno mexicano en el llamado subsector de agua potable, alcantarillado y saneamiento, con un enfoque nacional, dejando para futuras entregas el tema de las inversiones en el campo y las ciudades.

I.1 OBJETIVO

El objetivo es describir y analizar los avances y desequilibrios en las inversiones y coberturas en el subsector y plantear algunos retos en la materia.

II. METODOLOGÍA

Se utilizaron los datos de inversiones y cobertura de servicios de la Comisión Nacional del Agua (CNA), de las Estadísticas de 2012 (SEMARNAT, 2012) para su análisis, y se elaboraron gráficas de funciones de regresión para observar las tendencias hasta el año 2015 en que se termina la iniciativa de la ONU llamada Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), la cual consiste en reducir a la mitad el déficit de cobertura para el 2015, a partir del año 2000. Los datos de inversiones y coberturas se ajustaron a curvas de regresión. Una vez ajustada la función de regresión a la nube de observaciones, se dispuso de una medida de la bondad del ajuste que permitió decidir si la ecuación fue suficiente o si se debieron buscar modelos alternativos.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados principales de la inversión total, así como la evolución de la cobertura nacional de agua potable, alcantarillado, agua desinfectada y tratamiento de aguas residuales. Se incluye en el estudio el tema del número de casos de enfermedades hídricas.

III.1 INVERSIONES TOTALES

En México, de acuerdo con la CNA, se invirtieron US\$ 1.4 mil millones (14.7 mil millones de pesos mexicanos, considerando que 1 peso mexicano = 0.09276 dólares estadounidenses al 31 de diciembre de 2006), que son US \$13 per cápita en el sector urbano de agua potable y saneamiento en 2006. Comparado con las inversiones entre 1996 y 2002, que eran de entre 3.7 y 5.5 dólares, esto significa un aumento notable (ver Figura 1). Sin embargo, el nivel de inversiones a partir de los años 90 era más alto (CNA, 2007).

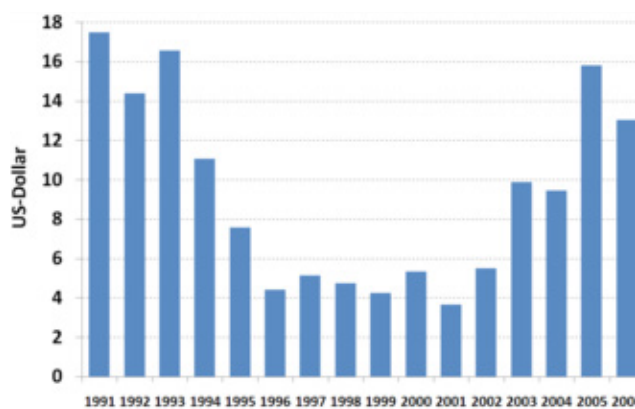


Figura 1. Inversión mexicana per cápita en el sector de agua potable y saneamiento entre 1991 y 2006 en dólares estadounidenses de 2006. Fuente: Conagua, 2006.

Las inversiones totales en agua potable, alcantarillado y saneamiento en el periodo del presente estudio, 2002-2012, fueron en aumento con una disminución en el año 2006 (ver Cuadro 1 y Figura 2). Estas inversiones alcanzaron en el 2011 el promedio reportado para este tipo de inversiones en 20 países encuestados por la UNICEF en el 2010 y que corresponde al 0.38% del PIB.

Año	Inversión en el subsector en millones de pesos	PIB en miles de millones de pesos	Relación inversión/ PIB	Encuesta Unicef 2010
2002	10419.0	7564.27	0.14	
2003	12433.5	7551.55	0.16	
2004	13489.4	7614.16	0.18	
2005	21607.3	7716.74	0.28	
2006	15728.5	8025.09	0.20	
2007	21517.4	8276.29	0.26	
2008	26319.8	8665.33	0.30	
2009	30247.0	8980.18	0.34	
2010	31501.0	9087.09	0.35	0.38
2011	37474.9	8546.05	0.44	

Cuadro 1. Inversiones totales en agua potable, alcantarillado y saneamiento 2002-2011. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores.

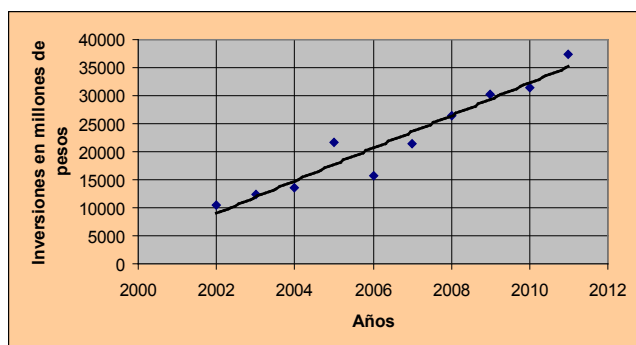


Figura 2. Inversiones totales en el subsector. Fuente: SEMARNAT, 2012; adaptado por los autores.

III.2 AGUA POTABLE

A nivel nacional, de 1990 al 2000, se mantuvo un nivel constante de crecimiento en la cobertura. En este documento se estimó el ODM en un 93.9% contra una proyección del 89.3%, ver Cuadro 2 y Figura 3. No se cumplen los objetivos.

Año	Cobertura	Pronóstico cobertura agua potable	Meta ODM
1990	78.4		
1995	84.6		
2000	87.8		
2005	89.2		
2010	91.2		
2015		89.3	93.9

Cuadro 2. Porcentaje de cobertura de agua potable a nivel nacional 1990-2010. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores.

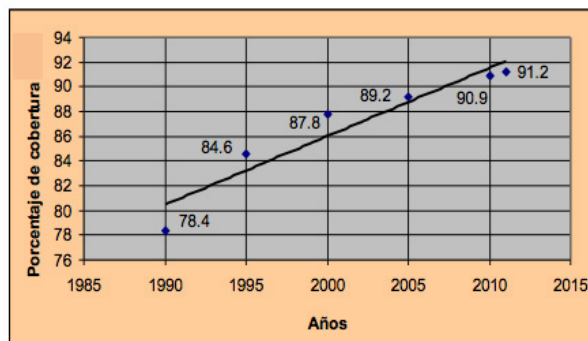


Figura 3. Porcentaje de cobertura de agua potable a nivel nacional 1990-2011. Fuente: SEMARNAT, 2012; adaptado por los autores

III.3 ALCANTARILLADO

El alcantarillado es otro de los rubros que ha presenciado un enorme crecimiento en el país. La proyección del presente estudio lo sitúa en un 92.4% de cobertura, siendo este un título en el que se cumplirán los ODM de 88.1% (ver Cuadro 3 y Figura 4).

Año	Porcentaje de cobertura	Pronóstico cobertura de alcantarillado	Meta ODM
1990	61.5		
1995	72.4		
2000	76.2		
2005	85.6		
2010	89.9		
2015	95.3	92.4	88.1

Cuadro 3. Porcentaje de cobertura de alcantarillado a nivel nacional 1990-2010. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores.

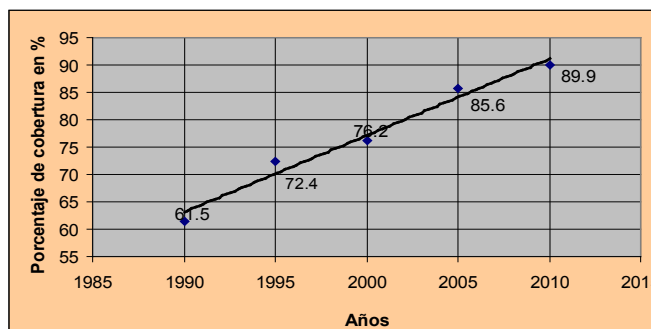


Figura 4. Porcentaje de cobertura de alcantarillado a nivel nacional 1990-2010. Fuente: SEMARNAT, 2012; adaptado por los autores.

III.4 AGUA DESINFECTADA

Las coberturas de desinfección mostraron avances y se espera, de acuerdo con las proyecciones, que ésta haya alcanzado un 100% para el año 2012 (ver Cuadro 4 y Figura 5).

Año	Cobertura de agua desinfectada	Pronóstico cobertura de agua desinfectada	Meta ODM
1991	84.5		
1992	92.7		
1993	95.0		
1994	96.0		
1995	94.1		
1996	94.6		
1997	94.9		
1998	93.4		
1999	92.7		
2000	94.4		
2001	95.8		
2002	94.6		
2003	95.4		
2004	95.9		
2005	95.9		
2006	96.0		
2007	96.2		
2008	96.7		
2009	97.1		
2010	97.4		
2011	98.4		
2012	99.4		
2015		100.0	97.3

Cuadro 4. Porcentaje de cobertura de agua desinfectada a nivel nacional, 1990-2010. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores

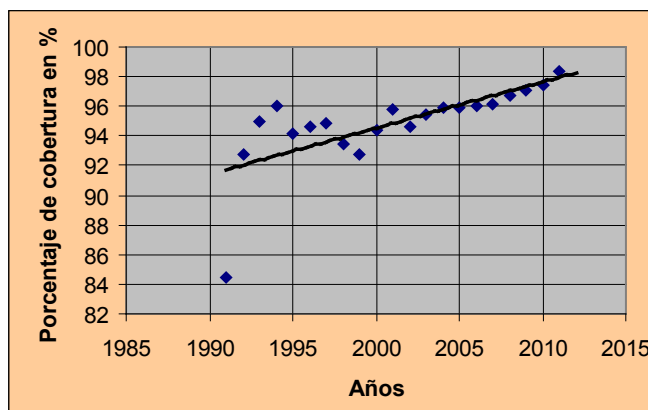


Figura 5. Porcentaje de cobertura de agua desinfectada a nivel nacional 1990-2012. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores.

III.5 ENFERMEDADES INFECCIOSAS DEL APARATO DIGESTIVO

Aunque los avances en el subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento son evidentes, estos no tienen su contraparte en el combate a las enfermedades de origen hídrico, ya que se ha presentado un aumento constante de dichas enfermedades a partir del 2009, con una proyección que puede alcanzar, de no tomarse las medidas pertinentes, cerca de los 8 millones de casos por año en el 2015. Siguiendo el criterio de la ONU para el año 2012 debería estar por el orden de 3 415 815 casos por lo que en este rubro no solo no se acercaría al ODM, sino que se presenta un grave retroceso (ver Cuadro 5 y Figura 6).

Año	Número de casos	Pronóstico	Meta ODM
2002	6831630		
2003	6191011		
2004	5591869		
2005	5912952		
2006	5765081		
2007	5533670		
2008	5500546		
2009	5564841		
2010	5705412		
2011	5995004		
2015		7 943 282	3 415 815

Cuadro 5. Casos registrados de enfermedades infecciosas del aparato digestivo a nivel nacional, 2002-2011. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores.

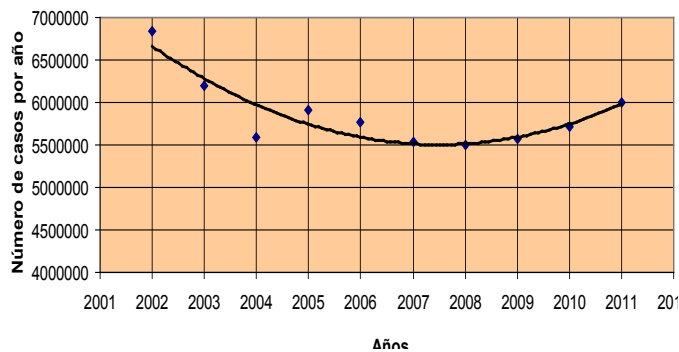


Figura 6. Casos registrados de enfermedades infecciosas del aparato digestivo a nivel 2002-2011. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores

III.4.1 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

La cobertura de tratamiento de aguas residuales alcanzará un 62.6% para el año 2015 por encima del 61.5% de los ODM, por lo que será este un rubro en el que aún se empieza a superar el rezago (ver Cuadro 6 y Figura 7).

Año	Cobertura	Pronóstico cobertura tratamiento de aguas residuales	Meta ODM
2000	23.0		
2001	25.2		
2002	27.7		
2003	29.7		
2004	31.5		
2005	35.0		
2006	36.1		
2007	38.3		
2008	40.2		
2009	42.1		
2010	44.8		
2011	46.5		
2012			
2013			
2014			
2015		62.6	61.50

Cuadro 6. Porcentaje de cobertura de tratamiento de aguas residuales a nivel nacional 1990-2011. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores

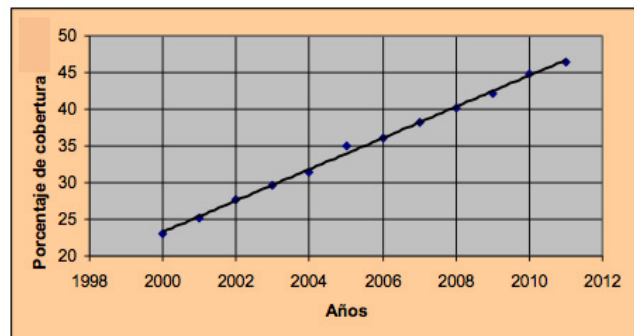


Figura 7. Cobertura de tratamiento de aguas residuales a nivel nacional 2000-2011. Fuente: Semarnat, 2012; adaptado por los autores

El Cuadro 7 resume los rubros y sus avances en relación con los ODM, destacando las enfermedades de origen hídrico y por agua potable, que se encuentran por debajo de dichos objetivos.

	Cifra de 2002	ODM	Proyección	Cumplimiento
Agua potable (%)	87.8	93.6	89.3	No se cumple
Alcantarillado (%)	76.2	88.1	92.4	Se cumple
Tratamiento de aguas residuales (%)	27.7	61.5	62.6	Se cumple
Desinfección agua (%)	94.4	97.3	100	Se cumple
Casos de enfermedades hídricas	6 831 630	3 415 815	7 553 154	No se cumple

Cuadro 7. Resumen de los avances de los rubros del subsector con relación a los criterios de los ODM.

IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las inversiones totales en el subsector de agua potable, alcantarillado y saneamiento aumentaron significativamente en la década pasada. Los pronósticos elaborados en el presente estudio apuntan a que se mantendrán los aumentos en dichas tasas de inversión, superando para el 2015 la media del 0.38% del Producto Interno Bruto (PIB) que los gobiernos invierten en promedio en agua potable, alcantarillado y saneamiento. Las variaciones de la inversión anual obedecen a ajustes que nunca han sido explícitos para la sociedad, pero que revelan que el financiamiento en este subsector no ha sido constante ni obedece a un proceso de planeación democrática, ya que, siendo el tema del agua un asunto de seguridad nacional, no ha recibido el mismo trato que otros asuntos de seguridad. Sin embargo, se aprecia un esfuerzo de los gobiernos federal, estatal y municipal por alcanzar los ODM.

En cuanto al servicio de alcantarillado, todo indica que se alcanzarán las metas, aunque el déficit

con relación al 100% de cobertura significa que 6.4 millones de habitantes, respectivamente, estarán para el 2015 aún sin estos servicios.

El número de casos de enfermedades de origen hídrico y la cobertura de agua potable se encuentran por debajo de la ODM. El aumento en las inversiones del subsector refleja la preocupación de los tres niveles de gobierno por atender los rezagos en la materia, pero aún no se aprecia una política sostenida y armónica. Se recomienda llevar a cabo una investigación para conocer el grado de correlación entre la incidencia de estas enfermedades y el bajo porcentaje de cobertura de tratamiento de aguas residuales en el país.

BIBLIOGRAFÍA

1. Wilder, M., y Romero, P. (2006). "Paradoxes of decentralization: water reform and social implications in Mexico". *World Development*. 11, 1977-1995.
2. Comisión Nacional del Agua (2001). *Plan Nacional Hidráulico, 2001-2006*.
3. SEMARNAT (2012). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Edición 2012.
4. Comisión Nacional del Agua (2007). *Datos sobre población y deflatores: World Bank World Development Indicators database*.
5. UNICEF (2012). "Agua, saneamiento e higiene" [en línea]: http://www.unicef.org/media/media_45481.html (Consulta: 12 de marzo de 2013).
6. Mexicomaxico (2012). "Series históricas del producto interno bruto de desde 1896 hasta 2012 transportadas a bases de 1993 y 2003". [en línea]: <http://www.mexicomaxico.org/Voto/PIB-Mex.htm> (Consulta: 12 de abril de 2013).

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

Estabilización de elementos potencialmente tóxicos en residuos de mina por aplicación de roca fosfórica y vermicomposta

Rogelio Carrillo-González,^{1*} Aracely Maldonado-Torres,² Ma. del Carmen A. González-Chávez,³
Jaime Cruz Díaz⁴

RESUMEN

Entre los principales retos para el control de la contaminación por elementos potencialmente tóxicos (EPT) está la reducción de su biodisponibilidad por procedimientos económicamente costeados, tarea nada fácil en materiales que contienen varios elementos. En este trabajo se hicieron experimentos de equilibrio químico de corta duración, en condiciones controladas, para reducir la disponibilidad de EPT en residuos de mina procedentes de Zimapán, Hidalgo. Se aplicaron tres enmiendas consistentes en: roca fosfórica; mezcla de roca fosfórica con carbonato de calcio (CaCO_3) y vermicompost. Al alcanzar el equilibrio, los EPT se extrajeron con solución de DTPA y se cuantificaron por absorción atómica. Se observó una disminución en la concentración de cadmio (Cd) y zinc (Zn) con la aplicación de ambos tipos de enmiendas orgánicas e inorgánicas. La concentración de arsénico (As) disminuyó únicamente al aplicar vermicompost. La concentración de cobre (Cu) se redujo únicamente cuando se aplicó la combinación de roca fosfórica y CaCO_3 . En orden de efectividad se recomienda el uso de vermicompost, roca fosfórica y la combinación de roca fosfórica con CaCO_3 .

Palabras clave: Estabilización, Adsorción, Enmiendas químicas

- 1 * Autor para correspondencia: crogelio@colpos.mx. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Programa de Edafología, Química de Suelos y Ambiental. km 36.5 Carretera México-Texcoco. Texcoco, México CP. 56230.
- 2 Secretaría de Estudios de Posgrado e Investigación. Facultad de Ingeniería y Ciencias. Universidad Autónoma de Tamaulipas.
- 3 Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Programa de Edafología, Microbiología Ambiental.
- 4 Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Programa de Edafología, Química de Suelos y Ambiental.

INTRODUCCIÓN

La minería es una actividad económica muy importante en la República Mexicana, sin embargo, genera grandes volúmenes de residuos que usualmente se depositan a cielo abierto, conocidos comúnmente como relaves o jales, que llegan a contaminar suelos del sitio de extracción y sus alrededores (González *et al.*, 2005). En el país se generan millones de toneladas mensuales. Estos residuos contienen distintos metales, metaloides y otras sustancias, dependiendo de los minerales de los cuales se deriven (Ye *et al.*, 2002; González *et al.*, 2005). Cuando se dispersan por acción del viento o la lluvia causan contaminación por elementos y otros componentes que contienen (Moles *et al.*, 2004). Los efectos de la contaminación se reflejan en reducción o pérdida de la productividad del suelo. Entre los principales EPT que se encuentran en los sitios mineros están el arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu), zinc (Zn) y cromo (Cr) (Wild, 1993; Diez *et al.*, 2002), pero se pueden incluir otros dependiendo de los minerales extraídos. Debido a que no son degradables, su vida media en el suelo en forma tóxica varía de 150 a 5000 años (Sobolev y Begonia, 2008). Su presencia en el suelo afecta el desarrollo y supervivencia de las especies vegetales, además de representar un riesgo para la salud humana. Este riesgo depende principalmente de su accesibilidad, solubilidad, biodisponibilidad (Del Castilho *et al.*, 1993; Dean, 2007) y de su carácter no biodegradable. El contenido total de EPT en los residuos de minas es variable (Ye *et al.*, 2002), pero usualmente es de una o más órdenes de magnitud mayor que los encontrados normalmente en el suelo. Su liberación y solubilización depende de la velocidad de intemperismo de esos materiales, en especial de su oxidación al ser expuestos al ambiente (Cortés-Jiménez *et al.*, 2013).

La biodisponibilidad corresponde a la fracción de EPT que puede ser absorbida por los organismos y depende de distintos procesos, como por ejemplo precipitación, adsorción, cambio de estado de oxidación, entre otros, que son afectados

por factores como la variación del pH, contenido y tipo de arcilla, contenido de materia orgánica, óxidos de hierro, aluminio y manganeso, potencial redox, capacidad de intercambio catiónico, cationes y aniones solubles (Del Castilho *et al.*, 1993; Theodoratos *et al.*, 2002; Fang *et al.*, 2011; Kassir *et al.*, 2012). La fracción de metales biodisponibles que contienen los residuos de mina se puede estimar por una variedad de procedimientos, los cuales incluyen extracción con soluciones de sales, quelatantes o ácidos diluidos. Uno de los procedimientos recomendados es la extracción con soluciones de sales neutras, como el cloruro de calcio, el cual simula bien la fuerza iónica de la solución del suelo (Beckett, 1989).

La reducción de la biodisponibilidad se ha logrado mediante la aplicación de enmiendas agrícolas como la adición de fosfatos (Fang *et al.*, 2011), carbonatos (Muena *et al.*, 2010), zeolitas (Chmielewska, 2003), residuos alcalinos y biosólidos (Dinel *et al.*, 2000), y compost (Burgos *et al.*, 2007; Duarte *et al.*, 2011). Los resultados varían dependiendo de las características de ambos materiales: enmienda y suelo o residuo. De manera que la dosis depende del material a estabilizar. El objetivo de esta investigación consistió en evaluar la reducción de la disponibilidad de As, Pb, Cu, Zn y Cd en residuos de mina usando roca fosfórica, vermicomposta y una combinación de roca fosfórica con carbonato de calcio (CaCO₃) como enmiendas, que son materiales económicos y fáciles de conseguir.

METODOLOGÍA

Esta investigación se realizó en el Laboratorio de Química de Suelos y Ambiental del Programa de Edafología en el Campus Montecillo del Colegio de Posgraduados.

Materiales y equipo

Residuo

El residuo que se utilizó en la investigación se recolectó en la presa de residuos de mina San An-

tonio, en el Municipio de Zimapan Hidalgo, con la siguiente ubicación geográfica: 20° 44.035 N, 99° 22.815 O, a 1762 msnm. Son desechos de la extracción de plata, zinc y plomo. Los minerales explotados son esfalerita, calcopirita, galena, sulfosales de plata, antimonio y plomo, entre otros. Los minerales predominantes en la ganga son: calcita, arsenopirita, pirita, pirrotita, calcopirita, cuarzo y magnetita (Espinosa *et al.*, 2009), y residuos de sustancias químicas que se usan en la extracción como compuestos de zinc o bario.

Enmiendas

Se utilizó roca fosfórica de Baja California –fuente de fósforo– como enmienda inorgánica, y para el caso de enmienda orgánica se utilizó vermicomposta producida en camas de compostaje de desechos de jardín, cocinas y estiércol caballar. Los materiales se caracterizaron por los procedimientos que se muestran en el Cuadro 1.

La distribución de los metales en las fracciones de la fase sólida del residuo de mina se determinó conforme al procedimiento de extracción secuencial descrito por Panganeli *et al.* (2004).

ESTABLECIMIENTO DEL EXPERIMENTO

Tratamientos

Se utilizaron dos tipos de enmiendas: orgánicas e inorgánicas, para evaluar la disminución de los EPT presentes en el residuo. Para ello se aplicaron en forma independiente las siguientes dosis de roca fosfórica: RF= 0, 100, 200, 400, 800, 1200 y 2400 mg; una combinación de las dosis de roca fosfórica (RF= 0, 100, 200, 400, 800 y 1200 mg) con 100 mg de CaCO₃; y como enmienda orgánica se aplicaron cuatro niveles de vermicomposta (5, 10, 15 y 20%), en 5 g de sustrato. Las dosis se establecieron con base en pruebas preliminares, que se hicieron sobre su efecto en la adsorción de metales y lo reportado por Duarte *et al.* (2011).

Cuadro 1. Análisis fisicoquímicos para la caracterización de roca fosfórica y vermicomposta.

Prueba	Método	Referencia
pH relación suelo-agua 1:2	Potenciometría	Rowell, (1994)
Conductividad eléctrica	Extracto de saturación	Richards,(1973)
Materia orgánica (vermicomposta)	Walkley-Black modificado	Nelson y Sommers, 1982
Fósforo total (roca fosfórica)	Digestión ácida	
ETP (Pb, Cd, Cu, Zn y As)	Digestión ácida Extractables Absorción atómica	EPA 3050 Lindsay y Norvell, 1978.

Experimentos de equilibrio

Para simular las condiciones de la solución intersticial de los residuos se hizo el siguiente tipo de experimentos de equilibrio (Roy *et al.*, 1991): del residuo de mina seco, homogenizado y tamizado por malla 10, se pesaron cinco gramos en tubos de polipropileno de alta densidad y se agregaron las cantidades correspondientes a cada tratamiento, en tres repeticiones. Se equilibraron con 25 mL de una solución de CaCl₂ (0.01M) como solución electrolítica, para simular la fuerza iónica que en general se puede encontrar en la solución del suelo ($I = 30$ mM), sin problemas de sales. Las unidades experimentales se equilibraron en un agitador oscilatorio a 120 opm durante 3 h. Durante el equilibrio se evaluó la variación del pH y la conductividad eléctrica.

Finalizada la agitación, las muestras se centrifugaron a 2900 rpm durante 15 minutos; posteriormente se decantaron y filtraron utilizando papel filtro de poro cerrado (8 μ m). Se realizaron diluciones de 1:10, 1:100 y 1:1000 de los extractos obtenidos, según fue necesario para las lecturas. Para el control de la calidad de los análisis se usaron estándares certificados para la calibración de los equipos y los experimentos se hicieron por triplicado. Los EPT biodisponibles, incluyendo el As en las soluciones de equilibrio se midieron con un

espectrómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo Analyst 700.

Los resultados obtenidos se capturaron en hoja de cálculo y se graficaron. Además, los datos se analizaron estadísticamente mediante varianza y prueba de Tukey ($p = 0.05$) usando el programa SAS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de la roca fosfórica y vermicomposta

La caracterización fisicoquímica de la roca fosfórica se expresa en la fórmula empírica $\text{Ca}_{9.53}\text{Na}_{0.3}4\text{Mg}_{0.13}(\text{PO}_4)_{4.7}(\text{CO}_3)_{1.3}\text{F}_{2.49}$ con solubilidad media y una efectividad agronómica relativa de 34%. La vermicomposta utilizada como enmienda en el presente experimento se puede observar en el Cuadro 2. La materia prima de la vermicomposta fue estiércol vacuno y caballar, mezclado con residuos de verduras y jardín, degradado por lombriz de tierra (*Eisenia foetida*). Se observa que la vermicomposta presenta pH fuertemente alcalino, mientras que la roca fosfórica es moderadamente alcalina. La conductividad eléctrica muestra que no hay problemas de salinidad en la roca fosfórica, por el contrario, en los residuos de mina y la vermicomposta la cantidad de sales podría ser un factor limitante para las plantas. En la roca fosfórica es equivalente a tener 1.45 g L^{-1} de sales en la solución de equilibrio; en la vermicomposta, este valor corresponde a 3.11 g L^{-1} de sales, Cuadro 2.

Los contenidos totales de EPT son muy elevados en los residuos de mina, en la roca fosfórica la mayor concentración total fue de Zn seguido por el Cu y Pb. Las concentraciones extraídas con DTPA-TEA- CaCl_2 fueron relativamente bajas; en particular, la concentración de los elementos tóxicos es de trazas.

De igual forma se puede observar que la roca fosfórica contiene As y un poco de Cd. Se sabe que los fertilizantes derivados de la roca fosfórica contienen algunos elementos (As, Cr, Cd, Ni,

Zn) en bajas concentraciones (Nziguheba y Smolders, 2008), cuya disponibilidad es relativamente baja debido a su alta afinidad por el ortofosfato. El vermicomposta tiene alta concentración de Zn, además de presentar concentraciones trazas de Cd y Cu.

Cuadro 2. Caracterización fisicoquímica de los residuos de mina y materiales usados como enmiendas.

Parámetro	Residuos de mina	Roca fosfórica	Vermicomposta
pH	5.98±0.1	6.98± 0.11	8.59± 0.15
Conductividad eléctrica	dS m ⁻¹ 4.27±1.2	2.27± 0.15	4.87± 0.31
Materia orgánica	g kg ⁻¹ 1±0.45	Tz	566± 22
P ₂ O ₅	g kg ⁻¹ --	137.9	1.2± 0.6
EPT Totales			
Pb	mg kg ⁻¹ 2773±32	95±13	1.2± 0.2
Cd	92±18	14±3	0.5± 0.1
Cu	1617±13	95±13	23± 3
Zn	11222±151	156±21	130± 4
As	814±63	--	Tz
EPT Extractables			
Pb	mg kg ⁻¹ 1.9±0.2	Tz	Tz
Cd	1.80±0.1	0.82	0.10±0.01
Cu	0.06±0.01	Tz	0.73±0.1
Zn	276.4±17	Tz	32.5±3
As	3.54±2	53.0	Tz
Tz = trazas			

Se encontró que la distribución de Cd en el residuo de mina es la siguiente: del contenido total de cadmio, en forma intercambiable, 32.6%; unido a óxidos, 22%; enlazado a materia orgánica, 6.8%; unido a sulfuros, 33%; y en forma residual, 4.2% (Figura 1). Las fracciones de Zn en el mismo orden son: 22%, 20%, 23.8%, 21.9%, 2.4%, respectivamente. Las proporciones de Cu son 9.4%, 4.3%, 16.2%, 52.6% y 15.2%. El objetivo del uso de enmiendas es disminuir la fracción intercambiable para reducir el riesgo para las plantas. De manera general, se puede decir que la proporción de metales disponibles para las plantas es menor a 32% del total, pero este valor se puede incrementar conforme se oxidan los residuos, por ejemplo, por oxidación de sulfuros a sulfatos.

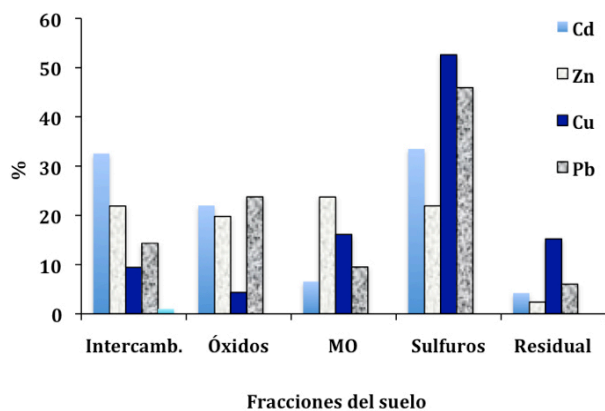


Figura 1.- Fracciones de los elementos potencialmente tóxicos en el residuo de mina. Intercambiable (Intercamb.), óxidos de hierro y manganeso (Óxidos), materia orgánica (MO), sulfuros y residual.

La mayor proporción de EPT está unido a sulfuros, seguido por las fracciones unidas a óxidos de hierro y manganeso, intercambiables y materia orgánica. Esto tiene implicaciones importantes para la disponibilidad de los EPT en esos residuos y su liberación conforme ocurre la oxidación de los minerales. También implica que la disponibilidad cambiará constantemente, por ejemplo, si las enmiendas aplicadas inducen la oxidación de sulfuros. Además, es posible que la aplicación inicial de enmiendas sea insuficiente para abatir la biodisponibilidad conforme evoluciona el intemperismo de estos materiales.

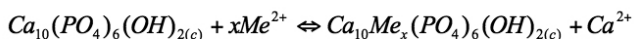
Reducción de la biodisponibilidad de EPT al utilizar las diferentes enmiendas inorgánicas y orgánicas

a) Plomo

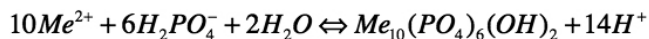
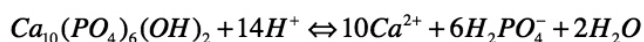
Como se puede observar en la Figura 2A (líneas continuas), la biodisponibilidad del Pb se incrementó a partir de 2% como consecuencia de la aplicación de roca fosfórica la proporción de Pb desorbido a bajas dosis de roca fue alta, aunque se redujo al aumentar la dosis. En la combinación de roca fosfórica y cal (Figura 2B) la concentración de Pb en los tratamientos fue muy errática e incon-

sistente. El Pb desorbido se incrementó con 15% y 25% de roca fosfórica.

De acuerdo con Xu *et al.* (1994), los mecanismos de reacción de la fijación de EPT sobre la roca fosfórica pueden involucrar tres tipos de reacción: adsorción superficial sobre las partículas de hidroxiapatita, sustitución de cationes y precipitación.



Para explicar la variación del pH durante la reacción se pueden usar estas reacciones que involucran la disolución de la hidroxiapatita y la formación de otros minerales insolubles de fósforo.



Sin embargo, bajo las condiciones y durante el tiempo de equilibrio del experimento, no se observó una tendencia clara. Y no se encontró diferencia significativa ($p=0.05$), lo que implica baja o nula adsorción sobre la enmienda aplicada (líneas discontinuas), durante el corto tiempo del experimento, posiblemente porque el CaCO_3 inhibe la reacción de disolución de la roca fosfórica. Se observaron valores inconsistentes en la concentración de Pb extractable, quizá porque el sistema no se estabiliza durante el tiempo de observación. Para el caso del tratamiento con vermicompost, la disponibilidad de plomo disminuyó a partir de 5% en peso del mismo (Figura 2C). La desorción bajó en forma inversamente proporcional a la dosis aplicada (línea discontinua). Duarte *et al.* (2011) demostraron que la reducción de su disponibilidad está asociada a la formación de óxido de plomo que precipita. Los resultados del tratamiento con roca fosfórica se deben a la afinidad de los EPT por el fosfato, que forma asociaciones de muy baja solubilidad, lo cual permite que el elemento se asocie con el

fosfato y se deposite en la superficie de la fase sólida, disminuyendo la disponibilidad. La adición de carbonato de calcio también contribuye a la precipitación del Pb debido a que la solubilidad del carbonato de plomo es baja ($K_{ps} = 7.4 \times 10^{-14}$). Las líneas discontinuas muestran la desorción de Pb del residuo, causada por la aplicación de la roca fosfórica y CaCO_3 , solo en el caso de la aplicación de vermicomposta hubo adsorción de Pb.

b) Cadmio

El abatimiento de la actividad del Cd en los residuos de mina como consecuencia de la adición

de roca fosfórica puede ocurrir al menos por dos mecanismos: la adsorción superficial sobre la hidroxiapatita y por formación de fosfato de cadmio, poco soluble.

La concentración soluble inicial del cadmio fue de 0.4 mg kg^{-1} . Con los tres tratamientos se observó disminución en la concentración del elemento, como se puede observar en la Figura 3. Se acepta que la solubilidad del fosfato de cadmio es muy baja ($K_{ps} = 2.53 \times 10^{-33}$) y que el Cd puede ser adsorbido sobre hidroxiapatita ($\equiv \text{POCd}^+$), aparentemente se espera que la sorción final forme $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$.

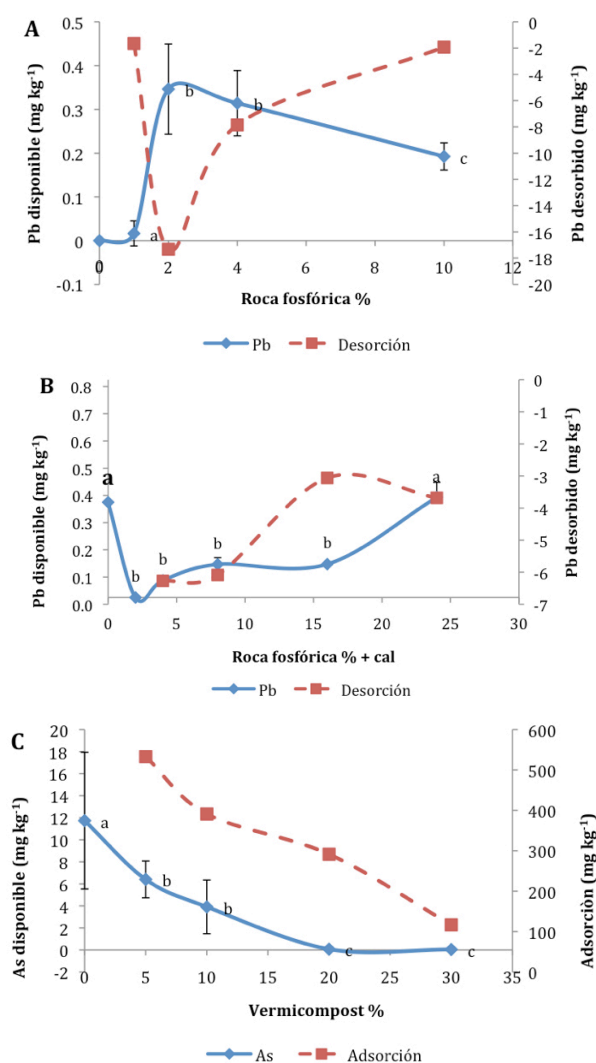


Figura 2.- Plomo biodisponible en el residuo de mina en función de los tratamientos aplicados: roca fosfórica (A), roca fosfórica + cal (B) y vermicomposta (C). Letras distintas implican diferencia estadística significativa en la prueba de Tukey ($\alpha=0.05$).

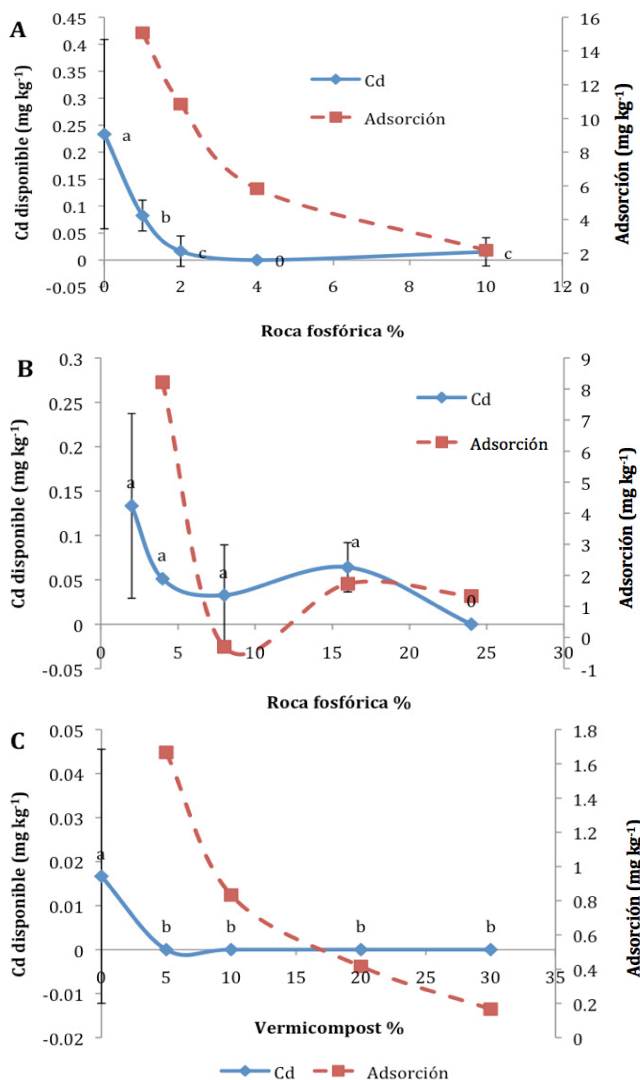
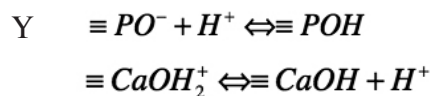


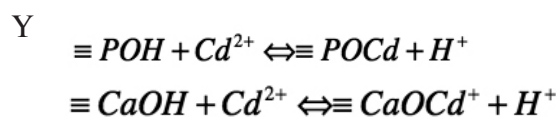
Figura 3.- Cadmio biodisponible en el residuo de mina en función de los tratamientos aplicados: roca fosfórica (A), roca fosfórica + cal (B) y vermicompost (C). Letras distintas implican diferencia estadística significativa en la prueba de Tukey ($\alpha=0.05$).

En el caso del tratamiento con roca fosfórica se encontró diferencia significativa entre tratamientos, la biodisponibilidad del elemento disminuyó hasta trazas al aplicar la dosis de 2.4 g de roca fosfórica al sustrato (Figura 3A). En el caso del tratamiento con roca fosfórica y CaCO_3 se observó disminución de los EPT del residuo de mina al aplicar la enmienda (Figura 3B). En comparación con el testigo, la mayor disminución se presentó al aplicar 0.2 mg kg⁻¹ de roca fosfórica más 0.100 mg de CaCO_3 . Sin embargo, no se observó variación entre los tratamien-

tos; esto se puede deber a que al mezclar la roca fosfórica con el CaCO_3 se modifica la superficie de adsorción de la roca. Sobre la superficie protonada de la hidroxiapatita se pueden presentar las reacciones siguientes (Xu *et al.*, 1994), las cuales pueden ser modificadas por la presencia de CaCO_3 , (donde \equiv representa la superficie sólida).



En presencia de los EPT como el Cd, la reacción de adsorción propuesta es la siguiente:



La aplicación de vermicomposta puede abatir la disponibilidad de los EPT por biosorción. La concentración inicial del elemento disminuyó al aplicar la enmienda orgánica. Estos resultados coinciden con lo encontrado por Jordão *et al.* (2002), quienes reportaron que la vermicompost es capaz de retener EPT (Figura 3C).

c) Zinc

La concentración inicial de Zn soluble en los residuos de mina fue de 276.4 mg kg⁻¹, se obtuvo disminución en la concentración del elemento con la aplicación de ambos tipos de enmiendas. La tendencia de la biodisponibilidad del mismo se observa en la Figura 4.

La biodisponibilidad del Zn disminuyó conforme aumentó la dosis de roca fosfórica aplicada. La mayor disminución se observa en el tratamiento de 2.4 g de la misma, en el cual se observó una concentración de 167.75 mg kg⁻¹ (Cuadro 3). Para el caso de la aplicación conjunta de roca fosfórica y carbonato de calcio, se indujo una disminución de la biodisponibilidad del elemento con respecto al testigo al aplicar la enmienda. No se encontraron diferencias entre tratamientos, como se muestra

en la Figura 4. El Zn también forma carbonato y carbonato monohidrato, con una baja solubilidad, $K_{ps} = 1.46 \times 10^{-10}$ y 5.42×10^{-11} , respectivamente, por lo que el $ZnCO_3$ precipita fácilmente, y queda en forma poco soluble, al menos hasta que el pH del medio disminuya.

Con la adición de la enmienda orgánica se

encontró que la concentración del Zn disminuyó conforme aumentó el porcentaje de vermicompost aplicado, obteniendo una concentración de Zn de 57.61 mg kg^{-1} al aplicar 20% de vermicompost en el sustrato (Figura 5). Esto se explica por el hecho que al utilizar vermicompost los materiales húmicos que se forman inmovilizan los EPT, disminuyendo su disponibilidad para las plantas (Edwards y Arancon, 2007). Similar comportamiento encontró Duarte (2008) con la aplicación de estiércol seco y compost en la disponibilidad de este elemento.

d) Cobre

La concentración inicial del Cu fue de 1.33 mg kg^{-1} . Se observa una tendencia logarítmica en el comportamiento de los datos obtenidos (Figura 5). De forma tal que la concentración del elemento aumentó conforme se incrementó la cantidad o porcentaje de la enmienda aplicada. Para el caso de roca fosfórica no se encontró diferencia entre tratamientos, pero sí con respecto al testigo (Figura 5a). Para la enmienda orgánica la concentración del elemento aumentó con la aplicación de vermicompost (Figura 5b). El mismo comportamiento se observa para la enmienda combinada de roca fosfórica con $CaCO_3$ (Figura 5b).

En el caso del tratamiento con vermicompost, dicho comportamiento se puede explicar por la presencia de este elemento en una concentración de 1.30 mg kg^{-1} y por la formación de complejos solubles de Cu con ligandos presentes en el vermicompost, que se mantienen en solución (Sparks *et al.*, 1997); por ejemplo, la asociación con carbono orgánico disuelto (Del Castilho *et al.*, 1993). La línea discontinua muestra la desorción causada por la adición de las enmiendas.

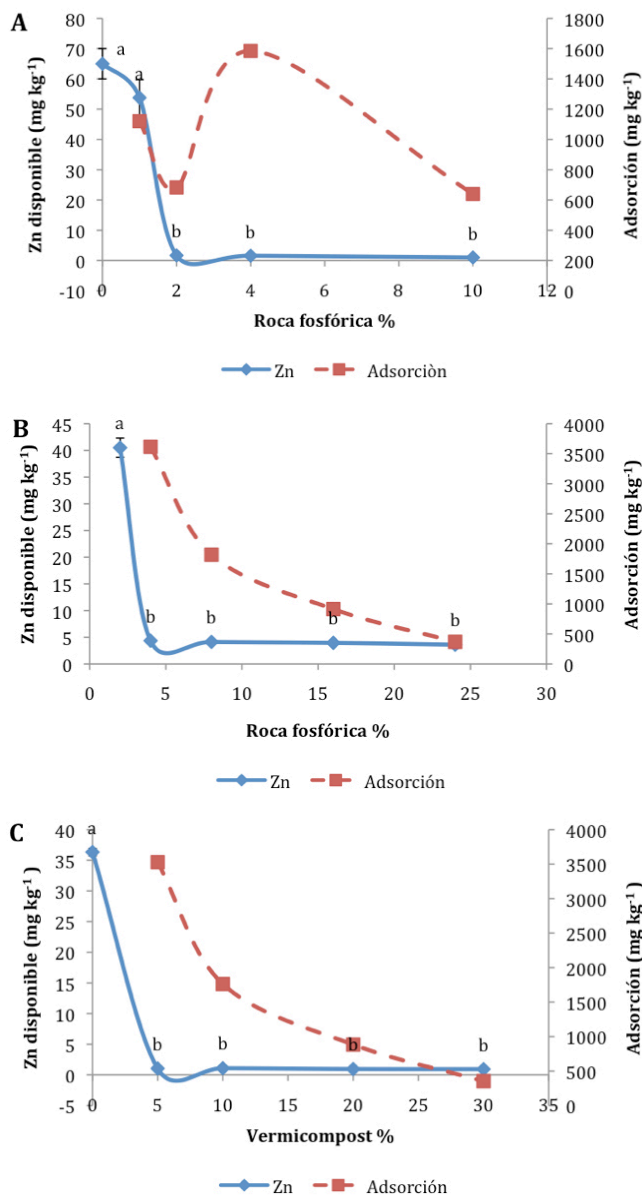


Figura 4.- Zinc biodisponible en el residuo de mina en función de los tratamientos aplicados: roca fosfórica (A), roca fosfórica + cal (B) y vermicompost (C). Letras distintas implican diferencia estadística significativa en la prueba de Tukey (0.05).

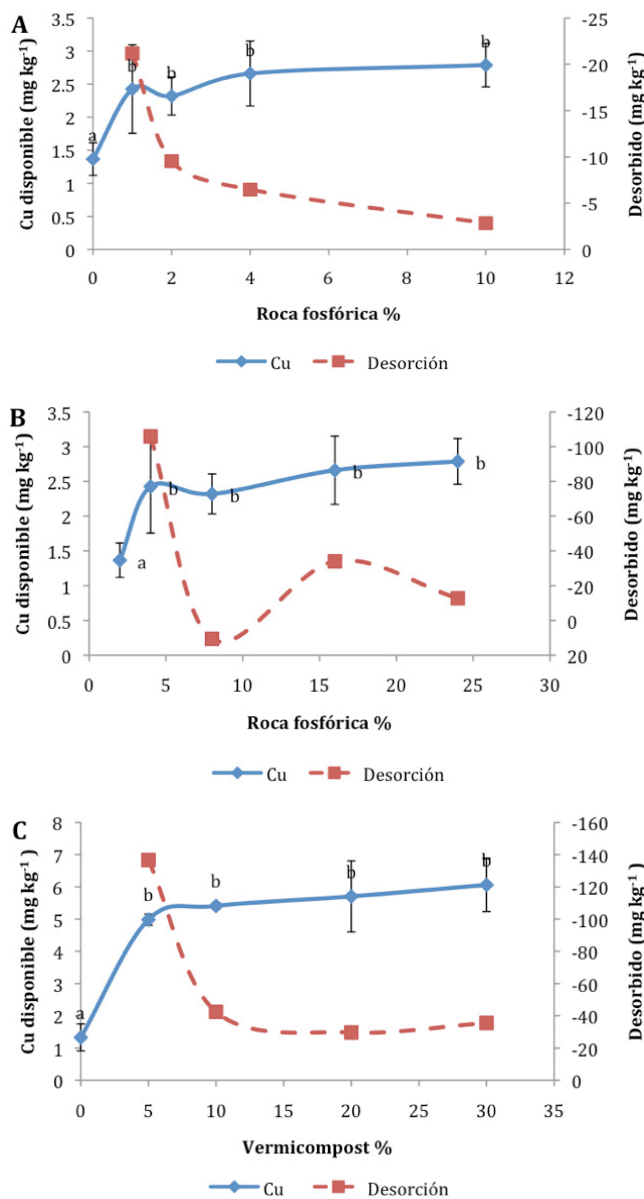


Figura 5.- Cobre biodisponible en el residuo de mina en función de los tratamientos aplicados: roca fosfórica (A), roca fosfórica + cal (B) y vermicompost (C). Letras distintas implican diferencia estadística significativa en la prueba de Tukey ($\alpha=0.05$).

e) Arsénico

La concentración inicial de As extractable en los residuos fue de 3.537 mg kg⁻¹. Se observó reducción en la biodisponibilidad del mismo al aplicar la enmienda de roca fosfórica en las dosis de 0.1 a 0.8 g. Con la dosis de 1.2 g la concentración soluble del elemento (Figura 6A) se incrementó, es decir

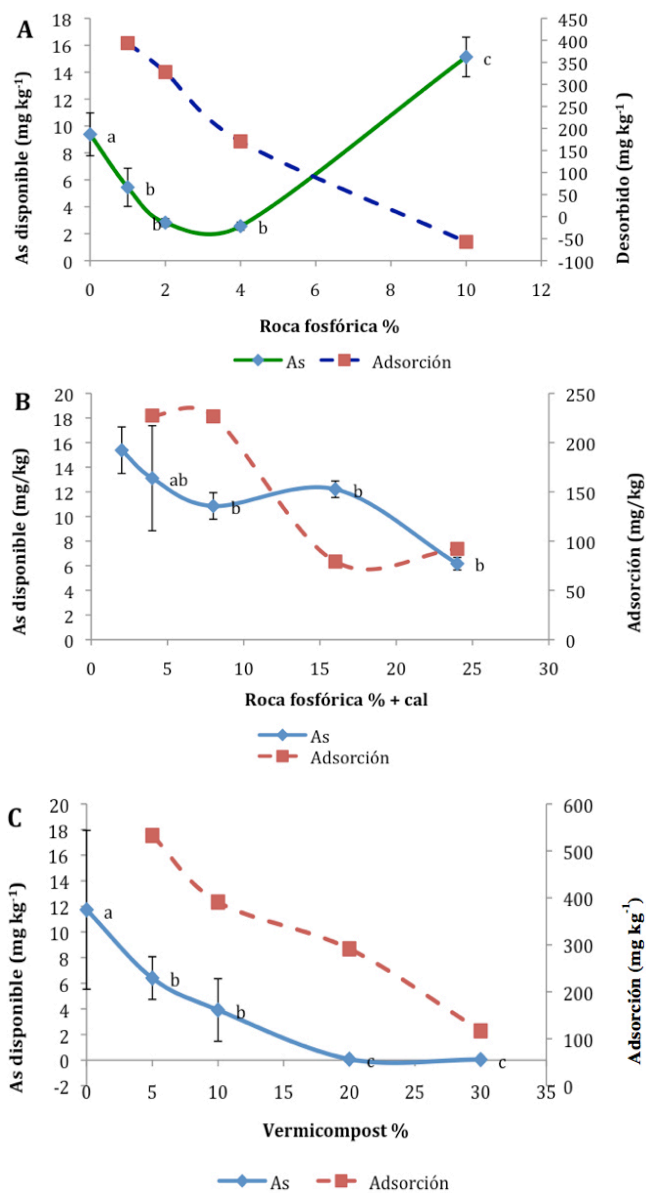


Figura 6.- Arsénico biodisponible en el residuo de mina en función de los tratamientos: roca fosfórica (A), roca fosfórica + cal (B) y vermicompost (C). Letras distintas implican diferencia estadística significativa en la prueba de Tukey.

hubo desorción (línea discontinua). En el caso de la enmienda combinada de roca fosfórica con CaCO₃, la tendencia fue de reducción de la disponibilidad al aumentar la dosis. Esto se debe a que el fosfato es análogo del arseniato, por lo que es posible que compita por sitios de unión en la fase sólida y lo desplace. La adición de CaCO₃, mantiene el

pH alto, lo que disminuye la solubilidad de algunos elementos. Para el caso de la enmienda orgánica se observó disminución en la concentración del elemento. No se encontraron diferencias entre tratamientos ($\alpha=0.05$). La tendencia de la biodisponibilidad del As con las diferentes dosis y enmiendas se puede observar en la Figura 6C.

CONCLUSIONES

El uso de vermicompost mostró ser útil para reducir las concentraciones de los EPT Cd, As, Pb y Zn en una dosis del 15% en peso en un residuo minero. Sin embargo, se observó que la disponibilidad de Cu aumenta con el uso de esta enmienda, debido al contenido de este elemento en el vermicompost y probablemente a la formación de complejos orgánicos solubles.

Los sustratos empleados en el presente estudio presentan baja concentración de EPT por lo que no requieren de procesos de tratamiento de estabilización previa a su uso. Sin embargo, es necesario dejar equilibrar la enmienda con los residuos de mina por mayor tiempo. Para el caso de la roca fosfórica se observó que su aplicación a los residuos de mina disminuye la disponibilidad de Cd y Zn. No se observó disminución para el caso de Pb, Cu y As; no se tiene explicación para esto, por lo que es necesaria más investigación al respecto.

El tratamiento combinado de roca fosfórica y CaCO_3 obtuvo la menor disminución de la concentración de los EPT estudiados a excepción del Zn, para el cual presenta la mayor disminución de este elemento.

De acuerdo a la información obtenida se puede concluir que la aplicación de enmiendas orgánicas e inorgánicas en residuos mineros disminuye la disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos como As, Pb, Cd, Zn y Cu, y en orden de efectividad se recomienda el uso de vermicompost, roca fosfórica y la combinación de roca fosfórica con CaCO_3 .

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por el apoyo de beca. Investigación financiada parcialmente por proyecto FORDECYT, clave 191357, Estrategia integral para la remediación de suelos contaminados con metales pesados y metaloides. A los revisores anónimos que ayudaron a mejorar este documento.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Beckett, P. H. T. (1989). "The use of extractants in studies on trace metals in soils, swage sludge and sludge treated soils". In: Steward B.A. (ed.), *Adv. in Soil Sci.* 9:141-176.
- Burgos, P., Pérez de M., A., Madejón, E. y Cabrera, F. (2007). "Aplicación de enmiendas para la recuperación de la vegetación espontánea de un suelo contaminado con elementos traza". En: Bellinfante, N. y Jordán, A. (eds.), *Tendencias actuales de la ciencia del suelo*. Sevilla. 228-235 pp.
- Chmielewská, E. (2003). "Adsorption of arsenate and chromate from waters on hydrophobized zeolite media". *Turk J Chem.* 27: 639 - 648.
- Cortes-Jiménez, E. V., Mugica-Álvarez V., González Chávez M.C.A., Carrillo-González R., Gordillo M. M. and Mier M. V. (2013). "Natural revegetation of alkaline tailing heaps at Taxco, Guerrero, México". *Internal. J. Phytoremediation* 15: 127 - 141.
- Dean J. R. (2007). "Bioavailability, bioaccessibility, and mobility of environmental contaminants". John Wiley & Sons, Ltd. England.
- Del Castilho, P., Chardon W. J. y Salomon W. (1993). "Influence of cattle manure slurry application on the solubility of cadmium, copper and zinc in a manured acidic, loamy sand soil". *J Environ. Poll.* 22: 689 - 697.
- Diel H., Paré T., Schnitzer M. y Petzer N. (2000). "Direct land application of cement kiln dust and lime-sanitized biosolid: extractability of trace metals and organic matter quality". *Geoderma* 96: 307 - 320.

- Diez L., Kidd J. P. y Monterroso, C. (2002). "Bio-disponibilidad de metales en suelos y acumulación en plantas en el área e tras-Os-Montes (Ne Portugal)". *Edafología* 9: 313 - 328.
- Duarte Z. V.M., Carrillo González R., Gutiérrez Castorena C. (2011). "Precipitation controls desorption of Pb from vermicompost and cow manure". *Environ Tech.* 32: 353 -361.
- Edwards, C. A. and Arancon N. Q. (2007). "La ciencia de la vermicultura: lombrices para el tratamiento de residuos orgánicos" en: Espinosa, E., M.A. Armienta, O. Cruz, A. Aguayo, N. Ceniceros. (2009). "Geochemical distribution of arsenic, cadmium, lead and zinc in river sediments affected by tailings in Zimapan, a historical polymetallic mining zone of México". *Environ. Geol.* 58: 1467 - 1477.
- Fang, Y., Cao X. y Zhao L. (2011). "Effects of phosphorus amendments and plant growth on the mobility of Pb, Cu and Zn in a multi-metal-contaminated soil". *Environ Sci Pollut Res Int* 19: 1659 - 1667.
- González Chavéz, M. C. A., Pérez-Moreno, J. y Carrillo G., R. (2005). "Introducción y aspectos generales de los suelos contaminados con residuos de minas y su recuperación". En: González-Chávez, M. C., Pérez-Moreno, J. y Carrillo-González, R. (eds.), El sistema planta-microorganismo-suelo en áreas contaminadas con residuos de minas. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. 161 p.
- Jordão, C. P. y Pereira M. de G. (2002). "Removal of Cu, Cr, Ni, Zn and Cd from electroplanting wastes and synthetic solutions by vermicompost of cattle manure". *J. Environ Sci Health A. Tox Hazard Subs Environ Eng* 37: 875 - 892.
- Kassir, L. N., Darwish, T., Shaban, A., Olivier, G. and Ouaini N. (2012). "Mobility and bio-availability of selected trace elements in Mediterranean red soil amended with phosphate fertilizers: Experimental study". *Geoderma* 189-190: 357 - 368.
- Linsay, W. L. y Norvell W. A. (1978). "Development of a DTPA soil zinc, iron, manganese and copper". *J. Am. Sci. Soil* 42: 421 - 428.
- Martínez, C E., Jacobson A. R. y McBride M. B. (2004). "Lead phosphate minerals: solubility and dissolution by model and natural ligands". *Environ. Sci. Technol.* 38: 5584 - 5590.
- Moles, N. R., D. Smyth, C.E. Maler, E.H. Beattle y Kely M. (2001). "Dispersion of cerussite -rich tailings and plant uptake of heavy metals at historical lead mines near Newtownards", North Ireland. *Appl. Earth Sci.* 113: 21 - 30.
- Muena, V., González I. y Neaman A. (2010). "Efectos del encalado y la fertilización nitrogenada sobre el desarrollo de *Oenothera affinis* en un suelo afectado por la minería del cobre". *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 10: 102 - 114.
- Nelson, D. N. and Sommers L. E. (1982). "Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Chemical and Microbiological Properties". A. L. Page, R. H. Miller and D. R. Keeney (eds), *Methods of soil analysis: Part 2.* ASA and SSSA. Wisc. USA.
- Nziguheba, G y Smolder E. (2008). "Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries". *Sci. Total. Environ.* 390: 53 - 57.
- Olsen, S. R. y Dean L. A. (1965). "Phosphorus". In: Black (ed), *Methods of Soil Analysis. Part 2.* *Agronomy* 9: 1044-1046.
- Panganelli, F., E. Moscardini, V. Giuliano y Toro L. (2004). "Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series". *Environ. Poll.* 133: 189 - 201.
- Perkin Elmer Corporation (1996). "Métodos analíticos para espectroscopía de absorción atómica". Estados Unidos de América, 297 pp.
- Richards, L. A. (1973). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos.* LIMUSA. México, 172 p.

- Rowell, D. L. (1994). *Soil science. Methods & applications*. Longman Group. London, UK. pp. 159.
- Roy, W. R., Krapac, I. G., Chou, S. F. J., y Griffin, R. A. (1991). *Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals*. USEPA. Wash. pp. 99.
- Ryan, J.A., Zhang P., Hesterberg D., Chou J. y Sayers D. E. (2001). "Formation of chloropyromorfitite in a lead-contaminated soil amended with hydroxyapatite". *Environ. Sci. Technol.* 35: 3798 - 3803.
- Sobolev, D. y Begonia M. F. T. (2008). "Effects of heavy metal contamination upon soil microbes: Lead-induces changes in general and denitrifying microbial communities as evidenced by molecular markers". *Int. J. Environ. Res. Public Health* 5: 451-456.
- Sparks, K. M., J. D. Wells y Johnson B. B. (1997). "The interaction of a humic acid with heavy metals". *Aust. J. Soil Res.* 35: 89 - 101.
- Theodoratos, P., Papassiopi, N. y Xenidis, A. (2002). "Evaluation of monobasic calcium phosphate for the immobilization of heavy metals in contaminated soils from Lavrion". *J. Hazard. Mater.* 94: 135 - 146.
- Walkley, A. L. y Black, A. (1947). "A rapid determination of soil organic matter". *J. Agr. Sci.* 25: 563 - 568
- Wild, A. (1993). *Soils and the environment*. Cambridge University Press, USA, 302 p.
- Xu, Y., W. Scharz y S. J. Traina. (1994). "Sorption of Zn and Cd on hydroxyapatite surfaces". *Environ. Sci. Technol.* 28: 1472 - 14780.
- Ye, Z.H., Shu W. S., Zhang Z. Q., Lan C. Y. y Wong M. H. (2002). "Evaluation of major constraints to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassay techniques". *Chemosphere* 47: 1103 - 1111.

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

Metodología para determinación de la cobertura de nubes

Bluhm Gutiérrez, Jorge;¹ Núñez Peña, Ernesto P.;² Escalona Alcázar, Felipe de Jesús;³ Valle Rodríguez, Santiago;⁴ Valdez Romero, Eduardo.⁵

RESUMEN

Se efectuó la estimación de la cobertura de nubes media diaria (C_L) a partir de datos de la estación meteorológica automática Villajoyosa, ubicada en Alicante, España. Se contó con 2090 registros diarios que fueron colectados en el periodo comprendido del 01/01/2000 al 20/09/2005. Se propuso una metodología para estimar el valor de C_L debido a que las estaciones automáticas no registran este parámetro, que generalmente se obtiene mediante observación directa de experto. Los resultados obtenidos se encontraron en un 88.18% dentro del intervalo de validez ($0 \leq C_L \leq 1$), considerándose la efectividad del planteamiento como buena. Los valores obtenidos sirven para calcular el flujo de energía de radiación de onda larga y de onda corta a cuerpos de aguas continentales (como lagos y embalses).

Palabras clave: Cobertura de nubes, estación automática, flujo de energía.

INTRODUCCIÓN

La cobertura media diaria de nubes (C_L) es una variable muy importante para el cálculo del flujo de energía de radiación atmosférica neta de onda larga y de onda corta que penetra en el agua (Environmental Laboratory, 1995; Martin, 1999; Deas, 2000). Este parámetro ayuda al cálculo de la temperatura en cuerpos de agua, como son embalses y lagos.

La temperatura es la variable física de mayor importancia en los sistemas acuáticos. Tiene influencia sobre muchos parámetros de calidad del agua. Los gases se vuelven menos solubles y la solubilidad mineral aumenta al incrementarse la temperatura. El crecimiento y respiración de muchos organismos dependen decididamente de la temperatura y la mayoría de los seres vivos que habitan en sistemas acuáticos tienen distintos rangos de

1 Doctor en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Autor para correspondencia: Calzada de la Universidad No. 108, Zacatecas, Zac., México. C. P. 98058. Teléfono y fax: (492) 92 264 70 Correo electrónico: jorgebg5@yahoo.com.mx

2 Maestro en Ingeniería Hidráulica, UAZ.

3 Doctor en Ciencias de la Tierra, UAZ.

4 Doctor en Ciencias Ambientales, UAZ.

5 Maestro en Tecnología Ambiental, UAZ.

temperatura en los cuales su reproducción, desempeño y metabolismo funcionan adecuadamente y llegan a ser óptimos (Deas, 2000).

La temperatura del agua y sus modificaciones inciden en la concentración de oxígeno disuelto, el ciclo de nutrientes, la productividad biológica y la producción piscícola (Antonopoulos, 2003). Además, la temperatura influye fuertemente en los coeficientes de las reacciones químicas y biológicas (Chapra, 1997). Generalmente los coeficientes de estos tipos de reacciones aumentan su valor cuando la temperatura del agua se incrementa (Deas, 2000).

Al conocer la distribución espacial de la temperatura del agua en los cuerpos de aguas continentales, se puede comprender cómo funcionan y se desempeñan los ecosistemas que existen en ellos (Han, 2000).

La temperatura dentro de un cuerpo de aguas continentales es importante para la calidad del agua por tres motivos: los derrames de agua con temperatura elevada afectan al ecosistema acuático debido a que muchos organismos no toleran adecuadamente los cambios de temperatura; alteran las reacciones químicas y biológicas, además de que las variaciones de la temperatura del agua modifican su densidad, afectando a la hidrodinámica de todo el medio (turbulencia, movimiento por advección, movimiento convectivo) (Dolz, 1995).

La temperatura en un ecosistema acuático controla la variedad de las especies de plantas y animales que pueden adaptarse y habitar en el mismo. Las variaciones ocurridas con el paso del tiempo (tanto las diarias como las anuales) de la temperatura del agua actúan sobre los seres vivos modificando sus poblaciones, generando cambios en su desarrollo, ciclo de reproducción, comportamiento, bancos de alimentos, resistencia a enfermedades, etcétera (Dolz, 1995).

Los ciclos de apareamiento y desarrollo de especies piscícolas son las etapas más sensibles respecto a cambios de temperatura del agua, además de que hay temperaturas que no son perjudiciales directa-

mente, pero favorecen el crecimiento de parásitos, de las especies competidoras, el desarrollo de enfermedades, etcétera (Dolz, 1995). La temperatura también es un factor determinante en el comportamiento de la población de algas (Whigham, 2001).

El medio ambiental determina el comportamiento térmico de un cuerpo de aguas continentales y de toda el agua almacenada, influyendo sobre sus características físicas, químicas y biológicas. El desempeño térmico de la masa de agua depende de varios factores: volumen y morfología (influye especialmente la profundidad media), características de los vientos y parámetros climáticos de la región (como es el caso de la cobertura de nubes media diaria), desplazamiento interno del agua (en donde inciden varias cantidades, como el tamaño, los ingresos y egresos de caudales), temperatura del agua que ingresa, ubicación y elevación por donde sale o se extrae el agua, etcétera (Dolz, 1995).

Dentro de las expresiones que hacen uso de la cobertura de nubes media diaria se tiene la ecuación (1) de la radiación de onda corta (Martin, 1999):

$$H_{sw} = H_0 a_t (1 - R_s) C_a \quad (1)$$

Donde:

H_{sw} = Flujo neto de radiación solar de onda corta ($W m^{-2}$).

H_0 = Cantidad de radiación que alcanza la Tierra fuera de la atmósfera (Wm^{-2}).

a_t = Término de transmisión atmosférica (adimensional).

R_s = Es el coeficiente de reflexión o albedo (adimensional).

C_a = Es la fracción de la radiación solar no absorbida por las nubes (adimensional).

La relación de la cobertura de nubes media diaria con la ecuación (1) se puede apreciar en la ecuación (2) para el cálculo de la fracción de la radiación solar no absorbida por las nubes (Martin, 1999):

$$C_a = 1 - 0.65 C_L^2 \quad (2)$$

La ecuación (3), cuyo propósito es calcular la radiación de onda larga, también emplea el valor de C_L (Martin, 1999):

$$H_H = \alpha_0 (0.97) \sigma (T_a + 273.16)^6 (1 + 0.17C_L) \quad (3)$$

Donde:

H_H = Radiación de retorno de onda larga neta ($W m^{-2}$).

α_0 = Constante de proporcionalidad = 0.937×10^{-5} .

σ = Constante de Stefan-Boltzmann = $5.67 \times 10^{-8} W m^{-2} K^{-4}$.

T_a = Temperatura del aire medida a una altura de 2 m por encima de la superficie del agua ($^{\circ}C$).

La radiación de retorno de onda larga neta (H_H) es la radiación entrante menos la cantidad reflejada. En la superficie del agua la reflectancia generalmente se asume del 3%, por lo que de manera efectiva que entra es un 97%. Este es el origen del factor 0.97 en la ecuación (3).

Las expresiones anteriores aparecen en el balance de calor total en el cuerpo de agua continental, ecuación (4), que tiene la siguiente forma (Martin 1999):

$$H_n = H_{SW} + H_H - H_B - H_L - H_S \quad (4)$$

Donde:

H_n = Flujo de energía termal neta ($W m^{-2}$).

H_{SW} = Radiación absorbida de onda corta ($W m^{-2}$).

H_H = Radiación de retorno de onda larga ($W m^{-2}$).

H_B = Radiación de retorno proveniente de la superficie del agua ($W m^{-2}$).

H_L = Calor perdido debido a la evaporación ($W m^{-2}$).

H_S = Flujo neto de calor debido a conducción o transferencia de calor sensible ($W m^{-2}$).

Con la ecuación (4) es posible calcular el flujo de energía termal neta en cuerpos de agua como lagos o embalses.

Las estaciones automáticas no registran la cobertura de nubes (Deas, 2000), pues esta la de-

termina generalmente un meteorólogo de manera visual. Es necesario contar con este dato a diario para que los cálculos de flujos de energía térmica (Environmental Laboratory, 1995; Martin, 1999; Deas, 2000), y en consecuencia los cálculos de la temperatura en las capas que conforman el embalse o del lago, sean efectuados de manera adecuada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos empleados durante esta investigación provienen de la estación Villajoyosa, que es una estación automática:

Provincia: Alicante, España

Término: La Vila Joiosa

UTMX: 739182.000

UTMY: 4267965.000

Huso: 30

Altura: 74 m

Fecha de instalación: 11/11/1999 (IVIA, 2012a)

La información utilizada para los cálculos está comprendida en el periodo que va del 01/01/2000 al 20/09/2005, siendo en total 2090 registros diarios de radiación solar media.

La estación meteorológica Villajoyosa (Figura 1), según el IVIA (Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias), está clasificada dentro del Modelo 3 (es el tipo de estación más moderna de los tres que maneja el IVIA, cuenta con sensor de dirección de viento), el cual posee el equipamiento siguiente:

1. Datalogger:

· CR1000 Datalogger de Campbell Scientific.

2. Sensor de temperatura-humedad:

· Sonda T/HR de Vaisala, modelo HMP45C

3. Sensor de radiación:

· Piranómetro de Skye modelo SP1110

4. Sensor de velocidad y dirección de viento:

· Anemoveleta de R.M. Young modelo 05103

5. Pluviómetro:

· Pluviómetro plástico de cazoletas de Campbell Scientific, modelo ARG100

Esta estación pertenece a la Red SIAR (Sistema de Información Agroclimática para el Regadío) (IVIA, 2012b).



FIGURA 1.- Estación Villajoyosa (Fuente: IVIA, 2012a)

La metodología propuesta para estimar el valor de la cobertura de nubes es la siguiente empleando los registros de radiación solar media diaria:

Cálculo de la cobertura de nubes media diaria, C_L , con base en la radiación solar media diaria:

1.- Para un día en específico se calculan los valores de las variables H_0 , a_t y R_s (siguiendo la metodología expresada en (Martin, 1999) para cada hora del día, en donde:

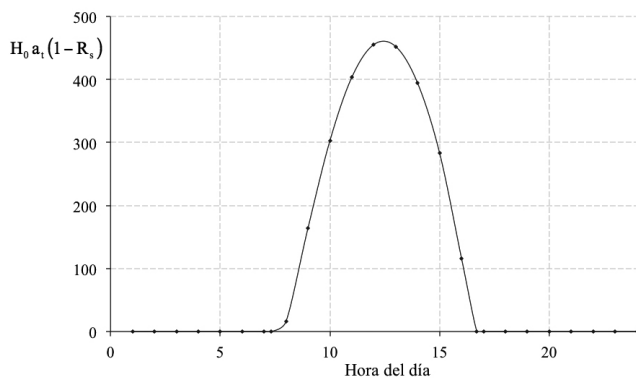


FIGURA 2.- Variación horaria de la radiación solar de onda corta después de difusión, absorción y reflexión en la superficie del agua.

2.- Se elabora una gráfica que muestre la variación de $H_0 \cdot a_t \cdot (1 - R_s)$ a lo largo del día considerado (Figura 2).

3.- Se obtiene el área bajo la gráfica y se divide entre 24 (número de horas del día) para obtener el valor medio del día, ecuación (5).

$$\text{Valor medio de } \sum H_0 \cdot a_t \cdot (1 - R_s) = \frac{\text{Área}}{24} \quad (5)$$

4.- Por medio de la expresión (6) se obtiene H_{SW} :

$$H_{SW} = \{\text{Valor medio de } \sum H_0 \cdot a_t \cdot (1 - R_s)\} C_a \quad (6)$$

Donde (2):

H_{SW} = Radiación solar media registrada del día.

C_a = Es la fracción de la radiación pasando a través de las nubes.

Como $C_a = 1 - 0.65 C_L^2$, se puede despejar el parámetro C_L , expresado mediante la ecuación (7):

$$C_L = 1.2403 \sqrt{1 - \frac{H_{SW}}{\text{Valor medio de } \sum H_0 \cdot a_t \cdot (1 - R_s)}} \quad (7)$$

Y con la ecuación (7) se obtiene el valor de C_L para el día en análisis.

La obtención de C_L involucra gran cantidad de datos y operaciones, por lo que a futuro sería adecuado pensar cómo hacer su obtención de manera más fácil y rápida, con un programa que facilite este proceso. El programa empleado actualmente es difícil de operar.

El proceso detallado de cálculo para obtener los valores de H_0 , a_t y R_s , que son las variables básicas para la estimación de C_L , es el siguiente: se comienza con el cálculo del flujo de radiación de onda corta, H_0 (Martin (1999)) que llega fuera de la atmósfera terrestre con la fórmula (8):

$$H_0 = \frac{H_{SC}}{r^2} \left\{ \sin\left(\frac{\pi\theta}{180}\right) \sin(\delta) + \frac{12}{\pi} \cos\left(\frac{\pi\theta}{180}\right) \cos(\delta) [\sin(h_e) - \sin(h_b)] \right\} \Gamma \quad (8)$$

Donde:

H_{sc} = Constante solar = 1390 W m^{-2} .

r = Distancia relativa entre la Tierra y el Sol.

θ = Latitud en grados.

δ = Declinación.

h_e = Ángulo de la hora solar (en radianes) al final del periodo de tiempo sobre el cual está siendo calculado.

h_b = Ángulo de la hora solar (en radianes) al comienzo del periodo de tiempo sobre el cual H_0 está siendo calculado.

Γ = Factor de corrección por exposición diurna al flujo de radiación.

La distancia relativa Tierra-Sol puede ser estimada con la ecuación (9):

$$r = 1.0 + 0.017 \cos \left[\frac{2\pi}{365} (186 - D_y) \right] \quad (9)$$

Donde:

D_y = Día del año (el primero de enero es $D_y = 1$).

La declinación del Sol puede estimarse por medio de la expresión (10):

$$\delta = \frac{23.45\pi}{180} \cos \left(\frac{2\pi}{365} (172 - D_y) \right) \quad (10)$$

El ángulo de la hora solar (en radianes) al comienzo y al final del periodo sobre el cual la radiación solar en el borde de la atmósfera puede calcularse por medio de las fórmulas (11) y (12):

$$h_b = \left[\frac{\pi}{12} (h_r - 1) - \Delta t_s + a12 \right] + b(2\pi) \quad (11)$$

$$h_e = \left[\frac{\pi}{12} (h_r - \Delta t_s + a12) \right] + b(2\pi) \quad (12)$$

Donde:

H_r = Hora del día desde 1 hasta 24.

El coeficiente $a = 1.0$ para $h_r \leq 12$ y $a = -1.0$ para $h_r > 12$. El coeficiente b varía con la magnitud de la cantidad dentro de los corchetes tanto para h_b y h_e . El coeficiente b toma el valor de $b = -1$ si la cantidad encerrada entre corchetes es $[\dots] > 2\pi$, $b = 1$ para $[\dots]$, y el valor $b = 0$ en cualquier otro caso.

El parámetro Δt_s es numéricamente equivalente a la fracción de una hora requerida por el Sol para cruzar el cielo entre un meridiano estándar y el meridiano local. La longitud del meridiano estándar (L_{sm} , en grados) puede estimarse del valor entero de la longitud del meridiano local (L_{lm} , en grados). La fracción del meridiano local con respecto al meridiano estándar se puede estimar con la ecuación (13):

$$\Delta t_s = \frac{E_a}{15} (L_{sm} - L_{lm}) \quad (13)$$

Donde:

$E_a = 1$ para longitud oeste.

$E_a = 1$ para longitud este.

Para realizar el cálculo del factor de corrección por exposición diurna Γ es necesario obtener la hora estándar del amanecer y de la puesta del Sol. Esta función escalón simplemente establece la radiación solar de onda corta igual a cero para horas mayores o iguales a la puesta del Sol y menores que o iguales que la hora estándar del amanecer. Se puede obtener una expresión para la hora del amanecer y la de puesta del Sol proveniente de la ecuación para la altitud solar α , en radianes, la cual se muestra en la fórmula (14):

$$\alpha = \tan^{-1} \left(\frac{\alpha_1}{\sqrt{1 - \alpha_1^2}} \right) \quad (14)$$

Y α_1 se obtiene con la ecuación (15):

$$\alpha_1 = \left| \sin \left(\frac{\pi\theta}{180} \right) \sin(\delta) + \cos \left(\frac{\pi\theta}{180} \right) \cos(\delta) \cos(\omega) \right| \quad (15)$$

Donde:

ω = Ángulo de la hora ($\omega = h_e$).

En la puesta del Sol, el ángulo de la hora α es igual a cero, por lo que la ecuación (15) queda así:

$$0 = \left| \sin\left(\frac{\pi\theta}{180}\right)\sin(\delta) + \cos\left(\frac{\pi\theta}{180}\right)\cos(\delta)\cos(h_e) \right|$$

De donde, despejando, se obtiene la expresión (16):

$$\cos(h_e) = -\frac{\sin\left(\frac{\pi\theta}{180}\right)\sin(\delta)}{\cos\left(\frac{\pi\theta}{180}\right)\cos(\delta)} \quad (16)$$

La ecuación anterior en conjunto con la expresión para el ángulo de la hora pueden proporcionar la hora estándar de la puesta del Sol, , la cual se obtiene por medio de la fórmula (17):

$$t_{ss} = \frac{12}{\pi} \cos^{-1}\left(-\frac{\sin\left(\frac{\pi\theta}{180}\right)\sin(\delta)}{\cos\left(\frac{\pi\theta}{180}\right)\cos(\delta)}\right) + \Delta t_s + 12 \quad (17)$$

Y para la salida del Sol, t_{su} , se emplea la ecuación (18):

$$t_{su} = -t_{ss} + 2\Delta t_s + 24 \quad (18)$$

El factor de corrección Γ toma el valor 1.0 para el tiempo h_r (horas) cuando se cumple que $t_{su} < h_r < t_{ss}$, y toma el valor 0 para los demás tiempos.

Dispersión de la radiación y absorción.- La radiación que entra a la atmósfera es disminuida en su intensidad debido a la dispersión y la absorción. La fracción de la radiación que alcanza la superficie del agua después de la reducción por dispersión y absorción puede estimarse con la expresión (19):

$$a_t = \frac{a_2 + 0.5(1 - a_1 - c_d)}{1 - 0.5R_g(1 - a_1 - c_d)} \quad (19)$$

Donde:

C_d = Coeficiente de polvo.

R_g = Es la reflectividad del suelo.

a_1, a_2 = Coeficientes de transmisión atmosférica media.

El coeficiente de polvo, c_d , tiene un rango en sus valores que va desde 0.0 hasta 0.13 y un valor típico de 0.06. La reflectividad del suelo, R_g , varía de acuerdo a la cobertura del suelo: 0.14 para campos y praderas, 0.07-0.09 para bosque de coníferas, 0.045 para bosque mixto extendido, 0.25-0.33 en suelo cubierto con pasto, 0.12-0.15 en el caso de suelo rocoso, 0.19 para vegetación de comienzo del verano y hojas con alto contenido de agua, 0.29 al final del verano y hojas con bajo contenido de agua, 0.83 en nieve limpia y 0.42-0.70 en nieve vieja.

Los coeficientes de transmisión atmosférica media varían con el contenido de humedad atmosférica y con la óptica de la masa de aire. El coeficiente de transmisión atmosférica media después de dispersión y absorción está dado por la ecuación (20):

$$a_2 = \exp[-(0.465 + 0.134P_{wc})(0.179 + 0.421\exp(-0.721\theta_{am}))\theta_{am}] \quad (20)$$

Y el coeficiente atmosférico medio está dado por la fórmula (21):

$$a_1 = \exp[-(0.465 + 0.134P_{wc})(0.129 + 0.171\exp(-0.88\theta_{am}))\theta_{am}] \quad (21)$$

Donde:

P_{wc} = Contenido de agua atmosférico precipitable medio diario.

θ_{am} = Masa de aire óptica, adimensional.

El parámetro P_{wc} puede ser estimado con la expresión (22):

$$P_{wc} = 0.85 \exp(0.11 + 0.0614 T_d) \quad (22)$$

Donde:

T_d = Temperatura del punto de rocío.

La masa de aire óptica puede calcularse con la elevación del sitio y la altitud solar, con la ecuación (23):

$$\theta_{am} = \frac{\left(\frac{288 - 0.0065 Z}{288}\right)^{5.256}}{\sin(\alpha) + 0.15 \left(\frac{\alpha 180}{\pi} + 3.855\right)^{-1.253}} \quad (23)$$

Donde:

Z = Elevación del sitio.

α = Ángulo de altitud del Sol.

Reflexión.- El albedo o la fracción de la reflexión de la radiación solar en la superficie del agua, R_g , se puede estimar por medio de la expresión (24):

$$R_s = a \left(\frac{180}{\pi} \alpha\right)^b \quad (24)$$

a y b = Coeficientes que dependen de la cobertura de nubes.

Los valores típicos de los coeficientes a y b dependen de la fracción del cielo cubierta por las nubes: cielo cubierto ($a = 0.33$ y $b = -0.45$), cielo con pocos huecos ($a = 0.95$ y $b = -0.75$), algunas nubes dispersas ($a = 2.20$ y $b = -0.97$) y cielo despejado ($a = 1.18$ y $b = -0.77$).

RESULTADOS

Los valores de la fracción del cielo cubierta por nubes deben ubicarse en el rango $0 \leq C_L \leq 1$ (Martin, 1999), que es el intervalo de validez del parámetro estimado. Al aplicar la metodología propuesta, el 88.18% de los valores se encuentra en este rango, lo que constituye una medida de la efectividad alcanzada.

Para obtener estos valores de utilizó el software Visual Studio 2005, elaborando un programa en Visual Basic 2005, y se leyeron los datos desde una hoja de Microsoft Excel 2010.

Para efectuar la estadística descriptiva de los datos se utilizó el complemento del programa Mi-

crosoft Excel 2010 *Análisis de datos-Estadística descriptiva*. Los parámetros estadísticos descriptivos obtenidos sobre los valores estimados cuyo valor se encuentra en el rango válido son los siguientes:

0.5037 de media y 0.4596 de mediana. Al ser la media un valor numérico mayor que la mediana, se puede deducir que la distribución de los valores obtenidos es asimétrica positiva, lo que indica que la “cola” a la derecha de la media es más larga que la de la izquierda, o sea, existen valores mucho más separados de la media a la derecha.

La desviación estándar alcanzó un valor de 0.2093, lo que nos indica que se puede considerar que los valores estimados no se encuentran tan dispersos en torno a la media de la distribución. La varianza de la muestra fue de 0.0438; al ser este un valor relativamente pequeño, ello nos indica que dentro de los valores estimados no se tienen muchos valores atípicos.

La curtosis obtenida sobre los datos estimados presenta un valor de -0.4839; al ser la curtosis negativa, la distribución de los valores estimados es platicúrtica, lo cual indica que existe una baja concentración de valores en torno a la región central de la distribución (el centro de la distribución está achatado y con colas largas). El coeficiente de asimetría vale 0.4285; en este caso el valor positivo del coeficiente de asimetría indica que la mayoría de los valores estimados se encuentran por arriba del valor de la media aritmética.

En este caso, como la curtosis se encuentra en el intervalo $-0.5 \leq \text{curtosis} \leq 0.5$ y el coeficiente de asimetría cumple con el criterio $-0.5 \leq \text{coeficiente de asimetría} \leq 0.5$ la curva de la distribución es normal (los datos están distribuidos normalmente). La principal ventaja de que la distribución sea normal reside en que la mayor parte de los procedimientos de la inferencia estadística exigen que $-0.5 \leq \text{curtosis} \leq 0.5$ los datos se distribuyan normalmente.

El mínimo valor estimado es 0.0301 y el máximo valor estimado 0.9985, por lo que el rango tiene un valor de 0.9684, el cual cubre prácticamente

todo el rango teórico posible para los 1843 datos analizados: 1.0000.

Con los valores se procedió a elaborar una gráfica boxplot (gráfica de caja y bigotes), haciendo uso del software RStudio (Cornillon, 2012):

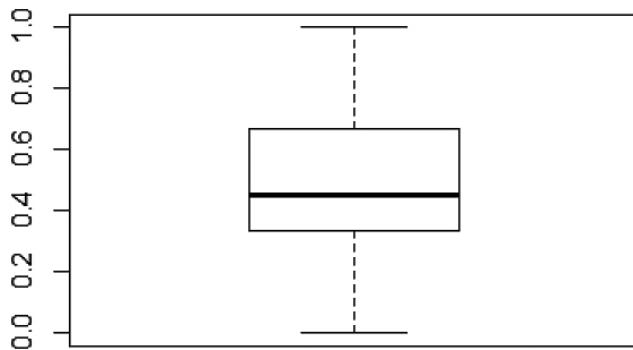


Figura 3.- Gráfico boxplot de los datos

En la Figura 3 no se observan outliers (datos anómalos), y como la mediana está cercana al centro de la caja, podemos suponer que la suposición de una distribución normal es válida.

Para la variable estimada se elabora una gráfica normal Q-Q (cuantiles reales y teóricos de una distribución normal, Figura 4), haciendo uso del software IBM SPSS Statistics 22. En la Figura 4 los valores correspondientes a una distribución normal teórica vienen representados por la línea recta y los puntos corresponden a las diferentes estimaciones en la distribución empírica. Si los puntos están próximos a la recta, como es el caso, quiere decir que el ajuste a una distribución normal es aceptable (Visauta, 2002).

Luego, haciendo uso del mismo software SPSS se procedió a efectuar la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors. Según esta prueba, resultó que la distribución de las estimaciones de CL sí es normal, con un nivel de significación de 0.000.

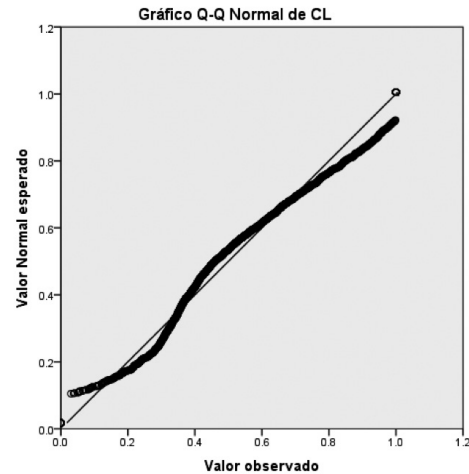


Figura 4.- Gráfico normal Q-Q de los datos

DISCUSIÓN

Al estar los valores estimados con el método en un 88.18% dentro del rango válido, se puede afirmar que el método muestra buenos resultados. El cálculo de la cobertura de nubes media diaria se utiliza dentro del cálculo del balance de energía calorífica en cuerpos de agua continentales: obtención de la radiación de onda corta y la radiación de onda larga (Martin, 1999).

Analizando los resultados de la estadística descriptiva, se puede apreciar que los valores de la media y la mediana están muy próximos, lo que hace suponer una distribución normal; esta es confirmada por los valores de la curtosis, el coeficiente de asimetría y la desviación estándar.

El valor positivo del coeficiente de asimetría, en términos prácticos, indica que la mayoría de los días del periodo estudiado el cielo se encontraba cubierto de nubes en más de un 50%.

El hecho de que los valores mínimo y máximo se encontraran prácticamente en los límites del intervalo válido apunta a que la metodología propuesta es capaz de obtener todos los valores teóricos posibles, desde el cielo despejado ($0 \leq C_L < 0.1$) hasta el cielo cubierto ($0.9 < C_L \leq 1.0$).

Los gráficos boxplot, normal Q-Q y la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors demuestran que las esti-

maciones obtenidas se ajustan a una distribución normal, lo que se observa en el comportamiento de muchos sucesos reales, y permite que la estadística gaussiana sea aplicable. Esto permite que las estimaciones puedan emplearse en modelos estadísticos, sin invalidarlos (Baird, 1991).

CONCLUSIONES

El valor de la cobertura de nubes media diaria es un parámetro importante en el estudio de cuerpos de agua, como son embalses y lagos, pues está involucrado en los cálculos de flujos de energía. La metodología propuesta presenta resultados que se pueden clasificar como buenos, pero es necesario seguir haciendo investigación para mejorar la efectividad.

También debido al número de cálculos involucrados, es necesario pensar en cómo mejorar el programa computacional elaborado en Microsoft Visual Basic 2005 para la obtención de la cobertura de nubes media diaria, con el fin de que su uso sea más accesible, fácil y rápido.

BIBLIOGRAFÍA

- Antonopoulos, V. Z.; Gianniou, S. K. (2003). "Simulation of water temperature and dissolved oxygen distribution in Lake Vegoritis, Greece". *Ecol. Model.*, 160, 39-53.
- Baird, D.C. (1991). *Experimentación: una introducción a la teoría de mediciones y al diseño de experimentos*. México: Prentice-Hall Hispanoamericana, S. A. Pp. 32-34.
- Cornillon, P.A.; Guyader, A.; Husson, F.; Jégou, N.; Josse, J.; Kloareg, M.; Matzner-Løber, E.; Rouvière, L. (2012). *R for Statistics*. United States of America: CRC Press - Taylor & Francis Group. Pp. 42, 54 and 119.
- Chapra, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*. United States of America: WCB McGraw-Hill. Pp. 577-589.
- Deas, M.L.; Lowney, C. L. (2000). *Water temperature modeling review*. United States of America: Central Valley. The Bay Delta Modeling Forum. Pp. 18-25.
- Dolz, J.; Puertas, J.; Aguado, A.; Agulló, L. (1995). *Efectos térmicos en presas y embalses*. España: E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Cataluña. Pp. 3-24.
- Environmental Laboratory (1995). *CE-QUAL-R1: A numerical one-dimensional model of reservoir water quality; user's manual*. United States of America: Instruction Report E-82-1 (revised edition), U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. Pp. 54-61.
- Han, B. P.; Armengol, J.; Garcia, J. C.; Comerma, M.; Roura, M.; Dolz, J.; Straskraba, M. (2000). "The thermal structure of Sau Reservoir (NE: Spain): a simulation approach". *Ecol. Model.*, 125, 109-122.
- IVIA. [En línea]: <http://riegos.ivia.es/listado-de-estaciones/villajoyosa-la-vila-joiosa>. Fecha desconocida. España. (Con acceso el 12 de noviembre de 2012^a).
- IVIA. [En línea]: <http://riegos.ivia.es/modelos>. Fecha desconocida. España. (Con acceso el 12 de noviembre de 2012^b).
- Martin, J.L.; McCutcheon, S. C. (1999). *Hydrodynamics and transport for water quality modeling*. United States of America: Lewis Publishers. Pp. 350-361.
- Visauta Vinacua, B. (2002). *Análisis estadístico con SPSS para Windows. Volumen I. Estadística básica*. Segunda edición. España: McGraw-Hill/Interamericana de España. Pp. 77-79.
- Whigham, P. A.; Recknagel, F. (2001). "Predicting chlorophyll-a in freshwater lakes by hybridizing process-based models and genetic algorithms". *Ecol. Model.*, 146, 243-251.

Evaluación de parámetros físico químicos y contenido de metales en sedimentos de la Laguna de Bustillos en Chihuahua, México

Rey Manuel Quintana Martínez,¹ Gilberto Soto Chacón,² Héctor Rubio Arias,³ José Roberto Espinoza Prieto,⁴ Celia Holguín Licón,⁵ Javier Camarillo Acosta⁶

RESUMEN

La Laguna de Bustillos es un sistema acuático prioritario en el estado de Chihuahua. El objetivo fue evaluar el pH, conductividad eléctrica (CE), granulometría y determinar la concentración de metales pesados en sedimentos de la misma. Se colectaron 56 muestras de sedimento, a partir de cuatro sitios: Anáhuac, Cuauhtémoc, ejidos aledaños y campos menonitas a dos profundidades; 0-15 y 15-30 cm. Se cuantificaron los siguientes elementos: As, B, Cd, Cr, con un espectrofotómetro de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Los resultados se compararon con estándares establecidos por las normatividades mexicana, estadounidense y canadiense. Para el análisis se utilizó el paquete estadístico MINITAB 15. Se encontró diferencia significativa por efecto de sitio ($P < 0.05$), en los parámetros analizados. Los elementos rebasaron los estándares para sedimentos, el As ($15.7 \pm 1.7 \text{ mg k}^{-1}$, Campos Menonitas); B ($19.3 \pm 2.2 \text{ mg k}^{-1}$, Anáhuac); Cd ($1.2 \pm 0.23 \text{ mg k}^{-1}$, Anáhuac); y Cr ($46.15 \pm 2.5 \text{ mg k}^{-1}$, Cuauhtémoc). La textura resultó en la mayoría de los sitios del tipo arcilloso (38.5%). El pH promedio en Cuauhtémoc fue de 9.1 ± 0.15 , en Anáhuac de 9.06 ± 0.16 , en los ejidos de 8.6 ± 0.1 y en los campos menonitas de 8.6 ± 0.12 . La CE promedio fue en Anáhuac de $0.39 \pm 0.09 \text{ mS cm}^{-1}$; en Cuauhtémoc de $0.37 \pm 0.07 \text{ mS cm}^{-1}$; en los ejidos de $0.20 \pm 0.034 \text{ mS cm}^{-1}$ y en los campos menonitas de $0.15 \pm 0.019 \text{ mS cm}^{-1}$. La concentración de algunos de estos elementos se encuentra en niveles que pudieran provocar daños a la ecología del lugar a mediano y/o largo plazo.

Palabras clave: Metales pesados, Bustillos, sedimentos, metaloides, fisicoquímicos

1 * Profesor-Investigador de la Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua, Periférico Francisco R. Almada Km. 1, Tel. (614) 434 03-03, Fax 434 03 45.

2 Estudiante de Maestría de la Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua.

3 Profesor de la Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua.

4 Profesor de Maestría de la Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua.

5 Profesor de Maestría de la Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua.

6 Profesor de Maestría de la Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua.

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados y metaloides han existido desde la antigüedad, utilizándose para diferentes actividades. Es sabido que algunos de ellos como níquel, cobre, zinc, manganeso, cobalto y cromo entre otros, son esenciales para el adecuado desarrollo de los seres vivos.

La Laguna de Bustillos recibe el aporte de diversos elementos, por procesos naturales, además de una severa contaminación debido a diversas actividades antropogénicas (Rubio *et al.*, 2005). Este cuerpo lacustre que se encuentra entre los más importantes a nivel nacional, es recolector de residuos industriales (PONDERCEL), aguas residuales urbanas y arrastres aluviales de zonas agrícolas o pecuarias (De la Fuente, 1998). La relación que existe entre los ecosistemas lacustres y terrestres, propicia el arrastre de materiales a este cuerpo de agua; y esporádicamente, por acción del viento se lleva a cabo el transporte de sedimentos hacia el sistema lacustre. Hoy en día, cantidades importantes de sedimentos se depositan en los lagos provenientes de los alrededores (De la Lanza y García-Calderón, 1991). Muchos de estos sedimentos consisten en aluviones arrastrados por los ríos que llevan materia orgánica, desechos urbanos, materiales de construcción, materiales de campos agrícolas, sedimentos de minas, restos de fertilizantes y plaguicidas y detritos humanos provenientes de los desagües (Belmonte *et al.*, 2003).

Resulta perjudicial el alto contenido de metales pesados en los cuerpos de agua debido a la alta biodisponibilidad y biotransmisibilidad, procesos que facilitan su incorporación a la cadena trófica (Gutiérrez, 2000). La cuantificación del contenido de metales en sedimentos especifica de una manera más precisa el grado de contaminación del cuerpo lacustre, debido a que los sedimentos se consideran un reservorio altamente concentrado de metales (Tessier y Campbell, 1987). Existen algunos parámetros fisicoquímicos en los sedimentos que determinan la disolución, precipitación y solubilidad de los metales, como son el intercambio catiónico,

pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, además de otros (Loué, 1988). Es sabido que el pH es uno de los principales parámetros que controlan la solubilidad de un metal en el sedimento, puesto que la gran mayoría de los metales responden con mayor movilidad a pH ácidos. La materia orgánica tiene la capacidad de absorber gran cantidad de metales pesados (Giusquiani *et al.*, 1992; Wangersky, 1986). El tamaño de grano (textura), establece la cantidad de metales pesados en el sedimento, siendo mayor en las partículas finas (arcillas) debido a la alta superficie específica que ofrecen éstos y a su carga iónica negativa (McCave, 1984).

Se requiere un mayor conocimiento sobre las concentraciones de metales. Por otra parte, es necesario indagar si los diferentes usos de suelo marcan diferencias entre sitios y entre profundidades con un nivel de significancia de 0.05.

El objetivo de este estudio fue evaluar los parámetros fisicoquímicos y el contenido de metales en sedimentos de la Laguna de Bustillos en la región de Anáhuac, Chihuahua, México. Los resultados obtenidos serán de gran utilidad para conocer el estado actual de la laguna, y así saber qué estudios posteriores realizar y qué medidas preventivas o correctivas llevar a cabo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se localiza dentro de la cuenca endorreica Laguna de Bustillos en la porción centro-occidental del estado de Chihuahua, en la región hidrológica número 34 (figura 1). (CNA, 2009).

El área corresponde a una cuenca cerrada de forma irregular; delimitada hacia el oeste y noroeste por medio del parteaguas que forman las sierras de Pedernales, San Juan, Salitreña, Chuchupate; al sur por los cerros La Bufa y Chichihuite; al oriente por la sierra Azul, los cerros El Venado y Los Gavilanes; al nororiente por los cerros Banco, Los Hidalgos y Rebote (CNA, 2009).

Recolección de muestras y procesamiento

En la Laguna de Bustillos, en el mes de noviembre del 2009 se recolectaron un total de 56 muestras. Se extrajeron principalmente de los márgenes, debido a las características propias de la laguna (corrales y redes dentro de la laguna), a una profundidad no mayor de 30 cm. Las muestras fueron recolectadas con un extractor de sedimentos prefabricado (tubo de plástico pvc de 4"). Los sedimentos recolectados (± 2 kg) fueron colocados en bolsas de plástico con cierre hermético. Las muestras se depositaron en hieleras para su traslado al Laboratorio de Nutrición Animal de la Facultad de Zootecnia y Ecología de la Universidad Autónoma de Chihuahua, donde se almacenaron para su posterior análisis.

Análisis de las muestras

Se procedió a limpiar las muestras de objetos extraños. Las muestras se pusieron a secar al aire libre por un lapso de 15 días. Se pulverizaron con un rodete de madera y se mezcló la muestra para lograr

homogeneidad. La muestra (1.00-2.00 g) se pesó en una báscula electrónica y se colocó en matraces de 100 mililitros (mL) para su digestión utilizando: HNO_3 , agua destilada, H_2O_2 al 30% y HCl , utilizando el método 3050 A (EPA, 1992). Por último, la muestra se filtró utilizando papel Whatman No. 42 en un matraz aforado de 100 mL. Se diluyó con agua destilada y se mezcló para lograr homogeneidad. Por último, se colocaron en recipientes de plástico previamente etiquetados y adecuados para su almacenamiento y posterior análisis.

Para la cuantificación de metales, se siguió el método descrito por Perkin Elmer (1979). Se llevó a cabo con un espectrofotómetro de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente Perkin-Elmer Modelo Optima 2000 (ICP-OES). Se utilizó una solución patrón la cual consistió en una matriz compuesta por 18 elementos (Ag, Al, As, B, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Si y Zn) con una concentración de 1.00 mg L^{-1} . El primer paso fue la lectura del blanco para ajustar a

cero (agua tridestilada) y enseguida el estándar de concentración. Posteriormente se procedió a la lectura de las muestras para la cuantificación de los metales. Por último, se procedió a la limpieza del equipo enjuagando con agua tridestilada. El programa utilizado fue Winlab 32 ICP-OES.

La conversión de unidades mg L^{-1} a mg g^{-1} se generó mediante la siguiente fórmula: $(\text{F.D.}) = \mu\text{g g}^{-1} \text{ F.D.} = \text{Dilución mL g}^{-1} \text{ de muestra}$ (APHA-AWWA-WPCF 1989).

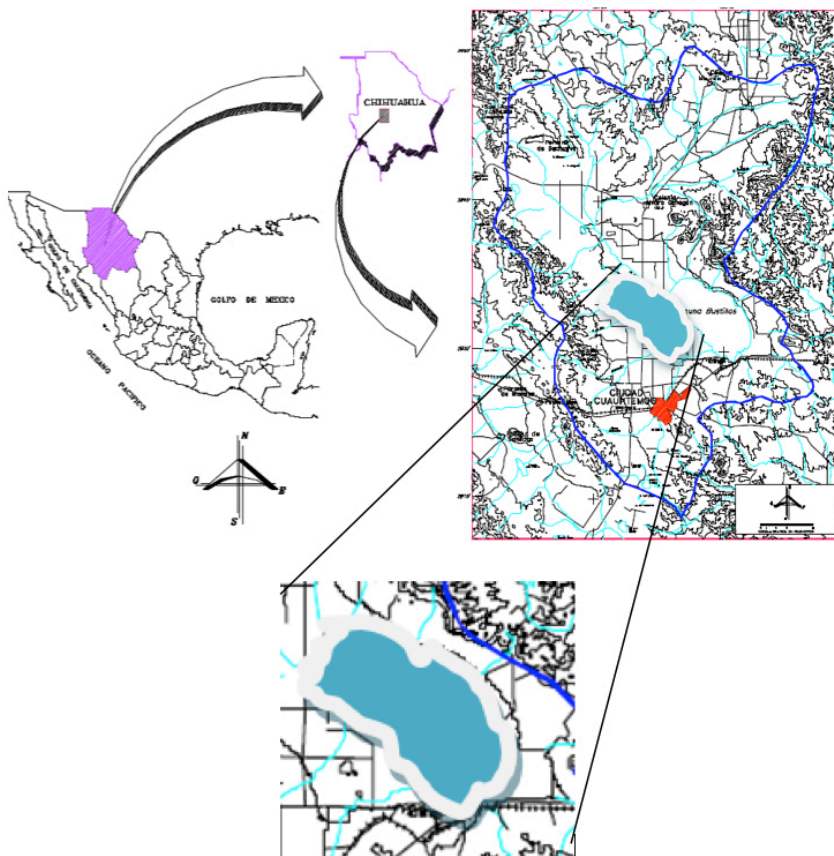


Figura 1. Ubicación del área de estudio, Laguna de Bustillos (Fuente: Catálogo de acuíferos CNA, 2009)

Método Bouyoucos

Las muestras se tamizaron en una criba de 2 mm, luego se procedió a determinar su tendencia (arenosa o arcillosa) mediante el tacto. Una vez determinada su tendencia se pesaron las muestras: 50 g (arcillosa) y 100 g (arenosa). Una vez pesadas se depositaron en los vasos mezcladores, con 20 mL de solución Calgón. Se agitaron por 5 min (arenoso) y 10 min (arcilloso). Se transfirió el contenido total a la probeta Bouyoucos, para tomar la primera lectura (densidad y temperatura) a los 40 s y la segunda lectura 2 h después (Bouyoucos, 1963).

El pH fue analizado por medio de un potenciómetro multiparamétrico portátil marca Hanna. Se depositaron 10 g de sedimento en 100 mL de agua destilada, para agitarse durante 5 min y posteriormente llevarse a cabo la medición correspondiente. La medición de la ce se llevó a cabo por medio de un potenciómetro multiparamétrico portátil marca Hanna. La solución se formó con 10 g de sedimento en 100 mL de agua destilada; posteriormente se agitó durante 5 min, para luego tomarse la medición correspondiente siguiendo el procedimiento descrito en el método 9045C de la EPA (1995).

Análisis estadístico

Los datos se evaluaron con el software estadístico minitab 15. Se realizó un análisis de varianzas y co-

varianzas (ANOVA) con el procedimiento Modelos Lineales Generales (GLM).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1 se presenta una comparación de los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos por las siguientes normas: NOM-147SEMARNAT/SSA-2004; guía de la calidad para la clasificación de toxicidad de sedimento en California (Steven *et al.*, 2008); guía canadiense de calidad de sedimento para la protección de la vida acuática (Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, 2002 [CSQGPAL]); y la guía de Ontario de calidad de sedimento para lagunas (Ontario Ministry, 2003) con el estudio realizado en la Laguna de Bustillos.

pH

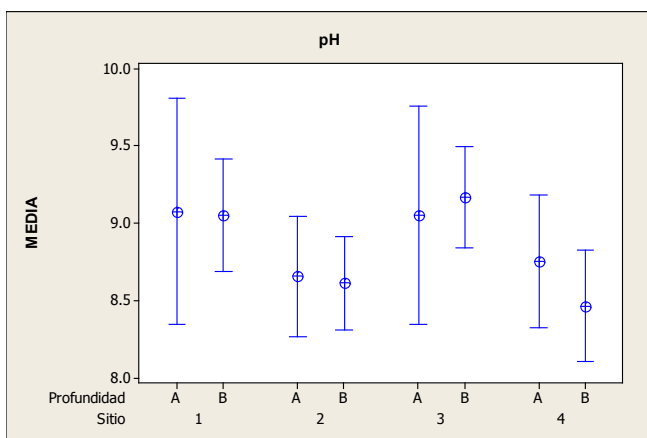
El anova arrojó diferencias entre sitios ($P < 0.05$). No hubo diferencias entre profundidades ($P > 0.05$) ni para la interacción ($P > 0.05$). Se observó un pH con tendencia alcalina. Los valores estuvieron dentro del rango de 7.5 a 10.1. Ninguna de estas normas contempla el pH. Reyes (1995) refirió que las condiciones que rigen el pH varían conforme al origen de las aguas, clima y cambios diarios, inclusive cuestiones antropogénicas. El perfil alcalino de la Laguna de Bustillos podría deberse a la solubili-

Cuadro 1. Estándares comparados con el presente estudio.

Parámetros	(SQGQ1) Steve <i>et al.</i> (2008)	Canadian sediment quality guidelines	Ontario Ministry of the environment	nom-147- semarnat /ssa1-2004	Resultados del estudio por sitios
pH	N/A	N/A	N/A	N/A	9.1±0.15 (C)
Conductividad eléctrica (mS cm ⁻¹)	N/A	N/A	0.70	N/A	0.39±0.09 (A)
As (mg kg ⁻¹)	55	5.9	20	22	15.7±1.5 (C.M.)
B (mg kg ⁻¹)	N/M	N/M	1.5	N/M	19.3±2.2 (A)
Cd (mg kg ⁻¹)	4.2	0.6	3.0	37	1.2±0.23 (A)
Cr (mg kg ⁻¹)	224	37.3	750	280	46.1±2.5 (C)

A (Anáhuac), E (Ejidos), C (Cuauhtémoc), C.M. (campos menonitas), N/M (no lo contempla la norma), N/A (no aplica). Fuente: Evaluación de parámetros físico químicos y contenido de metales en sedimentos de la Laguna de Bustillos en Chihuahua, México.

dad y disponibilidad de los componentes químicos como los nutrientes, nitrógeno, carbono, fósforo y metales pesados. Michaud (2001) documentó que los metales pesados son menos tóxicos o inocuos en condiciones alcalinas. Por otra parte un pH ácido facilita la solubilidad y biodisponibilidad. Al obtener el promedio de pH por cada sitio, reveló que el valor de pH más alto fue de Cuauhtémoc, con 9.1 ± 0.15 ; le siguió Anáhuac con 9.06 ± 0.16 ; los ejidos con 8.61 ± 0.97 . Y, con la concentración más baja, los campos menonitas (8.6 ± 0.2). En la gráfica 1 se ejemplifican las medias de los sitios y las profundidades para la variable pH.

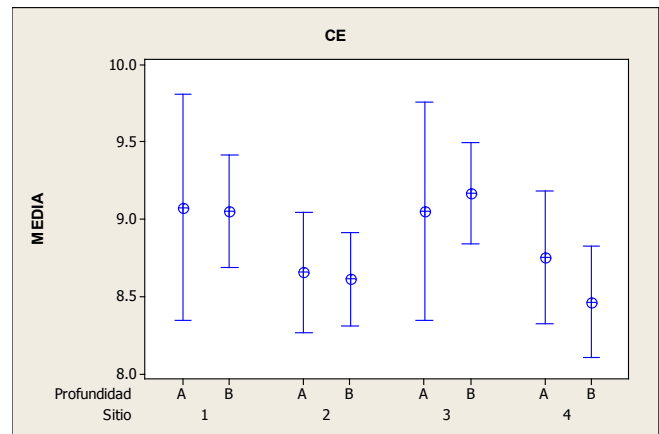


Gráfica 1. Medias de pH por sitios y profundidades.

Conductividad eléctrica (CE)

El anova arrojó diferencias entre sitios ($P < 0.05$); no hubo diferencias entre profundidades ($P > 0.05$) ni para la interacción ($P > 0.05$). La ce como parámetro indica la presencia de iones en el sedimento y su interacción con otros parámetros, el cual ayuda a predecir el comportamiento y sus efectos (ANZECC, 2000). Las actividades antropogénicas que alteran el suelo como las inundaciones, las altas temperaturas y la desecación favorecen variaciones de salinidad. La escorrentía es otra fuente de alteraciones de la salinidad pero por lo general su aporte es pequeño o nulo (Romero *et al.*, 1998). La media de la ce por sitio reveló que el valor más alto fue de 0.39 ± 0.09 mS cm^{-1} , en Anáhuac. Para Cuauhtémoc, fue de 0.37 ± 0.06 mS cm^{-1} ; los ejidos obtu-

vieron 0.2 ± 0.03 mS cm^{-1} y por último, los campos menonitas mostraron proporciones de 0.15 ± 0.019 mS cm^{-1} . En general, los valores y cantidades para ce fueron bajos en comparación con los valores máximos permisibles (0.70 mS cm^{-1}) que contempla la norma (Ontario Ministry, 2003). Solo esta norma contempla la CE. En la gráfica 2 se ejemplifican las medias de los sitios y las profundidades para la variable CE.

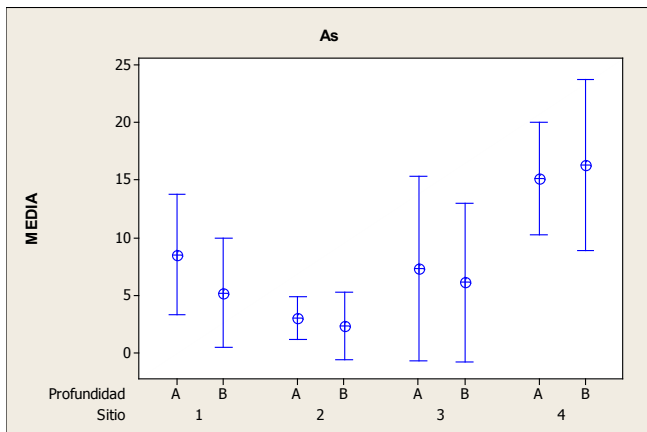


Gráfica 2. Medias de conductividad eléctrica por sitios y profundidades, expresado en mS cm^{-1} .

Arsénico total (As)

El anova arrojó diferencia entre sitios ($P < 0.05$). No hubo diferencias para profundidades ($P > 0.05$) ni para la interacción ($P > 0.05$). Los niveles de As están solo por encima de la guía canadiense de calidad de sedimento para la protección de la vida acuática (CSQGPAL). Las demás normas sí lo contemplan pero los valores se encuentran por debajo de los lmp de estas. La guía (csqgpal) especifica que el límite máximo permisible es de 5.9 mg kg^{-1} . Al obtener las medias del muestreo por cada sitio revelaron que la concentración más alta fue de 15.7 ± 1.75 mg kg^{-1} , en los campos menonitas; en Anáhuac fue de 6.8 ± 1.4 mg kg^{-1} ; en Cuauhtémoc fue de 6.7 ± 2.1 mg kg^{-1} , y los ejidos con 2.6 ± 0.7 mg kg^{-1} . En la gráfica 3 se ejemplifican las medias para sitios y profundidades de As. Benavides *et al.*, (2008) encontraron en la Laguna de Bustillos la concentración de 12 mg kg^{-1} de As, en un estudio realizado en tres importantes lagunas del estado de

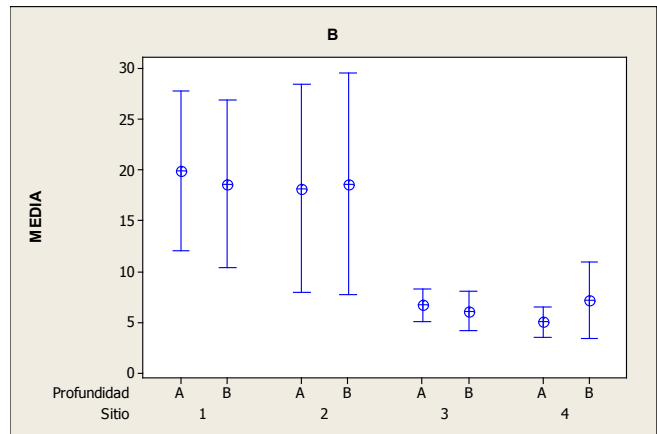
Chihuahua. En el sitio denominado campos menonitas, la concentración de este elemento fue superior a los demás. Esto podría deberse al manejo de fertilizantes y plaguicidas. La utilización de fertilizantes y plaguicidas debido a la agricultura incrementan la cantidad de este metaloide (Belmonte, 2003).



Gráfica 3. Medias de arsénico por sitios y profundidades, expresado en mg kg⁻¹.

Boro (B)

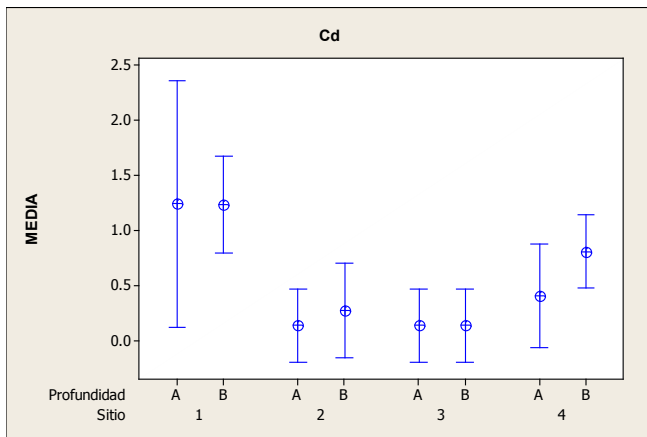
El anova arrojó diferencias entre sitios ($P < 0.05$). No hubo diferencias entre profundidades ($P > 0.05$) ni para la interacción ($P > 0.05$). El B es utilizado para la elaboración de vidrio, así como para la impregnación de la madera. En la ciudad de Cuauhtémoc existen una elaboradora de vidrio y una impregnadora de madera, de las cuales los residuos generados a lo largo de los años, posiblemente han llegado a la laguna. Solo la guía de Ontario (Ontario Ministry, 2003) contempla a este elemento, donde los niveles de B se encuentran por encima de los estándares de calidad permitidos para sedimento en lagunas. La guía especifica que el límite máximo permisible es de 1.5 mg kg⁻¹. Las medias obtenidas del muestreo por sitio revelaron que la concentración más alta fue de 19.3±2.2 mg kg⁻¹, en Anáhuac; 18.4± 2.9 mg kg⁻¹ en los ejidos. En Cuauhtémoc, 6.3±0.5 mg kg⁻¹; y en los campos menonitas, 6.06± 0.85 mg kg⁻¹. En la gráfica 4 se ejemplifican los sitios y la profundidad para las concentraciones de Boro.



Gráfica 4. Medias de boro por sitios y profundidades, expresado en mg kg⁻¹.

Cadmio (Cd)

El anova arrojó diferencias entre sitios ($P < 0.05$). Por otro lado, no hubo diferencia entre profundidades ($P > 0.05$); lo mismo para la interacción ($P > 0.05$). La utilización durante muchos años de fertilizantes de fosfato, en los alrededores (campos menonitas y comunidades aledañas) de la laguna, pudieran estar generando residuos de Cd en el cuerpo lacustre. La producción de papel (pondercel), dentro de su proceso tiene entre sus residuos metales pesados, entre ellos el Cd, por lo cual podría estar incrementando los niveles de este metal en la laguna. Los niveles de Cd están por encima de la guía canadiense de calidad de sedimento para la protección de la vida acuática (CSQGPAL). La guía especifica que el límite máximo permisible es de 0.6 mg kg⁻¹. El resultado de las medias revelaron que la concentración más alta de Cd fue de 1.2±0.24 mg kg⁻¹, en Anáhuac; para los campos menonitas fue de 0.6±0.1 mg kg⁻¹. El siguiente valor, 0.2±0.1 mg kg⁻¹, pertenece a los ejidos y, por último, para Cuauhtémoc fue de 0.13±0.09 mg kg⁻¹. En la gráfica 5 se muestran las medias de los sitios y las profundidades para el Cd.

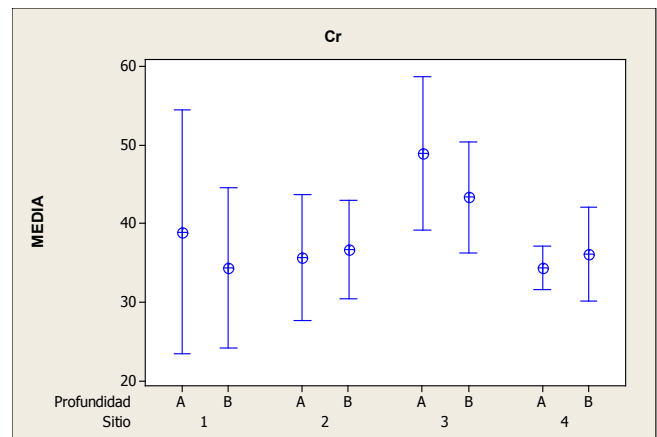


Gráfica 5. Medias de cadmio por sitios y profundidades, expresado en mg kg⁻¹.

Cromo (Cr)

El ANOVA arrojó diferencias entre sitios ($P < 0.05$) pero no hubo diferencia entre profundidades ($P > 0.05$) ni para la interacción ($P > 0.05$). En la ciudad de Cuauhtémoc existen una cromadora y una curtidora de pieles, de las cuales se podrían originar residuos de Cr, derivado de sus procesos de producción, que de algún modo van y paran a la laguna.

Los residuos de la papelera (PONDERCEL), generados durante mucho tiempo, contienen metales pesados entre ellos el cromo, los cuales se descargaban directamente a la laguna, y podrían estar incrementando el nivel de este elemento. Los niveles de Cr total se encontraron por encima de la guía canadiense de calidad de sedimento para la protección de la vida acuática (CSQGPAL). La guía especifica que el límite máximo permisible (LMP) es de 37.3 mg kg⁻¹. El resultado del muestreo por sitios revelaron que la concentración más alta de Cr total fue de 46.1±2.5 mg kg⁻¹, en Cuauhtémoc; el segundo valor correspondió a Anáhuac con 36.6±3.7 mg kg⁻¹; para los ejidos resultó un valor de 36.1±2.0 mg kg⁻¹; y por último, los campos menonitas, con 35.2± 1.3 mg kg⁻¹. En la gráfica 6 se muestran las medias de los sitios y las profundidades para el Cr total.



Gráfica 6. Medias de cromo por sitios y profundidades, expresado en mg kg⁻¹.

CONCLUSIONES

La cantidad de metales pesados y de un metaloide (As) así como en todos los parámetros analizados en los 4 sitios de la Laguna de Bustillos mostraron que existe diferencia entre sitios ($P < 0.05$), lo que indica que las diferentes actividades antropogénicas que se realizan en las cercanías, tienen impacto sobre la laguna.

El As (0.39±0.09 mg kg⁻¹ en Anáhuac) rebasó la norma (CSQGPAL, con 5.9 mg kg⁻¹). El B (19.3±2.2 mg kg⁻¹ en Anáhuac) rebasó la norma (Ontario Ministry, 2003 con 1.5 mg kg⁻¹). El Cd (1.2±0.23 mg kg⁻¹ en Anáhuac) rebasó la norma (CSQGPAL, 2002 con 0.6 mg kg⁻¹) y el Cr (46.1±2.5 mg kg⁻¹ en Cuauhtémoc) rebasó la Norma (CSQGPAL, 2002 con 37.3 mg kg⁻¹).

Los factores físico-químicos analizados en la laguna, entre ellos el pH que resultó ser de tendencia alcalina, podría ser el factor por el cual no hubo diferencia entre profundidades, ya que los metales son poco móviles en suelos alcalinos y tienden acumularse en la parte superficial.

La granulometría observada en el análisis que se llevo a cabo, arrojó una textura principalmente arcillosa. El contenido de metales podría deberse a que la arcilla y el limo tienden a adsorber ciertos metales pesados, que quedan retenidos en sus posiciones de cambio. Por el contrario los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados, pero tendría que llevarse a cabo

un estudio de especiación de metales posterior para tener evidencias y afirmar esta suposición.

BIBLIOGRAFÍA

- ANZECC, 2000. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. Water quality guidelines [en línea]: <http://www.mfe.govt.nz/publications/water/anzecc/-water-equality-guide-02/> (consultado en agosto 12, 2011).
- Belmonte, E., J. Bermúdez, A. Casino, y E. Veres. 2003. Un indicador global para la calidad del agua. Memorias del 27 Congreso Nacional de Estadística e Investigación Operativa. Pp. 8-11.
- Benavides, A., M. Moreno, M. Sosa, S. Puga, J. Alcalá, y C. Quintana. 2008. "Evaluación de la calidad del agua en las principales lagunas del estado de Chihuahua". *Rev. Latinoamericana de Recursos Naturales* 4: 84 -88.
- Bouyucos, G. V. 1963. "Directions for making mechanical analysis of soil by hydrometer method". *Soil Sci.* 42: 23-30.
- Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. 2003. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- cna, 2009. Comisión Nacional del Agua. Catálogo de Acuíferos. Mapa elaborado por la Gerencia de Aguas Subterráneas, versión 2009.
- De la Fuente, G. 1998. Conservación y Ecología, dumac, Ducks Unlimited de México A. C.
- De la Lanza, E. G. y J. L. García-Calderón. 1991. "Sistema lagunar Huisache y Caimanero, Sin. Un estudio socioambiental, pesquero y acuícola". *Hidrobiología* 1: 1-35.
- EPA. 1992. Environmental Protection Agency. Acid digestion of sediments, sludges, and soils, Method 3050A, Manual de laboratorio de nutrición animal de la Facultad de Zootecnia. Universidad Autónoma de Chihuahua.
- EPA. 1995. Environmental Protection Agency. Method 9045C: Solid and waste pH, in SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods: United States Environmental Protection Agency.
- Giusquiani, P.L., G. Gigliotti, and D. Businelli. 1992. "Mobility of Heavy Metals in Urban, Organic Matter and pH in Temperature Soils". *J. Environ. Quality* 13: 234-245.
- Greenwood, N., and A. Earnshaw. 1997. *Chemistry of the Elements*. Butterworth-Heinemann. Oxford, U.K.
- Gutiérrez, M. 2000. "Trace element concentration patterns in sediments of the lower Rio Conchos, Mexico". *Water Air Soil Pollut.* 121: 259-270.
- Loué, L. 1988. *Los microelementos en la agricultura*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- McCave, I. N. 1984. Size spectra and aggregation of suspended particles in the deep ocean. *Deep Sea Research* 31: 329-352.
- APHA-AWWA-WPCF, 1989. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales, 17a edición. Díaz de Santos, S.A.
- Michaud, J. P. 2001. Eurovision-Environmental Consulting Service-Olympia-Washington. [en línea]: www.ecy.gov/programs/wq/plant/management/yourmanual/streams.html (consultado en agosto 15, 2011).
- Norma Oficial Mexicana nom-147 Semarnat/ssa1-2004. Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio.
- Ontario Ministry, 2003. Fill Quality Guidelines For Lakefilling In Ontario. Ontario Ministry of the Environment.
- Reyes, M. C. 1995. Monografía Geológica Mineral del Estado de Chihuahua. Consejo de Recursos Minerales. Secretaría de Energía e Industria Paraestatal. Subsecretaría de Minas, 161-173.
- Romero, A. M., V. D. Paul, y G. Edgar. 1998. "Contaminación orgánica en el Río Rocha (Cochabamba, Bolivia)". *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 8: 37-47.

- Rubio, H. A., R. A. Saucedo, C. R. Lara, K. Wood, and J. Jiménez. 2005. Water quality in the Laguna de Bustillos of Chihuahua, Mexico. *Water Resources Management III* 80: 155-160.
- Steven M. B., J. R. Kerry, E. Doris, y L. Field. 2008. Field Comparison of national and regional sediment quality guidelines for classifying sediment toxicity in California. National and regional sediment quality guidelines for sediment toxicity in California.
- Tessier, A., and P. G. C. Campbell. 1987. "Partitioning of trace metals in sediments. Relationships with bioavailability". *Hydrobiologia* 149: 43-52.
- Wangersky, P. J. 1986. "Biological control of trace metal residence time and speciation. A review and synthesis". *Marine Chemistry* 18: 269-297.

Inducción de daño al ADN por Aflatoxina B₁ en células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba* var. *minor*

Juana Sánchez-Alarcón,¹ Ana Patricia Pérez-Lara,¹ Guadalupe Tenorio-Arvide,² Youjun Deng,³ Sandra Gómez-Arroyo,⁴
Ana Rosa Flores-Márquez,⁴ Rafael Villalobos-Pietrini,⁴ Rafael Valencia-Quintana.^{1*}

RESUMEN

Las aflatoxinas son metabolitos secundarios producidos por algunas especies de *Aspergillus*. La aflatoxina B₁ (AFB₁) es la toxina con mayor potencia encontrada hasta hoy y es capaz de causar efectos mutagénicos, carcinogénicos y teratogénicos. En la actualidad el uso de esmectitas ha tenido gran difusión como mecanismo de descontaminación. De igual manera, se ha demostrado que la nixtamalización del maíz es capaz de destruirla en un alto porcentaje. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el daño genotóxico inducido por AFB₁ en células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba*, a través de la prueba de micronúcleos y del ensayo cometa para posteriormente demostrar la eficiencia de la combinación del proceso de nixtamalización y el empleo de arcillas en la eliminación de AFB₁ en maíz contaminado. La micotoxina fue capaz de provocar daño al ADN en las pruebas utilizadas, aunque no se encontró una relación concentración-respuesta.

Palabras clave: AFB₁, micronúcleos, ensayo cometa, *Vicia faba*

INTRODUCCIÓN

Las sustancias naturales con propiedades tóxicas están ampliamente distribuidas en el ambiente y son utilizadas por microorganismos, plantas y animales como herramienta de defensa ante sus enemigos, para la captura de presas o bien como ayuda

contra organismos competidores. Dentro de estas sustancias se encuentran las micotoxinas (Bauza, 2007). Existen distintos tipos de estas, entre las que destacan las aflatoxinas (AF), que son sintetizadas durante el metabolismo secundario de algunas cepas de *Aspergillus flavus*, *A. parasiticus*, *A. nomius*

1 Facultad de Agrobiología, Universidad Autónoma de Tlaxcala.

2 DICA, Posgrado en Ciencias Ambientales, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

3 Texas A&M University, College Station, Texas, 77843-2474, USA.

4 Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM.

* Autor para correspondencia. Calle del Bosque S/N, Tlaxcala Centro, CP 90000. prvq2004@yahoo.com.mx

y *A. pseudotamarii* (Ito *et al.*, 2001; Guzmán de Peña, 2007; Tejada-Castañeda *et al.*, 2008; Valencia-Quintana *et al.*, 2012)

Estas sustancias son contaminantes naturales de una gran variedad de productos agrícolas, como maíz, sorgo, trigo, cebada, arroz, cacahuete, semillas de algodón, frutos secos y alimentos procesados (mantequilla de cacahuete, harina de maíz, tortillas, alimentos para animales y algunos productos lácteos) (Phillips, 1999). También se han encontrado en carne, leche y huevos de animales que consumieron alimentos contaminados con AF (Bennett y Klich, 2003; Brahmi *et al.*, 2011). La contaminación ocurre durante la cosecha, el almacenamiento o el procesamiento de dichos alimentos (Bedard *et al.*, 2005). Una vez que se producen en los alimentos contaminados por los hongos, es difícil eliminarlas, son estables y resistentes a la degradación bajo procedimientos de cocción y digestión normales, además de que son inodoras, incoloras e insípidas (Urrego y Díaz, 2006). Las AF purificadas en forma cristalina son termorresistentes y estables en un rango de pH entre 3-10 (García, 2008).

La exposición humana ocurre principalmente por el consumo de alimentos contaminados con estos compuestos. El riesgo de intoxicación aguda por micotoxinas en el hombre es moderado en comparación con otro tipo de intoxicaciones, como las de origen microbiológico. Sin embargo, su toxicidad crónica ha sido considerada de mayor peligro, debido a sus propiedades cancerígenas (García, 2008).

A lo largo del tiempo se han llevado a cabo una serie de estudios dirigidos a la eliminación de las AF, a través de métodos físicos y biológicos (Valencia-Quintana *et al.*, 2012). En la actualidad el uso de arcillas ha tenido una gran difusión como mecanismo de desintoxicación, debido a las propiedades de adsorción que ejercen sobre agentes químicos como las AF (Bauza, 2007). De igual manera se ha demostrado, para el caso del maíz, que el proceso de nixtamalización es capaz de inactivar en un alto porcentaje las AF presentes en el gra-

no, debido presuntamente a la alcalinidad de dicho proceso (Anguiano *et al.*, 2005).

Con base en los resultados de la eficacia de degradación reportada (de hasta un 95%) del proceso de nixtamalización tradicional y los avances en desintoxicación con arcillas minerales, se pretende integrar estas dos estrategias. Todo esto como parte del proyecto “Detoxify Aflatoxins by Integrating Mexican Food Processing Traditions and Advances in New Findings on Clay-Mycotoxin Interactions”, en donde participan la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla y la Universidad Autónoma de Tlaxcala en colaboración con la Universidad de Texas A&M, para investigar los efectos sinérgicos del proceso de nixtamalización en presencia de una selección de arcillas de bentonita.

El miembro más común de las AF es la aflatoxina B₁ (AFB₁) y es el compuesto biológico más ampliamente estudiado. Ha despertado un gran interés, debido a que existen suficientes datos experimentales que indican que esta tiene actividad tóxica (Amaya-Farlan, 1999; Moon, 1999; Etzel 2002) y carcinogénica (Wang y Groopman 1999, Guzmán de la Peña 2007). Se ha demostrado su capacidad inmunotóxica y hepatotóxica, así como mutagénica, carcinogénica y teratogénica en diferentes sistemas de prueba (Mori 1992, Lillehoj 1992, Bauza, 2007). Es generalmente conocida como el carcinógeno más potente producido en la naturaleza (Bennett y Klich, 2003), diversos estudios epidemiológicos indican que la AFB₁ está involucrada en la incidencia de neoplasias gastrointestinales y hepáticas (TFR 2003). El Instituto Internacional de Investigación en Cáncer, ha clasificado a la AFB₁ como un carcinógeno Clase 1. En este grupo están considerados los agentes que son carcinogénicos para los seres humanos.

Datos obtenidos del análisis de biomarcadores de exposición a AFB₁ en mexicanos que viven en regiones descritas de alta incidencia de contaminación en maíz, evidencian que la población está consumiendo en forma rutinaria alrededor de 1 µg de AFB₁ al día (Guzmán de Peña 2007). Por lo tan-

to, las intervenciones físicas, químicas y biológicas para la desintoxicación de los alimentos (Galvano *et al.*, 2001; Aravind *et al.*, 2003; Davegowda y Murthy, 2005; Tejada-Castañeda *et al.*, 2008, Valencia-Quintana *et al.*, 2012) y la quimiopreención de la aflatoxicosis (Valencia *et al.*, 2012), para reducir los riesgos en la salud humana, son necesidades críticas (Phillips, 1999). Los biomarcadores para evaluar la eficacia de estas estrategias de intervención son cada vez más importantes para validarlas y caracterizarlas.

Muchos de los métodos de descontaminación y desintoxicación tienen aplicaciones, principalmente en las grandes industrias de la alimentación, por ello es fundamental el desarrollo de estrategias que utilizan recursos locales para lograr una eficiente descontaminación.

En el contexto de la descontaminación de las AF, se han realizado una serie de estudios que demuestran la eficacia de este proceso tradicional de nixtamalización para la eliminación de las micotoxinas. Se ha probado que el aumento de la temperatura, junto con un cambio de pH durante la nixtamalización, destruye en gran parte las AF presentes en el maíz (Guzmán *et al.*, 1995). Este proceso es capaz de destruir 85% de la aflatoxina presente en el maíz y el 15% restante no conserva sus propiedades de fluorescencia (Anguiano *et al.*, 2005).

Por lo anterior, en primera instancia y como parte de este proyecto, se establecerá la curva concentración-respuesta del efecto genotóxico de la AFB₁ en *Vicia faba*. Aunque existen evidencias suficientes que demuestran su genotoxicidad, los resultados obtenidos en este estudio servirán de base para la continuación del proyecto, con el propósito de validar la eficiencia del proceso de descontaminación propuesto.

METODOLOGÍA

Para determinar la capacidad genotóxica de la AFB₁ en las células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba*, se aplicaron las pruebas de micronúcleos (MN) y el ensayo cometa.

Germinación de las semillas

Se seleccionaron semillas de haba (*Vicia faba* var. *minor*) sanas, del mismo tamaño y lote, cultivadas por alumnos de la Facultad de Agrobiología de la Universidad Autónoma de Tlaxcala en ausencia de agroquímicos.

Se lavaron con agua de la llave, enseguida se dejaron remojando durante 24 horas. Posteriormente se pusieron a germinar entre dos capas de algodón húmedo a 20 °C, hasta que las raíces alcanzaran una longitud entre 2 y 3 cm (4-5 días). Todo este proceso se lleva a cabo en la oscuridad, con el propósito de acelerar la germinación.

Ensayo de micronúcleos

Exposición a AFB₁

Se formaron varios grupos, cada uno de ellos con 10 plántulas, con raíces primarias de entre 2 y 3 cm, para ser sometidos a las diferentes concentraciones de AFB₁ (0.4, 1.6, 3.2, 4, 4.8 y 8 ppm), de las cuales correspondieron 5 para cada tiempo de recuperación.

Las raíces fueron expuestas a la AFB₁ por 2 horas. Después del tratamiento fueron lavadas con agua de la llave y dejadas en recuperación con aireación y temperatura (20 °C) constantes, en la oscuridad, por 18 y 44 horas.

Los grupos testigo, uno por cada tiempo de recuperación, fueron mantenidos bajo las mismas condiciones. Es importante señalar que la toxina se expuso previamente a un proceso de adsorción, en el cual se utilizó una esmectita de origen comercial en una concentración de 0.01%. Por ello, se emplearon dos testigos negativos, agua destilada y residuos de esmectita (0.01 %) y como testigo positivo dicromato de potasio 0.05 M.

Elaboración de preparaciones permanentes

Una vez transcurridos los tiempos de recuperación, se cortaron los meristemos de las raíces e hidrolizaron con ácido clorhídrico (HCl 5N) por 20 min, agitando continuamente; enseguida se decantó el

ácido y se lavaron tres veces con agua destilada. La tinción se realizó con reactivo de Schiff en la oscuridad (15 min) y se hizo el aplastamiento en monocapa (“squash”) agregando ácido acético al 45%. Para hacer las laminillas permanentes, se utilizó la técnica del hielo seco; se deshidrataron con dos cambios rápidos en butanol agregando una gota de resina para su montaje.

Análisis de MN

Las laminillas fueron manejadas con clave con el propósito de evitar prejuicios en el observador. Los datos presentados en este estudio corresponden a un experimento y su repetición. El análisis se realizó en campos al azar contando 2000 células en interfase y registrando la frecuencia de MN.

Ensayo cometa

Tratamiento y preparación de laminillas

Lotes de 10 raíces fueron expuestas a las diferentes concentraciones de AFB₁ por 2 horas. Después del tratamiento las semillas se lavaron perfectamente con agua de la llave, se cortaron las raíces y se colocaron en amortiguador salino de fosfatos (PBS) frío. Posteriormente se rebanaron con una navaja para liberar los núcleos, formando una suspensión. Las preparaciones fueron hechas en portaobjetos previamente cubiertos con agarosa de punto de fusión normal (1 %). Para la segunda capa, se utilizó una mezcla de la suspensión nuclear con agarosa de bajo punto de fusión (1%) (Menke *et al.*, 2000). Las laminillas sin cubreobjetos fueron introducidas en solución de lisis fría al menos por una hora.

Enseguida fueron incubadas en amortiguador alcalino (pH > 13), por 20 min, para inducir el desenrollamiento del ADN. La electroforesis fue llevada a cabo por 20 min a 25 V y 300 mA. Después las laminillas fueron lavadas suavemente con Tris 0.4 M (Tice *et al.*, 2000). Los núcleos fueron fijados en etanol absoluto y teñidos con bromuro de etidio para su observación.

Como testigo positivo se usó dicromato de potasio 0.05 M y como testigos negativos, agua destilada y esmectita comercial (0.01%).

Análisis al microscopio

El análisis de las preparaciones se hizo en un microscopio de epifluorescencia equipado con un filtro de excitación de 515-560 nm y un filtro de barrera de 590 nm acoplado a un analizador de imágenes (Comet Assay IV).

El daño a la molécula de ADN se cuantificó por duplicado, mediante la determinación del valor del momento de la cola (“tail moment”) en 50 núcleos consecutivos (núcleos/concentración).

Las laminillas fueron manejadas con código para evitar conocer a qué grupo pertenecían (testigo o tratado) y evitar prejuicios en el observador.

Análisis estadísticos

Para la prueba de MN, se aplicó la prueba *t* de Student y en el caso del ensayo cometa los lotes tratados fueron comparados con los testigos empleando la prueba de Tukey.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El efecto sobre la frecuencia de MN de diferentes concentraciones de AFB₁ en las células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba* se presenta en la tabla 1. Se puede observar que esta micotoxina fue capaz de inducir MN; aunque no se presentó una relación entre su producción y las concentraciones usadas. A las 18 horas de recuperación se advierte que la mayor frecuencia de MN se obtuvo con la concentración más baja de AFB₁ (0.4 ppm), seguida por las frecuencias encontradas con 1.6 y 3.2 ppm de AFB₁, menores que éste pero similares al testigo positivo y estadísticamente mayores que el testigo negativo. Los valores encontrados con 4, 4.8 y 8 ppm muestran una mayor disminución de la frecuencia de MN respecto al valor encontrado con 0.4 ppm. A pesar de esta disminución, el efecto en dichas concentraciones es estadísticamente dife-

rente al testigo negativo y similar al encontrado en el testigo positivo. A las 44 horas de recuperación se llegó a un valor estadísticamente similar desde 0.4 ppm y hasta 4.8 ppm de AFB₁. Dichas diferencias en las frecuencias de MN fueron estadísticamente significativas al compararse con el testigo.

Por otra parte, el daño al ADN inducido por la AFB₁ en las células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba*, evidenciado a través del ensayo cometa, se presenta en la tabla 2. En ésta se puede observar un comportamiento similar al encontrado con la prueba de MN con 44 horas de recuperación (Tabla 1), el valor promedio más alto de momento de la cola se presentó con 0.4 ppm de AFB₁, significativamente mayor que el del testigo negativo ($p < 0.01$) y similar al encontrado con el dicromato de potasio (testigo positivo). Además, se puede notar que el daño genotóxico en concentraciones mayores a 0.4 ppm, muestra una ligera disminución con respecto al valor máximo encontrado y se mantiene constante para las concentraciones de 1.6, 3.2, y 4.0 ppm. Las frecuencias de daño inducidas en éstas no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre ellas ni con el testigo positivo, pero sí con el testigo negativo. Para 4.8 ppm de AFB₁, se

Tabla 1. Frecuencia de micronúcleos en células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba* expuestas a diferentes concentraciones de AFB₁ con 18 y 44 horas de recuperación.

Concentración AFB ₁ (ppm)	Frecuencia de MN (%) 18 horas	Frecuencia de MN (%) 44 horas
0.0	0.2982	0.2875
0.4	5.4299*	4.4074*
1.6	1.7149*	4.6698*
3.2	1.7387*	4.3371*
4.0	0.4830*	4.3735*
4.8	0.3960*	4.2490*
8.0	0.7984*	ND
Esmectita (0.01%)	0.4725*	0.9281*
Testigo negativo	0.1930	0.2041
Testigo positivo	1.4584*	1.3941*

Se aplicó la prueba *t* de Student.

*Presentan diferencias significativas, $p < 0.001$ al compararse con el Testigo negativo.

ND: No determinada, no se encontraron células.

puede visualizar una mayor disminución del efecto genotóxico al compararse con el efecto encontrado a 0.4 ppm, al grado de no mostrar diferencias estadísticamente significativas con el testigo negativo pero sí diferencias con el testigo positivo.

Se ha hecho uso de plantas como modelos de estudio para demostrar el potencial genotóxico de la AFB₁. En este sentido, Ibrahim (2010), evaluó el potencial genotóxico de la AFB₁ a través del análisis de aberraciones cromosómicas utilizando el mismo sistema de prueba (*Vicia faba*). Los tipos de aberraciones cromosómicas observadas fueron fragmentos cromosómicos, cromosomas rezagados, alteraciones en el huso y profases irregulares. Los porcentajes de aberraciones en cuanto a fragmentos cromosómicos para las concentraciones de 30, 40 y 50 ppm fueron 15.5, 13.4 y 10.7 respectivamente; para los cromosomas rezagados los porcentajes correspondieron a 5.4, 3.3 y 0.0; los porcentajes para las alteraciones en el huso fueron de 48.9, 47.7 y 37.2; y para las profases irregulares fueron de 1.1, 0.7 y 0.0 respectivamente. De igual forma, Fadl-Allah *et al.* (2011), evaluaron los efectos genotóxicos de la AFB₁ en concentraciones de 5, 10, 15, 20 y 25 ppm en plantas de trigo. El porcentaje de aberraciones aumentó gradualmente entre 5 y 15 ppm; sin embargo, presentaron una disminución en las concentraciones más altas. El valor más alto de aberraciones fue de 2.9% y se alcanzó en la concentración de 15 ppm de AFB₁, este valor disminuyó a 1.7% para las plantas tratadas con la concentración más alta (25 ppm).

Los resultados de estos estudios revelan un efecto genotóxico sin una relación concentración-respuesta, puesto que las concentraciones más altas evidenciaron un menor daño genético, lo que coincide con los resultados obtenidos en este trabajo, tanto con la prueba de MN como con el ensayo cometa.

La disminución del efecto genotóxico para las concentraciones más altas utilizadas posiblemente se deba a la mezcla de efectos citotóxicos que causan la inhibición de la división o muerte celular,

impidiendo visualizar los efectos genotóxicos al no encontrarse células suficientes, como ocurre con 8 ppm de AFB₁ en donde no se encontraron células (tabla 2).

Tabla 2. Daño al ADN en célula meristemáticas de la raíz de *Vicia faba* expuestas a diferentes concentraciones de AFB₁

Concentración AFB ₁ (ppm)	Momento de la cola Promedio
0.0	3. 2540
0. 4	11. 1140*
1. 6	10. 6963*
3. 2	10. 1244*
4.0	10. 1167*
4. 8	3. 5210
8.0	Sin núcleos
Esmectita (0.01%)	4. 8625*
Testigo negativo	0. 8609
Testigo positivo	12. 4091*

N = 50 núcleos analizados.

*Diferencias significativas, se aplicó la prueba de Tukey $p < 0.01$

En este sentido, se han realizado diversos estudios en los que la AFB₁ es capaz de causar efectos citotóxicos a través de la inhibición del proceso mitótico de las células. Legator y Withrow (1964), mostraron que en células humanas de pulmón embrionario la frecuencia mitótica se reduce aproximadamente el 50 %, comparada con el grupo testigo, cuando las células fueron tratadas con 0.5 ppm de AFB₁. Green *et al.* (1982), evaluaron el potencial citotóxico y genotóxico de la AFB₁ en cultivos de hepatocitos de ratas; los resultados indican que la genotoxicidad fue más evidente en las dosis más bajas, lo que concuerda con los resultados obtenidos en este estudio.

En la concentración máxima (8.0 ppm de AFB₁), no fue posible determinar el daño al ADN a través del ensayo cometa, debido a que no existieron células suficientes (inhibición mitótica), para poder visualizar el daño (Tabla 2). Scaife (1971), demostró que la AFB₁ en concentración de 10 µg/mL inhibe la mitosis en células humanas de riñón; este efecto citotóxico también ha sido señalado en

células de raíces de *Allium cepa* al ser tratadas con 200 µg/mL de AFB₁ (Reiss, 1971), así como en células de *Vicia faba* (Lilly, 1965). Ibrahim (2010), evaluó el potencial citotóxico de la AFB₁ en células de la raíz de *Vicia faba* tratadas con 30, 40 y 50 ppm de la micotoxina. El índice mitótico se encontró en valores de 8.34, 7.66, y 4.83 respectivamente, lo que indica una considerable disminución al compararse con el grupo testigo cuyo valor fue de 10.10.

Estos últimos resultados, apoyan la posibilidad de daño citotóxico en las células del sistema de prueba. Tanto en la prueba de MN como con el ensayo cometa, se puede apreciar la disminución del efecto genotóxico a concentraciones mayores a 0.4 ppm de AFB₁.

Particularmente, no se han encontrado estudios que utilicen *Vicia faba* como bioensayo para evaluar los efectos genotóxicos de la AFB₁, a través de la prueba de ensayo cometa y micronúcleos. Por otra parte, Wogan (1996), advierte que las propiedades tóxicas de las AF se manifiestan de forma diferente dependiendo del sistema de prueba, la dosis y la duración de la exposición.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran la capacidad de la AFB₁ para inducir efectos genotóxicos en las células meristemáticas de la raíz de *Vicia faba*, aunque no se logró establecer una curva concentración-respuesta.

Contrario a la hipótesis planteada, los efectos genotóxicos se presentaron en menor grado para las concentraciones mayores. Tanto con la prueba de MN, como con el ensayo cometa, 0.4 ppm de AFB₁, mostró la mayor genotoxicidad.

Vicia faba, demostró ser un sistema sensible a los efectos ocasionados por la AFB₁, confirmándose como un modelo de estudio confiable y eficiente para evaluar el potencial genotóxico de contaminantes ambientales.

Con el propósito de dar seguimiento al proyecto "Detoxify Aflatoxins by Integrating Mexican

Food Processing Traditions and Advances in New Findings on Clay-Mycotoxin Interactions” y ver la efectividad de proceso de nixtamalización en presencia de arcillas en la inactivación o eliminación de las AFB₁, se recomienda usar concentraciones menores a 0.4 ppm de AFB₁ para poder establecer una curva concentración-respuesta del potencial genotóxico de la AFB₁ sobre las células del sistema de prueba.

REFERENCIAS

- Amaya-Farfán J. (1999). Aflatoxin-B₁-induced hepatic steatogenesis: role of the carbonyl compounds and active diols on steatogenesis. *Lancet* 353, 747-748.
- Anguiano R. G., Verver A., Guzmán de Peña D. (2005). Inactivación de la aflatoxina B₁ y aflatoxicol por nixtamalización tradicional del maíz y su regeneración por acidificación de la masa. *Salud Pública de México* 47, 370-374.
- Anwar W. A., Khalil M. M., Wild C. P. (1994). Micronuclei, chromosomal aberrations and aflatoxin-albumin adducts in experimental animals after exposure to aflatoxin B₁. *Mutat. Res.* 322, 61-67.
- Aravind K. L., Patil V. S., Davegowda G., Umakantha B., Ganpule S. P. (2003). Efficacy of esterified glucomannan to counteract mycotoxicosis in naturally contaminated feed on performance and serum biochemical and hematological parameters in broilers. *Poult. Sci.* 82, 571-576.
- Bauza R. (2007). Las micotoxinas, una amenaza constante en la alimentación animal. IX Encuentro de Nutrición y Producción en Animales Monogástricos. Uruguay. Pp. 21-27.
- Bedard L. L., Massey T. E. (2005). Aflatoxin B₁-induced DNA damage and its repair. *Cancer Letters* 241, 174-183.
- Bennett J. W., Klich M. (2003). Mycotoxins. *Clin. Microbiol. Rev.* 16, 497-516.
- Brahmi D., Bouaziz C., Ayed Y., Ben Mansour H., Zourgui L., Bacha H. (2011). Chemopreventive effect of cactus *Opuntia ficus indica* on oxidative stress and genotoxicity of aflatoxin B₁. *Nutrition & Metabolism* 8, 1-16.
- Davegowda G., Murthy T. N. K. (2005). Mycotoxins, their effects in poultry and some practical solutions. En: *Mycotoxins Blue Book*. D. E. Diaz, Ed., Nottingham University Press, Nottingham, UK. Pp. 25-56.
- Dolimpio D. A., Jacobson J. C., Legator M. (1968). Effect of aflatoxin on human leukocytes. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 127, 559-562.
- Etzel R. (1999). Mycotoxins. *JAMA* 287, 425-427.
- Fadl-Allah E. M., Mahmoud M. A-H., Abd El-Twab M. H., Helmeiy R. K. (2011). Aflatoxin B₁ induces chromosomal aberrations and 5S rDNA alterations in durum wheat. *J. Assoc. Arab Univ. Basic App. Sci.* 10, 8-14.
- Galvano F., Piva A., Ritieni A., Galvano G. (2001). Dietary strategies to counteract the effect of mycotoxins: A review. *J. Wood Prot.* 64, 120-131.
- García J. C. (2008). Análisis de aflatoxinas y ocratoxina A en alimentos y evaluación de la ingesta poblacional. Tesis Doctoral, Universidad de Valencia, España. Pp. 33-41.
- Green S., Palmer K. A., Legator M. S. (1970). In vitro cytogenetic investigation of calcium cyclamate, cyclohexylamine and triflupromazine, *Food Cosmet. Toxicol.* 8, 617-623.
- Green C. E., Rice D. W., Hsieh D. P., Byard J. L. (1982). The comparative metabolism and toxic potency of aflatoxin B₁ and aflatoxin M₁ in primary cultures of adult-rat hepatocytes. *Food Chem. Toxicol.* 20, 53-60.
- Guzmán de Peña D. (2007). La exposición a la aflatoxina B₁ en animales de laboratorio y su significado en la salud pública. *Salud Pública de México* 49, 227-235.
- Guzmán D. P., Trudel L., Wogan G. N. (1995). Corn “nixtamalization” and the fate of radiolabelled aflatoxin B₁ in the tortilla making process. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 55, 858-864.

- Ibrahim B. S. (2010). Mutagenic activities of some mycotoxins on *Vicia faba* plant. Tesis de maestría. Universidad Zagazig. Pp. 26-74.
- Ito Y., Peterson S. W., Wicklow D. T., Goto T. (2001). *Aspergillus pseudotamari*, a new aflatoxin producing species in *Aspergillus* section *flavi*. *Mycol. Res.* 105, 233-239.
- Legator M. S., Withrow A. (1964). Aflatoxin: Effect on mitotic division in cultured embryonic lung cells. *Assoc. Off. Agric. Chem.* 47, 1007-1009.
- Lillehoj E. B. (1992). Aflatoxin: Genetic mobilization agent. En: Bhatnagar D., Lillehoj E. B., Arora D. K. Eds. *Handbook of Applied Mycology: Mycotoxins in Ecological Systems*, Nueva York, Marcel Decker. Pp. 1-22.
- Lilly L. J. (1965). Induction of chromosome aberrations by aflatoxin. *Nature (London)* 207, 433-434.
- Menke M., Meister A., Schubert I. (2000). N-Methyl-Nitrosourea-induced DNA damage detected by the comet assay in *Vicia faba* nuclei during all interphase stages is not restricted to chromatid aberration hot spots. *Mutagenesis* 15, 503-506.
- Moon E. Y. (1999). Inhibition of various functions in murine peritoneal macrophage by aflatoxin B₁ exposure in vivo. *Int. Immunopharmacol.* 21, 47-58.
- Mori H. (1992). Genotoxicity of naturally occurring metabolites: structural analogs of aflatoxin and related chemicals. En: Bhatnagar D., Lillehoj E. B., Arora D. K. Eds. *Handbook of Applied Mycology: Mycotoxins in Ecological Systems*, Nueva York, Marcel Decker. Pp. 231-253.
- Phillips T. D. (1999). Dietary clay in the chemoprevention of aflatoxin-induced disease. *Tox. Sci.* 52, 118-126.
- Potchinsky M. B., Bloom S. E. (1993). Selective aflatoxin B₁-induced sister chromatid exchanges and cytotoxicity in differentiating B and T lymphocytes in vivo. *Environ. Mol. Mutagen.* 21, 87-94.
- Reiss J. (1971). Chromosome aberration in den Wurzelspitzen von *Allium cepa* durch Aflatoxin B₁. *Experientia* 27, 971-972.
- Scaife J. F. (1971). Aflatoxin B₁: cytotoxic mode of action evaluated by mammalian cell cultures. *FEBS Lett.* 12, 143-147.
- TFR, Task Force Report (2003). Mycotoxins and human disease. En: Cast Ed. *Mycotoxins: Risk in plant, animal, and human systems*. Council for Agricultural Science and Technology 139.
- Tejada-Castañeda Z. I., Ávila-González E., Casaubon-Huguenin M. T., Cervantes-Olivares R. A., Vásquez-Peláez C., Hernández-Baumgarten E. M., Moreno-Martínez E. (2008). Biodetoxification of Aflatoxin-Contaminated Chick Feed. *Poultry Science* 87, 1569-1576.
- Tice R. R., Agurell E., Anderson D., Burlinson B., Hartmann A., Kobayashi H., Miyamae Y., Rojas E., Ryu J. -C., Sasaki IF. (2000). Single cell gel/comet assay: guidelines for in vitro and in vivo genetic toxicology testing. *Environ. Mol. Mutagen.* 35, 206-221.
- Urrego J. R., Díaz, G. J. (2006). Aflatoxinas: Mecanismos de toxicidad en la etiología de cáncer hepático celular. *Rev. Fac. Med. Univ. Nac. Colomb.* 54, 108-115.
- Valencia-Quintana R., Sánchez-Alarcón J., Tenorio M. G., Deng Y., Waliszewski S. M., Valera M. A. (2012). Preventive Strategies Aimed at Reducing the Health Risks of Aflatoxin B₁. *Toxicol. Environ. Health. Sci.* 4, 71-79.
- Wogan G. N. (1996). Chemical Nature and Biological Effects of the Aflatoxins. *Bacteriol. Rev.* 30, 460-468.

Potencial ornamental de especies autóctonas en la Sierra Norte de Puebla como alternativa sustentable

Rolando Rueda^{1*}, Mercedes Cortés², Rogelio Vázquez¹, Jenaro Reyes¹, María del Consuelo Flores³,
Miriam Romero¹ y Mario Luna²

RESUMEN

El estudio se realizó en los cerros Chalchiuhtl, Cuahuitzoc y Cacalotepetl de la comunidad de Caxapotla, localizada en la Sierra Norte de Puebla. Los transectos se establecieron a través del programa ArcView Gis versión 3.2 en la carta topográfica (1:50 000) que en campo fueron georreferenciados con ayuda de GPS. Se colectaron 3 ejemplares en floración o fructificación de especies que presentaron potencial ornamental por su belleza. Entre las familias más prometedoras destacan la familia de las *Bromeliaceae* con *Tillandsia* como el género más representativo; la familia *Asteraceae* con los géneros *Bartlettina sordida* y *Telanthophora grandifolia* var. *Grandifolia*, para uso en macetería. La familia *Heliconiaceae* con *H. Schiedeana Klotzsch* y *H. bourgaeana Petersen* son especies con potencial uso para jardinería.

Palabras clave: *vegetación, recursos naturales, flora.*

INTRODUCCIÓN

En diversas partes del mundo, incluido México, el hombre ha dependido de las plantas para subsistir. De ellas ha obtenido alimento, vestido, materiales de construcción y medicinas, además de recursos estéticos y recreativos (1). Las plantas ornamen-

tales son aquellas que se han utilizado desde la antigüedad por los seres humanos para la decoración de su entorno más inmediato como viviendas, calles y jardines o de todos aquellos lugares que por diversos motivos: religiosos, festivos o históricos, debían ser engalanados (2). Hoy en día, estas

1Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

2Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

3Facultad de Estomatología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

*Autor para correspondencia: 14 sur 6301, Col. San Manuel, C.P. 72570, Puebla, México.

Tel: 52 (222) 2295500 ext. 7350, Fax: 7351, E-mail: rolandorueda@hotmail.com

plantas pueden usarse para conformar el paisaje de jardines, adornar patios, terrazas, balcones, etcétera, que aparte de su belleza son acondicionadores del medio ambiente o purificadores del aire dentro de las casas (3, 4, 5). Las plantas ornamentales se distinguen por sus valores decorativos a veces muy especiales; estos pueden ser: la forma o estructura de toda la planta, las hojas, las flores y los frutos. El valor decorativo u ornamental de estas plantas puede ser temporal, durante la floración, o toda la vida de la planta, como las plantas de hojas decorativas (4).

México ocupa importante lugar en el origen de la gran diversidad de especies vegetales dentro de las cuales se encuentran muchas que ya se conocen y comercializan a nivel internacional y otras con gran potencial ornamental (6). En particular, su región tropical se considera en la categoría de las zonas florísticamente más ricas del mundo, a la par con Malasia, Centroamérica y Sudamérica (1, 3), con una situación privilegiada debido a dos factores fundamentales: primero, la excepcional riqueza de plantas que hay en el territorio nacional; esta cantidad constituye un poco más del 10% de lo que hay en todo el planeta. El segundo factor es la riqueza y diversidad cultural que posee. De las 30 000 especies de plantas que hay en México, alrededor de 9000 o 10 000 son de uso conocido, y de estas son 1000 las ornamentales (3). Sin embargo, en la industria hortícola se producen y comercializan de manera dominante las especies introducidas, lo que ha propiciado un descuido en el potencial fitogenético ornamental que existe en el país. El punto clave del por qué las empresas hortícolas en México prefieren producir especies de origen extranjero se debe a la falta de promoción y conocimiento de plantas nativas, poca posibilidad de obtenerlas ya mejoradas y falta de conocimiento de las técnicas de propagación, cultivo y manejo (2). Se sabe que el primer paso en el aprovechamiento de un recurso natural es su identificación para uno o varios usos específicos. En el caso particular de las plantas ornamentales la selección inicial se basa en

las características relacionadas con su apariencia o atractivo físico, además de otros aspectos como las características ambientales y la distribución de la especie vegetal. Tal conocimiento podría tener un gran impacto sobre el desarrollo de la industria hortícola nacional e internacional e incidir sobre la enseñanza y creatividad de los fitomejoradores (7).

La búsqueda y desarrollo de nuevas plantas ornamentales tiene importancia en donde hay gran potencial económico, un amplio mercado y un incremento en la demanda e interés en novedades (2). Sin embargo, la recolección excesiva de algunas especies de gran demanda comercial y la mala administración de recursos, ha propiciado una importante disminución en las poblaciones vegetales hasta llevar a la extinción de especies. Aunado al incremento de áreas agrícolas, esto ha ocasionado la desaparición de poblaciones vegetales. Los estudios florísticos y ecológicos son fundamentales para conocer la parte vegetal de la biodiversidad; además, son trascendentales para manejar los recursos naturales de forma adecuada y no alterar los ecosistemas al manejar los recursos naturales, así como desarrollar procesos de conservación y aprovechamiento de diversas especies. Debido a la gran amenaza en cuanto a pérdida de la biodiversidad del país, resulta apremiante trabajar todas las estrategias que permitan la conservación eficaz y permanente de los recursos filogenéticos. Con base en lo anterior, el objetivo de estudio fue realizar una colecta e identificación de especies con potencial uso ornamental en un bosque mesófilo de montaña, como una estrategia para implementar el manejo y conservación de los recursos naturales.

MATERIALES Y MÉTODOS

El proyecto se realizó en la comunidad de Caxapotle, Tlaola, Puebla, localizado en la Sierra Norte de Puebla. El municipio de Tlaola se localiza en la parte noroeste del Estado de Puebla. Con una latitud norte de 20° 05' 18" y 20° 14' 42" y los meridianos 97° 50' 00" y 97° 58' 36" de longitud occidental. Sus colindancias son al norte con Zi-

huateutla y Juan Galindo, al sur con Chiconcuautla y Tlapacoya, al oeste con Jopala y Tlapacoya y al poniente con Juan Galindo y Huauchinango (8). Se inspeccionaron fragmentos de bosque mesófilo de montaña en tres cerros: Chalchiuitl, Cuahuitzoc y Cacalotepetl, para la colecta de especies se realizaron transectos a través del programa ArcView Gis versión 3.2 en la carta topográfica a escala 1:50 000 que en campo fueron georreferenciados con GPS. Para la recolección de especies ornamentales se consideran las siguientes características (4): Arquitectura de la planta, hojas, flor/inflorescencias y fruto; los ejemplares botánicos se colectaron (9) y se extrajeron tres ejemplares en floración o fructificación, con sus respectivas etiquetas, datos de campo y coordenadas UTM (*Universal Transverse Mercator*). La identificación del material vegetal colectado estuvo a cargo del herbario de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, donde también quedaron registrados y almacenados como parte de la colección científica de dicha institución. Posterior a la identificación de la especie se realizó una revisión bibliográfica sobre los antecedentes y estudios realizados de cada especie colectada, para complementar la información recabada en campo y así proponer el posible potencial de uso de cada especie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la prospección de fragmentos de bosque de los cerros Chalchiuitl, Cuahuitzoc y Cacalotepetl, se registraron y colectaron 43 especies distribuidas en 36 géneros y 29 familias. Las especies más abundantes se colectaron en el cerro Cuahuitzoc (28 ejemplares) y en menor abundancia en los cerros Chalchiuitl y Cacalotepetl (diez y doce ejemplares respectivamente), siete especies se encontraron afines en los cerros Cuahuitzoc y Cacalotepetl, una afín en el cerro Chalchiuitl y Cacalotepetl y otra se encuentra presente en los tres cerros estudiados. De las familias registradas, la mayoría se encuentra representada por una sola especie, excepto las

familias *Bromeliaceae* (seis especies), *Orchidaceae* (cuatro especies) y *Asteraceae* (tres especies) como las más representativas del material colectado en la zona de estudio (cuadro 1). Por otro lado, estudios realizados en siete fragmentos de bosque del altiplano del oriente antioqueño en Colombia reportan 26 especies registradas (10). No obstante, el potencial ornamental lo definen como la diferencia entre lo probable y la realidad, es decir, entre lo que existe y lo que podría existir, las especies registradas realmente son propuestas de selección inicial como especies ornamentales o medicinales, basado solo en las características relacionadas con las propiedades, apariencia o atractivo físico de especies totalmente silvestres (5).

Con base en lo anterior, en el área de estudio se registraron principalmente especies de las familias *Bromeliaceae*, *Orchidaceae* y *Asteraceae* con potencial ornamental, que presentan mayor presión de colecta en las áreas silvestres, ocasionando un deterioro en las poblaciones vegetales y por consiguiente colocándolas en inminente peligro de extinción (11).

En el cuadro 2, se presentan las especies con valor ornamental más prometedoras, debido a que estas especies se pueden propagar a través de semilla y rizoma, además de tener la capacidad para desarrollarse en vegetación secundaria y poseer valor comercial como flor de corte, plantas para maceta y jardinería. Es importante mencionar que *H. schiedeana* y *H. bourgaeana* son especies con posibilidades de incorporarse entre las áreas de cultivo de café (*Coffea arabica*) o como barreras vivas, además de que ecológicamente juegan un papel importante en los ecosistemas, como pioneras en procesos de regeneración natural de la vegetación y de restauración de suelos degradados, además de mantener relaciones benéficas con animales, plantas y microorganismos. El empleo de plantas autóctonas con fines comerciales es una alternativa interesante frente al uso de material vegetal foráneo con mayores exigencias medioambientales (12).

Cuadro 1. Especies registradas en los cerros Chalchiuitl, Cuahuitzoc y Cacalotepetl, localizados en la comunidad de Caxapotla, Tlaola, Puebla.

Especies identificadas		Cerros		
Familia	Especie	Chalchiuitl	Cuahuitzoc	Cacalotepetl
Asclepiadaceae	<i>Asclepias curassavica</i> L.		X	
Araceae	<i>Arisaema macrospatum</i> Benth		X	X
Asteraceae	<i>Ageratina ligustrina</i> (DC.) R. M. King & H. Rob		X	
Asteraceae	<i>Bartlettina sordida</i> (Less) R. M. King & H. Rob	X		X
Asteraceae	<i>Telanthophora grandifolia</i> var. <i>Grandifolia</i>		X	
Begoniaceae	<i>Begonia incarnata</i> Link & Otto		X	X
Bromeliaceae	<i>Tillandsia</i> sp.	X		
Bromeliaceae	<i>Pitcairnia ringens</i> Klotzsch		X	X
Bromeliaceae	<i>Tillandsia deppeana</i> Steud			X
Bromeliaceae	<i>Tillandsia dasyliiifolia</i> Baker			X
Bromeliaceae	<i>Tillandsia punctulata</i> Schltld y Cham		X	
Bromeliaceae	<i>Tillandsia</i> sp.		X	
Cactaceae	<i>Disocactus</i> sp.		X	X
Chamaedorea	<i>Chamaedorea pinnatifrons</i> (Jacq.) Oerst	X	X	X
Commeniliaceae	<i>Thyrsanthemum</i> sp.		X	X
Ericaceae	<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex. L.	X		
Ericaceae	<i>Gaultheria acuminata</i> Schltld & Cham	X		
Equisetaceae	<i>Equisetum myriochaetum</i> Schltld. & Cham		X	
Fabaceae	<i>Erythrina</i> sp.			X
Gesneriaceae	<i>Moussonia deppeana</i> (Schltd.&cham) Hanst		X	
Heliconiaceae	<i>Heliconia schiedeana</i> Klotzsch		X	X
Heliconiaceae	<i>Heliconia bourgaeana</i> Petersen		X	
Hippocastanaceae	<i>Billia hippocastanum</i> Peyr		X	
Iridaceae	<i>Crocsmia x crocomiiflora</i> (Lemoine ex. Morren) N. E. Br.		X	
Melastomataceae	<i>Conostegia icosandra</i> (Sw.) Urb		X	
Melastomataceae	<i>Miconia glaberrima</i> (Schltd) Naudin	X		
Orchidaceae	<i>Brassia verrucosa</i> Bateman ex. Lindl.		X	
Orchidaceae	<i>Pleurothallis cardiophallis</i> Reichb. F.		X	
Orchidaceae	<i>Maianthemum scilloideum</i> (M. Martens & Galeotti) La Frankie		X	
Orchidaceae	<i>Epidendrum cardiophorum</i> Schltr			X
Passifloraceae	<i>Passiflora</i> sp			X
Polemoniaceae	<i>Cobaea stipularis</i> Bent		X	
Polygalaceae	<i>Securidaca sylvestris</i> Schltld	X		
Polygonaceae	<i>Polygonum lapathifolium</i> L.		X	
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.		X	
Pteridaceae	<i>Pteris podophylla</i> Sw		X	
Rosaceae	<i>Rubus</i> sp.	X		
Selaginella	<i>Selaginella</i> sp.		X	
Serophulariaceae	<i>Lophospermum erubescens</i> D. Don		X	
Smilacaceae	<i>Smilax mollis</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.		X	
Smilacaceae	<i>Smilax subpubescens</i> A. DC.	X		
Styracaceae	<i>Styrax glabrescens</i> Benth.	X		
Verbenaceae	<i>Lantana hirta</i> Graham		X	

Cuadro 2. Especies recolectadas con potencial ornamental en los cerros Chalchiuitl, Cuahuizoc y Cacalotepetl, ubicados en la comunidad de Caxapotla, Tlaola, Puebla.

Especie	Características de recolección				Planta viva	
	Arquitectura de la planta	Hojas	Flor / Inflorescencia	Fruto	Macetería	Jardinería
<i>Asclepias curassavica</i>			X		X	X
<i>Bartlettina sordida</i>	X		X		X	X
<i>Telanthophora grandifolia</i> var. <i>Grandifolia</i>	X	X	X			X
<i>Begonia incarnata</i>	X	X	X		X	X
<i>Tillandsia deppeana</i>	X	X	X		X	
<i>Tillandsia dasyliriifolia</i>	X	X	X		X	
<i>Tillandsia punctulata</i>	X				X	
<i>Chamaedorea pinnatifrons</i>	X	X		X	X	X
<i>Gaultheria acuminata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Heliconia schiedeana</i>		X	X			X
<i>Heliconia bourgaeana</i>		X	X			X
<i>Billia hippocastanum</i>	X					X
<i>Passiflora</i> sp.	X		X			X
<i>Styrax glabrescens</i>	X		X			X

El potencial de cada especie radica en que poseen varias posibilidades de uso (5), y con base en los criterios utilizados en la colecta de las plantas se determinó que tanto la arquitectura de la planta completa como la inflorescencia son los principales elementos que por su atractivo podrían permitir el uso de estas especies en calidad de planta viva, en las modalidades de macetería y jardinería. Asimismo, entre las características valoradas, se observó que de las especies con potencial ornamental en la modalidad de flor de corte, la inflorescencia es la principal característica de utilidad de la planta, seguido de las hojas y fruto. Los resultados son interesantes puesto que las especies comercializadas en los mercados del estado de México y el Distrito Federal son consideradas atractivas principalmente por la estructura de la planta completa (41%) seguida de la flor o inflorescencia (35%) (13). Por otra parte, se reporta (14) que de las 235 plantas ornamentales registradas, 135 especies son atractivas por la presencia de flores, 129 por la forma y estructura de la planta, treinta por el follaje y cinco por el fruto. Asimismo, la preferencia del público de mayor a menor frecuencia se encuentra en las

flores > frutos > planta entera > follaje > tallos > troncos > semillas > raíces (5). Los resultados obtenidos muestran que entre las especies con potencial ornamental, la arquitectura de la planta es la característica más sobresaliente por su atractivo y posibilidades de uso como flor de corte.

CONCLUSIÓN

La colecta realizada permite dar a conocer 43 especies de plantas con potencial uso ornamental. La arquitectura de la planta es el principal atractivo estético, seguido de las plantas que por sus características podrían ser aprovechadas para flor de corte. Asimismo, las especies reportadas podrían ser una alternativa de diversificación para uso en la modalidad de macetería y jardinería.

Entre las plantas colectadas, las familias de las *Bromeliaceae* con *Tillandsia* son el género más representativo; la familia *Asteraceae* con los géneros *Bartlettina sordida* y *Telanthophora grandifolia* var. *Grandifolia*, pueden usarse en macetería. La familia *Heliconiaceae* con *H. Schiedeana Klotzsch* y *H. bourgaeana Petersen* son especies con potencial uso para jardinería.

AGRADECIMIENTO

El presente trabajo se realizó en términos del proyecto “Inventario ambiental y establecimiento de indicadores regionales” de la Red de Calidad Ambiental y Desarrollo Sustentable.

BIBLIOGRAFÍA

- Flores, C. A. (1988). Los árboles ornamentales de la ciudad de Cuernavaca, Morelos. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México. 205 pp.
- Fernández, N. R.; Rendón, C. A.; Aguirre, S. M. de la L. (2007). “Plantas con potencial uso ornamental del estado de Morelos”. *Polibotánica* 23, pp. 121-165.
- Rzedowski, R. J. (1995). “Aspectos de las plantas ornamentales mexicanas”. *Revista Chapingo Serie Horticultura*. 1(3): 5-7.
- Leszczyńska-Borys, H. (1990). *Introducción a la horticultura ornamental*. Tesis profesional. Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla. Escuela de Fitotecnia. México. 42 pp.
- Borys, M. W.; H. Leszczyńska-Borys (1992). *Reflexiones sobre el potencial ornamental de plantas nativas de México*. México: Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla. Serie Manuales de horticultura ornamental No. 7. 68 pp.
- Colinas, L. M. T. (2003). “Importancia de los estudios post-cosecha de plantas ornamentales nativas de México”. En: M. J. M. Mejía y F. A. Espinoza (comps.). *Plantas nativas de México con potencial ornamental: análisis y perspectivas*. Universidad Autónoma Chapingo. Pp. 175-179.
- Leszczyńska-Borys, H. y M.W. Borys (2003). “Plantas ornamentales de la Sierra de Puebla”. En: Mejía, M. J. M. y F. A. Espinoza (comps.). *Plantas nativas de México con potencial ornamental: análisis y perspectivas*. Universidad Autónoma de Chapingo. Pp. 132-145.
- Enciclopedia de los Municipios de México. Puebla* (2009).
- Lot, A. y Chiang, F. (1986). *Manual de herbario*. Consejo Nacional de la Flora de México, AC. México. 142 pp.
- Sierra, E. J. A.; Alzate, G. F.; Soto, R. H. S.; Durán, R. B.; Losada, V. L. M. (2005). Plantas silvestres con potencialidad ornamental de los bosques montano bajos del oriente antioqueño, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín*, vol. 58, núm. 1, 2651-2663.
- Tlahuextl-Tlaxcalteca, C.; Ávila-Sánchez, J. M y Leszczyńska-Borys. (2005). Flores de corte y follaje en florerías y mercados de Puebla, México. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, vol. 11, núm. 002, 323-327.
- Peña-Pareja, D. J., Bañon, S., Balenzategui, L., Sánchez-Gómez, P. Fernández, J. A. (2006). Potencial ornamental de varias especies autóctonas de Murcia. *Revista Horticultura Internacional; Producción de Ornamentales*, 53, 22-28.
- Munguía-Lino, G., Vázquez-García, L. M. y López-Sandoval, J. A. (2010). Plantas silvestres ornamentales comercializadas en los mercados de la flor de Tenancingo y Jamaica, México. *Polibotánica*, 29, 281-308.
- Pérez-Nicolás, M. L. y Fernández-Nava, R. (2007). Plantas del estado de Querétaro, México con potencia para uso ornamental. *Polibotánica*. 24, 83-115.

Instructions to Authors

The Editorial Board of the journal **Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ**, invites authors to submit manuscripts under three categories: research articles, short manuscripts (which will be short articles showing results of undergraduate thesis and written by the undergraduate students, reviewed by their advisers), and invited reviews. Manuscripts should be sent to the Editor in Chief, according to the following specifications:

1. Papers should be from original research and with scientific content.
2. Once published, articles cannot be published elsewhere in the same form, in any language, without the consent of UACJ publishers.
3. Papers may be: research articles, short manuscripts and invited reviews, belonging to the fields of natural or exact sciences (biology, life sciences, chemistry, mathematics, physics, etc). Final decisions concerning acceptability of the manuscripts will be made by the Editorial Board.
4. Papers may be written in English, Spanish or any Romance language. If a translation to Spanish is submitted, the text in original language should also be provided. Abstracts written both in Spanish and English should also be provided.
5. Originals are not sent back.
6. If the author fails to respond to the final comments of the Editorial Board of *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*, the journal can make editing changes which do not modify the original content of the article.
7. Papers should meet the following format:
 - Short and concise title, written in both English and Spanish or Romance languages.
 - A brief abstract between 40 and 150 words, which should also be written in both languages.
 - Name and nationality of authors.
 - Affiliation of authors, including highest degree and research field of all authors.
 - Author affiliations should be included as footnotes starting from number 1.
 - Ex. Ramírez, J. L.¹ y Martínez, R.²
¹ Universidad de Puebla, México.
² Universidad de Santiago Compostela, España.
 - Footnotes should be posted at the bottom left side of the page where they are mentioned.
 - Specify type of paper, *i.e.* Research article, Short manuscript or Invited review.
 - Postal address of the corresponding author, which includes: telephone, fax and e-mail. Corresponding author should be highlighted with an asterisk (*) mark.
 - Manuscripts should be submitted in triplicate, printed in one side only, letter or A4 size paper, double-spaced, with margins of 3 cm.
 - A disk copy of the manuscript in WinWord 6.0 or higher, should also be provided. Figures and tables should be sent in Excel or WinWord 97, each saved in a different file.
 - For Research articles, manuscript length should be between 10 and 30 pages, plus figures and tables. Short manuscripts should be shorter than 10 pages, plus figures and tables.

- Figures and tables should be mentioned in the text, and numbered in arabic numbers. The software in which they were created should be mentioned.
- Figure and table legends should be concise and understandable, and should be listed at the end of the manuscript (after references).
- Bibliographic references should be quoted in the text by writing the last name of the first author and publication year between parenthesis. References will be included at the end of the text, ordered alphabetically.
- In references for book titles, capital letters should be used only at the beginning of the title and on authors names.
- When using acronyms, the full meaning of them should be provided when mentioned for the first time.
- Bibliographic references should be formatted as follows:

Book references:

Author's last name, first name (year). *Book title.*
City: Editorial, total pages.

Ex:

Foucault, Michael (1984). *Las palabras y las cosas.* México: Siglo XXI, 200 pp.

Book section references:

Author's last name, first name (year). "Section title". En: Editor's name and last name (ed.). *Book title.* City: Editorial, pages.

Ex:

Levine, Frances (1991). "Economic Perspectives on the Comanchero Trade". En: Catherine A. Spielmann (ed.). *Farmers, Hunters and Colonists.* Tucson, AZ: The University of Arizona Press, 155-169.

Journal references:

Auhor's last name, first name's initials; other authors (year). "Article's title". *Journal abbreviation,* volume, pages.

Ex:

Sagara, Y., Fernández-Belda, F., De Meis, L. e Inesi, G. (1992). "Characterization of the Inhibition of Intracellular Ca²⁺ Transport ATPases by Thapsigargin". *J. Biol. Chem.,* 267, 12606-12613.

Rivas-Cáceres, R. (1999). "Médanos de Samalayuca. Un urgente reclamo, una estrategia emergente". *Ciencia en la Frontera,* 1, 29-32.

Normas de publicación para los autores

El Comité Editorial de la revista *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*, acoge con gusto propuestas de artículos para su publicación, bajo dos modalidades: artículos de investigación y artículos síntesis de investigación o Revisiones sobre tópicos de ciencia en general. Los manuscritos pueden estar derivados de tesis de pregrado o posgrado. Las normas establecidas para la publicación son las siguientes:

1. Los trabajos deberán ser de calidad científica e inéditos avalados por un investigador de carrera.
2. Una vez publicado el artículo, los derechos de autor pasan a la UACJ.
3. Los artículos pueden ser de investigación original, revisiones invitadas (actualizaciones en temas de investigación) o comunicaciones breves (avances de investigación), los cuales deberán referirse a las áreas de ciencias naturales y exactas, ajustándose al dictamen del Comité Editorial, el que evalúa su contenido científico de calidad y decide sobre la pertinencia de su publicación.
4. Los trabajos pueden ser enviados para su publicación en idioma inglés o español. Si se envía una traducción al español, hay que adjuntar el texto también en forma original. Los artículos deberán incluir resumen en español seguido de uno en inglés (y viceversa).
5. No se devuelven los originales.
6. En caso de que el autor no responda después de haberse presentado las correcciones o dudas de su trabajo, la revista *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*, se reserva el derecho de hacer los cambios de edición sin modificar el contenido original de la obra.
7. Los trabajos deben ajustarse a los siguientes requisitos (de no cumplirse con ellos, no se considerarán para su publicación):
 - Título del trabajo, breve y conciso en inglés y español.
 - Un resumen del contenido de una extensión aproximada de 40 palabras como mínimo y 150 palabras como máximo, que deberá estar en inglés y español.
 - Nombre de los autores. De la manera tal y como los autores desean que aparezca en la versión impresa.
 - Adscripción de todos los autores, incluyendo el máximo grado de estudios y área de especialización.
 - La institución de adscripción de los autores participantes deberá incluirse como un pie de página, comenzando con el número 1.
 - Ejemplo: Ramírez, J. L.¹ y Martínez, R.²
¹ Universidad de Puebla, México.
² Universidad de Santiago Compostela, España.
 - Naturaleza del trabajo: artículo de investigación, avance de investigación, etcétera.
 - Dirección para correspondencia que incluya: teléfono, fax y correo electrónico. El nombre del autor al cual se dirigirá la correspondencia debe indicarse con un asterisco (*) y la leyenda "Autor para correspondencia".
 - La extensión del trabajo deberá ser de un mínimo de 10 cuartillas de texto más las figuras, y de un máximo de 30 cuartillas más las figuras para un artículo de investigación. La extensión de los avances de investigación deberá ser de un máximo de 10 cuartillas de texto más las figuras.
 - Las ilustraciones, cuadros y fotografías deberán referirse dentro del texto, enumerándose en el orden que se citan en el mismo, e indicar el programa de cómputo en el que están elaborados.

- Los pies de figura deberán ser explícitos sin necesidad de leer el texto principal. Deberán incluirse en un listado después de la bibliografía.
- Las referencias bibliográficas deben asentarse de la forma convencionalmente establecida en español, indicando éstas en el cuerpo del texto con los apellidos del primer autor y año de publicación entre paréntesis, y los datos bibliográficos al final del escrito. La bibliografía se presenta al final del artículo por orden alfabético.
- Al citar los títulos de libro, se deben utilizar mayúsculas solo al inicio y en nombres propios.
- Al menos la primera vez, debe proporcionarse la equivalencia de las siglas empleadas en el texto, en la bibliografía y en los cuadros y las figuras.
- Distribuir los datos de las referencias bibliográficas de la siguiente manera:

Referencia de libro:

Apellido(s), nombre(s) del autor (año). *Título del libro.* Lugar: Editorial, número de páginas totales.

Ejemplo:

Foucault, Michael (1984). *Las palabras y las cosas.* México: Siglo XXI, 30-45.

Referencia de capítulo de libro:

Apellido(s), nombre(s) del autor (año). “*Título del capítulo*”. En: Nombre(s) y apellido(s) del editor (ed.). *Título del libro.* Lugar: Editorial, páginas.

Ejemplo:

Levine, Frances (1991). “*Economic Perspectives on the Comanchero Trade*”. En: Catherine A. Spielmann (ed.). *Farmers, Hunters and Colonists.* Tucson, AZ: The University of Arizona Press, 155-169.

Referencia de revista:

Apellido(s) del autor, inicial(es); otros autores (año). “*Título del artículo*”. *Nombre de la revista,* abreviado según el Index Medicus journal abbreviations: <http://www.nlm.nih.gov/tsd/serials/lji.html>, volumen, páginas.

Ejemplos:

Sagara, Y., Fernández-Belda, F., De Meis, L. e Inesi, G. (1992). “Characterization of the Inhibition of Intracellular Ca²⁺ Transport ATPases by Thapsigargin”. *J. Biol. Chem.*, 267, 12606-12613.

Rivas-Cáceres, R. (1999). “Médanos de Samalayuca. Un urgente reclamo, una estrategia emergente”. *Ciencia en la Frontera*, 1, 29-32.

SOBRE LA REMISIÓN DE ARTÍCULO Y EL PROCESO EDITORIAL

Remitir el original por correo electrónico a:

ciencia.frontera@uacj.mx
con atención al Comité Editorial

Indicar los nombres y datos de contacto de 2 revisores que se sugieran para dictaminar el artículo.

Los datos de contacto son:

Nombre completo del revisor.

Adscripción: institución, dependencia, departamento, grupo de trabajo.

Correo electrónico.

Números de teléfono y fax.

Dirección con código postal.

- El Comité Editorial acusará recibo del trabajo mediante correo electrónico. No se extienden oficios por la recepción del manuscrito. La recepción del manuscrito no garantiza su publicación.
- Posteriormente a un tiempo de dictamen de un mes máximo, el Comité Editorial remite, vía correo electrónico, el trabajo a sus autores, para que realicen las modificaciones que hubiera con base en las acotaciones de los dictaminadores.
- Los autores remitirán la segunda versión del ma-

nuscrito en un plazo máximo de 2 semanas y el Comité Editorial acusa recibo mediante correo electrónico. En caso de no recibir la versión corregida en este plazo, el Comité se reserva el derecho de descartar la publicación y su posterior remisión se considerará como un nuevo proceso.

- No se emitirán oficios por la recepción de los trabajos corregidos.
- Posteriormente a la recepción del artículo en su versión definitiva, el Comité Editorial emite un acuse de recibo por correo electrónico y anunciará el proceso de revisión de galeras y publicación. Durante éste, el Comité Editorial trabaja en conjunto con la Subdirección de Publicaciones de la UACJ.
- No se emiten oficios por cada artículo aceptado para publicación.
- Cada fascículo se incluye en la página de publicaciones periódicas de la UACJ, bajo la dirección:

<http://www.uacj.mx/difusion/publicaciones/Paginas/cienciasdelafrontera.aspx>

- La versión impresa de cada fascículo, se procesa por la Subdirección de Publicaciones. Se obsequia un ejemplar por artículo como regalías.

