

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

YOLANDA PICA GRANADOS
PATRICIA RAMÍREZ ROMERO



CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

**Yolanda Pica Granados
Patricia Ramírez Romero**

Noviembre, 2012

571.950972 Pica Granados, Yolanda
P58 Contribuciones al conocimiento de la ecotoxicología y química
 ambiental en México / Yolanda Pica Granados, Patricia Ramírez
 Romero. -- Jiutepec, Mor. : Instituto Mexicano de Tecnología del Agua,
 ©2012.

484 p.

ISBN: 978-607-7563-54-9

1. Ecotoxicología 2. Química ambiental 3. México

Coordinación editorial:

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua

Coordinación de Comunicación,
Participación e Información.

Subcoordinación de Vinculación, Comercialización
y Servicios Editoriales.

Diseño editorial de la serie *Avances del Conocimiento*:
Gema Alín Martínez Ocampo.

Portada: Oscar Alonso Barrón.

Primera edición: 2012.

D.R. © Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532
62550 Progreso, Jiutepec, Morelos
MÉXICO
ISBN 978-607-7563-54-9

Impreso en México – *Printed in Mexico*

Índice

ECOTOXICOLOGÍA

- Cianobacterias y cianotoxinas dulceacuícolas en ambientes tropicales:
una revisión de la problemática.
S. Nandini y S.S. S. Sarma 13
- Evaluación de la toxicidad de extractos acuosos de cianobacterias
mediante el ensayo con semillas de lechuga.
Galindo-Alcazar O., Martínez- Jerónimo, F., Olvera-Ramírez, R, 33
- Inhibición del crecimiento de microalgas y cianobacterias
por metabolitos producidos por cianobacterias.
Águila-Maldonado I, Martínez-Jerónimo F., Olvera-Ramírez R. 42
- Modificaciones en la conducta de escape de *Poeciliopsis gracilis* por efecto del zinc.
*García Batalla N., Venegas Hernández E., Molina Arroyo H.,
Galicia Isasmendi S., Zumaquero Ríos J. L., Mangas-Ramírez E.* 51
- Aplicación de la prueba de campo abierto en toxicología acuática.
*Venegas Hernández. E., García Batalla., N, Molina Arroyo H.,
Galicia Isasmendi I. S., Zumaquero Ríos J. L., Mangas-Ramírez E.* 60
- Prospectiva de la ecotoxicología de la subcuenca de San Antón,
en Cuernavaca, Morelos.
*Pica-Granados Y. Trujillo Domínguez G., Hernández Salgado H.,
Ruíz-López A. J.* 73
- Sensibilidad al cadmio, cromo y niveles bajos de oxígeno
de tres poblaciones mexicanas del anfípodo
Hyalella azteca. *Guzmán-Martínez M. C. y P. Ramírez-Romero.* 89

MONITOREO AMBIENTAL

- Evaluación ambiental del estado trófico y toxicidad en el embalse Zimapán, México.
Bravo-Inclán L., Saldaña-Fabela M. P., Sánchez-Chávez J. J. 103
- La contaminación de recursos naturales en el estado de Hidalgo, México.
Peña Betancourt S. D., Vidal Gaona M. G., Córdova I. A. 114
- Evaluación de la calidad ambiental en playas de uso recreativo (Acapulco, Gro.).
Flores Mejía M. A., Flores Hernández M., Ríos Miranda M. L. 127
- Evaluación de la contaminación puntual y difusa en la bahía de Acapulco, Guerrero.
*Arellano Franco H. E., Saldaña-Fabela M. P.,
Ruiz López A. J., Izurieta Dávila J. L.* 137

Biomonitoreo de la contaminación metálica atmosférica con <i>Tillandsia usneoides</i> L., en Tlaxcoapan, Hidalgo. Calvario-Rivera C. I., Beltrán-Hernández R. I., Del Razo-Jiménez L. M., Vázquez-Rodríguez G. A., Lucho-Constantino C. A..	150
Captación de metales en hongos del género <i>Lycoperdon</i> del Valle de México. Guerrero. Gutiérrez, P., Ramos-Bello, R., Hernández-Quiroz M.	162
Contaminación microbiológica en un lago urbano eutrófico del Estado de México. Gómez Q. L., Salamanca Quevedo E., Torres-Alvarado M. R., Sepúlveda Jaúregui A., Calva Benítez L. G., Hoyos Santillán J., Thalasso Siret F.	175
Evaluación periódica de cianobacterias toxigénicas en florecimientos de un lago urbano en la Ciudad de México. Martínez-García C, Medina-Jaritz N, Pineda-Mendoza R., Olvera-Ramírez R.	185
Monitoreo de microcistina en el lago de Pátzcuaro, México, por un método de ELISA. Tomasini-Ortíz A. C., Sánchez-Chávez J., Bravo-Inclán L. A.	195
EVALUACIÓN DE RIESGO	
Relaciones ambiente-salud: los vínculos que nos mantienen como miembros del ecosistema. Montero R., Arellano O., Belmont J., Dávila V., Serrano L.	209
<i>Salmonella spp.</i> como bioindicador bacteriológico alternativo de la contaminación fecal en agua. Basulto-Solis Y. Y., Pacheco Ávila J., Ponce-Caballero C., Quintal-Franco C.	220
Evaluación del Riesgo a la Salud por la fumigación aérea con malatión en Hidalgo, Tamaulipas. Heyer-Rodríguez L, Arroyo-Díaz R. N., Varela-Fuentes S., Guevara-García N., Ramos-García O. G.	234
Mercurio Total en Huachinango de las Costas Mexicanas. Ramírez-Romero P, Solórzano-Ochoa G., Ramírez-Islas M.E., de la Rosa-Pérez A., Ortuño-Arzate T., Padilla-Torres J. E., Trejo-Ramírez J. G.	246
Genotoxicidad asociada al índice de masa corporal, evaluada mediante la prueba de micronúcleos en mucosa bucal. Torres Bugarín O, Esparza- Méndez G., Torres Mendoza B. M., Zavala Aguirre J. L	256

Disminución de la genotoxicidad y citotoxicidad asociada a la obesidad. <i>Basulto-Martínez M., Rosales González M. H., Serratos- Guízar A., Torres-Bugarín O.</i>	261
Genotoxicidad de la sibutramina en células de la mucosa bucal de personas con IMC mayor o igual a 27 kg/m ² . <i>Torres-Bugarín O., Serratos-Guízar A., Torres-Mendoza B.</i>	266
QUÍMICA AMBIENTAL	
Degradación de los PCBs 101 y 138 mediante el sistema fotoelectro-Fenton. <i>Gutiérrez-Hernández, R., Cruz-Ornelas R., Peralta-Hernández J., Hernández-Ramírez A., Geissen V, Malo-Rivera E., Bello-Mendoza R.</i>	277
Oxidación Anódica de residuos farmacéuticos. <i>Cruz-Ornelas R., Gutiérrez-Hernández R., F., Castro-Chan R. A., Malo-Rivera E. A., Bello-Mendoza R.</i>	288
Tratamiento de lixiviados aplicando en método Fenton. <i>Amador Cruz M., Tapia Cruz R. M., Pineda Flores G.</i>	298
Evaluación de la toxicidad por respirometría en lodos activados que procesan agua residual industrial compleja. <i>Tovar-León, F., Sánchez-Meza, J. C., Pacheco-Salazar, V. F., Pavón-Silva, T. B., Guerrero-García P., Venables B.</i>	305
Caracterización de la materia orgánica en suelos acondicionados con lodos residuales. <i>Ferniza García F, Lugo de la Fuente J, Vaca Paulín R.</i>	315
Mineralización del carbón en vermicomposta empleando lodo residual y residuos orgánicos. <i>Del Águila P, Lugo J, Vaca R., González C.</i>	329
Estabilización de vermicomposta con lodo residual mediante la determinación de CO ₂ . <i>Téllez L. M. L., Del Águila J. P., Lugo de la Fuente, J. A., R. Vaca P. y E. García V.</i>	342
Efecto de la adición de lodos residuales en la actividad microbiana del suelo. <i>Carrasco Salero F, Lugo de la Fuente J. A., Vaca Paulin R.</i>	353
Aplicación del lodo residual sobre el crecimiento del cultivo de maíz. <i>Armenta R., Lugo J, Vaca R.</i>	363

Evaluación de coagulantes naturales para la decoloración de aguas residuales. <i>Capilla Piedras J. N., Salgado Juárez L.,</i> <i>López Olgún J. F., Zayas Pérez M. T.</i>	378
El sistema del CO ₂ en el sur del Golfo de México. <i>Vázquez G. F., Díaz de León H. L. M., Alexander M. V. H.</i>	390
Estimación de la salinidad del Lago de Xochimilco considerando ciertos parámetros químicos (aniones y cationes). <i>Arcos Ramos R., Cruz Martínez P., Díaz Hernández I. S.</i>	408
Índice de calidad del agua residual industrial generada en la Ciudad de México. <i>Flores-Jacinto P., Meléndez-Estrada J., Amezcua Allieri M. A.</i>	419
Evaluación de la distribución de dos plaguicidas organofosforados. <i>Herrera- Cárdenas J. A., Navarro Frómata A. E., Tamariz Flores V,</i> <i>Mangas Ramírez E., Bonilla y Fernández M. N.</i>	434
BIOMARCADORES	
Alteraciones tisulares en el hígado del bagre de Tecolutla, Veracruz. <i>Matadamas-Guzmán M., Guzmán-García X., López-Vite S.,</i> <i>Becerra-Amezcua M. P., González Rebollar S., Hernández-Calderas I.</i>	445
Inhibición de colinesterasa plasmática en Rana Leopardo (<i>Lithobates berlandieri</i>) por exposición a organofosforados. <i>Baquedano-Bustillos A., Cobos-Gasca V.,</i> <i>Gutiérrez-Ruiz E., Aranda-Cirerol P.</i>	455
Evaluación de la contaminación genotóxica de la laguna “La Alberca” Villamar, Michoacán, mediante eritrocitos micronucleados y anormalidades nucleares en peces. <i>Montes-Rosas A., Zavala-Aguirre J. L., García-Ulloa Gómez M.,</i> <i>Buelna-Osben H. R., Torres-Bugarín O..</i>	468
Establecimiento de las condiciones adecuadas de mantenimiento del ostión <i>Crassostrea virginica</i> (Gmelin), previas a la realización de bioensayos. <i>Barrera Escorcia G. e I. Wong Chang</i>	478
Variación de biomasa bacteriana en dos estaciones en suelos contaminados por hidrocarburos. <i>Perea-Cantero R.A., Sánchez-Ríos J. L., Rodríguez-Salazar R. B.,</i> <i>Iniesta-Mejía C., Barrera-Jiménez I.</i>	493
Estudio de contaminación microbiana del agua utilizada en las clínicas dentales. <i>Perea-Cantero R. A., Sánchez-Ríos J. L., Rodríguez-Salazar R. B.,</i> <i>Iniesta-Mejía C., Barrera-Jiménez I.</i>	501

P R E S E N T A C I Ó N

El libro contiene una amplia diversidad de trabajos y se manifiesta como un diálogo entre los autores como reflejo de la dinámica de colaboración y apoyo mutuo que se genera en el seno de la La Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental (AMEQA), también Capítulo México de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), para fomentar el trabajo transdisciplinario e interinstitucional, el apoyo, retroalimentación y estímulo a los estudiantes, quienes participan de la producción de gran parte de las contribuciones de este libro, y para incentivar el crecimiento de las líneas de trabajo que alimentan las temáticas de interés para la asociación ampliando sus alcances y trascendencia en la toma de decisiones

El contenido refleja una creciente tendencia hacia la apertura y diversificación de las aplicaciones metodológicas antes cautivas de ciertos usos y ahora experimentadas en diversas líneas de la investigación con fines de evidenciar nuevos procesos para discernir la compleja problemática que aqueja al ambiente, o promover desarrollos tecnológicos que permitan atenderlos y resolverlos. Todas ellas, desde sus diversos enfoques, contribuyen al desarrollo de la Ecotoxicología y Química Ambiental; en ocasiones con propuestas muy creativas y planteamientos que pretenden orientar la atención a los problemas ambientales de importancias para México y para la región de Mesoamérica, con iniciativas innovadoras y aportando elementos de utilidad en la toma de decisiones para el manejo ambiental.

El libro es insistente en la generación de propuestas, en la búsqueda de estrategias para que los conocimientos logren una aplicación objetiva que fomente la mejora, tanto de la calidad del entorno natural, como del nivel de vida de las sociedades en la región de Mesoamérica.

P R E S E N T A C I Ó N

Las editoras Yolanda Pica Granados y Patricia Ramírez Romero, realizaron un trabajo minucioso y paciente al revisar cada uno de los capítulos y solicitar, a su vez, el apoyo de revisores quienes contribuyeron amablemente con esta labor. Es loable el trabajo de cada autor y de los revisores, así cómo el apoyo financiero que el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua otorgó y que hizo posible la producción de este libro.

Gabriela Moeller Chávez.
Coordinadora de Tratamiento y Calidad
del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

A G R A D E C I M I E N T O S

Deseamos agradecer a los investigadores y estudiantes que constituyen a la Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental (AMEQA) por contribuir con su información a la creación de este documento. Muy especialmente a nuestro compañero y amigo Dr. Felipe Vázquez, del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, quien depositó en nuestras manos su última aportación a la investigación científica, sirva este libro como homenaje póstumo a su trabajo.

Un reconocimiento a la Dra. Silvia Peña Betancourt por su incondicional apoyo en la revisión inicial de los artículos presentados para la producción de este libro.

De forma especial agradecemos a la Dra. Pilar Saldaña Fabela su profundo interés en gestionar el financiamiento, por parte del IMTA, para la edición de este tomo.

Agradecemos al personal de la Subcoordinación de Vinculación, Comercialización y Servicios Editoriales por su orientación, ayuda y disposición para la difusión y comercialización del libro, tanto por medios electrónicos como en su versión impresa.

Deseamos hacer una mención especial a Gema Alín Martínez Ocampo por su profesionalismo en el diseño editorial y a Oscar Alonso Barrón por el diseño de la portada del libro.

Las editoras

*Yolanda Pica Granados
Patricia Ramírez Romero*

ECOTOXICOLOGÍA

**CIANOBACTERIAS Y CIANOTOXINAS DULCEACUÍCOLAS
EN AMBIENTES TROPICALES:
UNA REVISIÓN DE LA PROBLEMÁTICA**

Nandini y S.S. S. Sarma

Laboratorio de Zoología Acuática, División de Investigación y Posgrado, Edificio UMF,
Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla,
Edo. de México. México.
nandini@servidor.unam.mx

RESUMEN

Las cianobacterias son uno de los grupos más antiguos de organismos. Abundan en agua marina, agua dulce e, incluso, en ecosistemas terrestres. Algunas especies de cianobacterias no tóxicas, tales como *Spirulina*, son útiles como suplementos nutricionales y como fuente de proteínas para el consumo humano. Los géneros *Anabaena* o *Nostoc* pueden fijar el nitrógeno y, por lo tanto, ser útiles en la agricultura. La mayoría de los taxones, sin embargo, provocan graves problemas en lagos y embalses.

Esto se debe principalmente al hecho de que hayan desarrollado varias estrategias para evitar la competencia con otros organismos. Por ejemplo, las interacciones alelopáticas ayudan a evitar la competencia de las cianobacterias con el resto del fitoplancton. Muchas especies de cianobacterias evitan el pastoreo de grandes herbívoros (2-5 mm), gracias a sus largos filamentos o colonias, o debido a su capacidad de sintetizar toxinas. Las cianotoxinas causan varias enfermedades, incluyendo problemas respiratorios y tumores, y han sido causa de muerte de animales y seres humanos. Las cianotoxinas son bioacumulables en la cadena alimentaria. Los rotíferos, cladóceros y copépodos forman la mayor parte del zooplancton, en términos de biomasa y abundancia en muchos ecosistemas de agua dulce. Los copépodos, por ser selectivos en su dieta, en general evitan el consumo de cianobacterias tóxicas.

Por otra parte, los rotíferos y cladóceros no pueden evitar a las cianobacterias y se ven obligados a alimentarse de ellas, a pesar de que son de difícil ingestión y bajo valor nutritivo. Ello provoca que se reduzcan las abundancias poblacionales de estos organismos zooplanctónicos tan importantes en la cadena trófica, y de los cuales depende la supervivencia de peces y la productividad secundaria de los embalses.

Debido a los riesgos graves para la salud que representan las cianobacterias y las cianotoxinas, su estudio es importante. Bioensayos ecotoxicológicos, empleando bacterias, zooplancton y peces ayudan al análisis de los peligros que provocan los florecimientos de cianobacterias. En el presente artículo se revisan los trabajos más recientes sobre las cianobacterias y cianotoxinas en los ecosistemas dulceacuícolas tropicales, con énfasis en los posibles métodos de control.

INTRODUCCIÓN

Las cianobacterias son microorganismos cuya antigüedad se registra entre 2.8 y 3.5 millones años (Schopf, 2000). El dilema de Darwin, en cuanto a la evolución durante la era precámbrica, mencionado en el *Origen de las Especies*, se resolvió hace menos de cuarenta años cuando se reconoció que las cianobacterias fueron los precursores de las algas *Chroococcales* y *Oscillatoriales* que se encontraban entre los fotosintetizadores oxigénicos, creadores de las condiciones atmosféricas adecuadas para la proliferación de otras formas de vida (Schopf, 2000). La importancia de las cianobacterias es evidente desde entonces, ya que son los organismos más abundantes en los estromatolitos que se originaron hace millones de años (Stal, 2000).

Las cianobacterias son un grupo polifilético (Komarek, 2005) y su taxonomía se basa en la tradicional taxonomía alfa y en herramientas moleculares. Hay cinco órdenes de cianobacterias: *Chroococcales*, *Nostocales*, *Oscillatoriales*, *Stigonematales* y *Pleurococcales* (Komarek, 2003, Komarek *et al.*, 2003).

Las cianobacterias se encuentran en casi todos los sistemas acuáticos o húmedos, desde los océanos, ríos, lagos, lagunas, charcas, embalses, e incluso en la superficie de los edificios antiguos, como las pirámides (De Miguel *et al.*, 1995). Las cianobacterias también se encuentran en fuentes termales a temperaturas de hasta 73 °C (Ward y Castenholz, 2000), así como en ambientes polares (Nienow y Friedman, 1993).

En las comunidades de agua dulce, las cianobacterias tienen un papel muy importante como productores primarios, siendo uno de los mayores grupos que

apoya la productividad secundaria. Casi todos los sistemas de agua dulce tienen una población de cianobacterias y, según la amplia literatura, su densidad aumenta con la eutrofización (Harper, 1992). Sin embargo, se ha demostrado que la mayoría de los taxa de cianobacterias tienen bajos niveles de ácidos grasos y fósforo (DeMott y Gulati, 1997). DeMott y Mueller-Navarra (1997) compararon los ácidos grasos de dos especies cuyos géneros se encuentran comúnmente en México, *Scenedesmus acutus* (Chlorophyceae) y *Synechococcus elongatus* (Cyanobacteria). Los resultados mostraron que, mientras el primero tenía 40% de ácidos grasos como EPA y DHA, *S. elongatus* tenía sólo 6% de ácidos grasos, rastros de EPA y que carecía de DHA. Los ácidos grasos poliinsaturados y no saturados son necesarios para el crecimiento del zooplancton. Es por eso que en cuerpos de agua con algas cuyo contenido de ácidos grasos es reducido, se tiene una baja relación entre el zooplancton-fitoplancton (Brett y Müller-Navarra, 1997). La deficiencia en la calidad nutricional de las cianobacterias, también se refleja claramente en los bioensayos realizados con zooplancton, especialmente en los rotíferos y cladóceros (figura 1 y 2), que muestran bajas tasas de crecimiento con dietas de solo cianobacterias (Alva-Martínez *et al.*, 2007a, b). A pesar de ello, se ha documentado bien que varios grupos de organismos del zooplancton son capaces de mantener positiva, aunque baja, su tasa de crecimiento cuando en el ambiente sólo persisten cianobacterias (Tillmann *et al.*, 2008). Asimismo, se ha demostrado que las formas unicelulares de cianobacterias son más fácilmente ingeridas por depredadores del fitoplancton. En este sentido, Nandini y Rao (1998) reportaron que con una dieta de *Microcystis* en forma de colonias, la tasa de crecimiento poblacional de *Daphnia carinata* fue de 0.07 d^{-1} , mientras que con el suministro de células individuales de *Microcystis* se incrementó a 1.89 d^{-1} (figura 3). En esta misma investigación, también se demostró que existe una respuesta específica de los cladóceros al consumo de cianobacterias en forma de colonias o células sueltas; *Ceriodaphnia cornuta* se desarrolla mejor con células sueltas, mientras que *Moina macrocopa* crece mejor con el suministro de colonias (*op cit* Nandini y Rao).

ÉXITO DE LAS CIANOBACTERIAS

Varios factores explican el éxito evolutivo de las cianobacterias como grupo. En un estudio reciente, Paerl y Huisman (2008) proponen que la presencia generalizada de las floraciones de cianobacterias se debe al hecho de que las temperaturas están en aumento. Esto puede ser cierto en los países de clima templado, pero en los

trópicos la permanencia de las floraciones de cianobacterias se debe a temperaturas por encima de 25 °C para la mayor parte del año (Zafar, 1986). Es bien sabido que las cianobacterias son competidores superiores de las algas verdes o diatomeas a temperaturas más altas (Van der Grinten *et al.*, 2005). El calentamiento global, ha aumentado la dispersión de ciertas cianobacterias como *Cylindrospermopsis raciborskii* y enfermedades asociadas a su toxina (Berry y Lind, 2010).

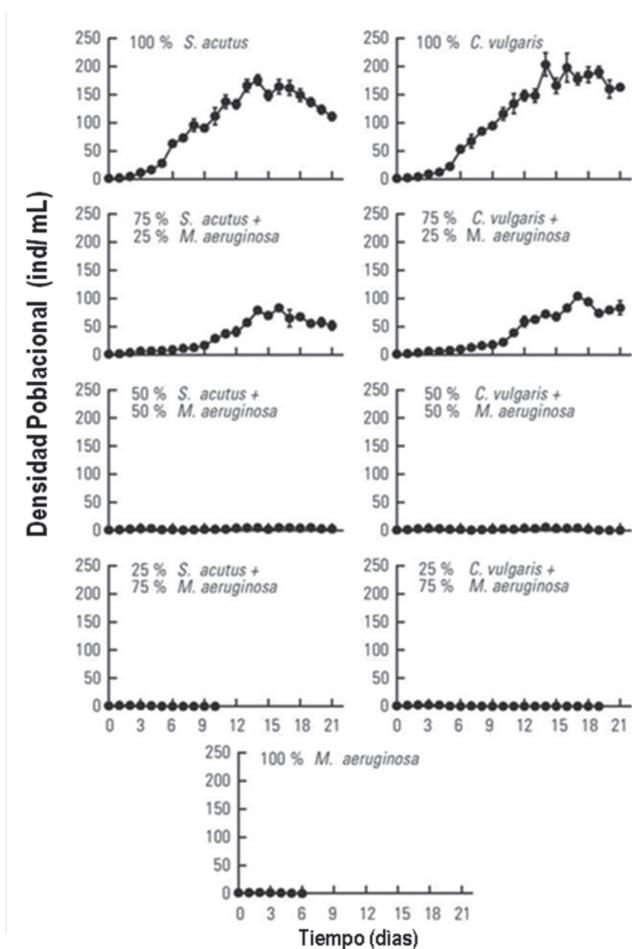


Figura 1. Crecimiento poblacional del rotífero *Brachionus havanaensis* alimentado con *Microcystis* y/o *Scenedesmus* (tomado de Alva-Martínez *et al.*, 2007a).

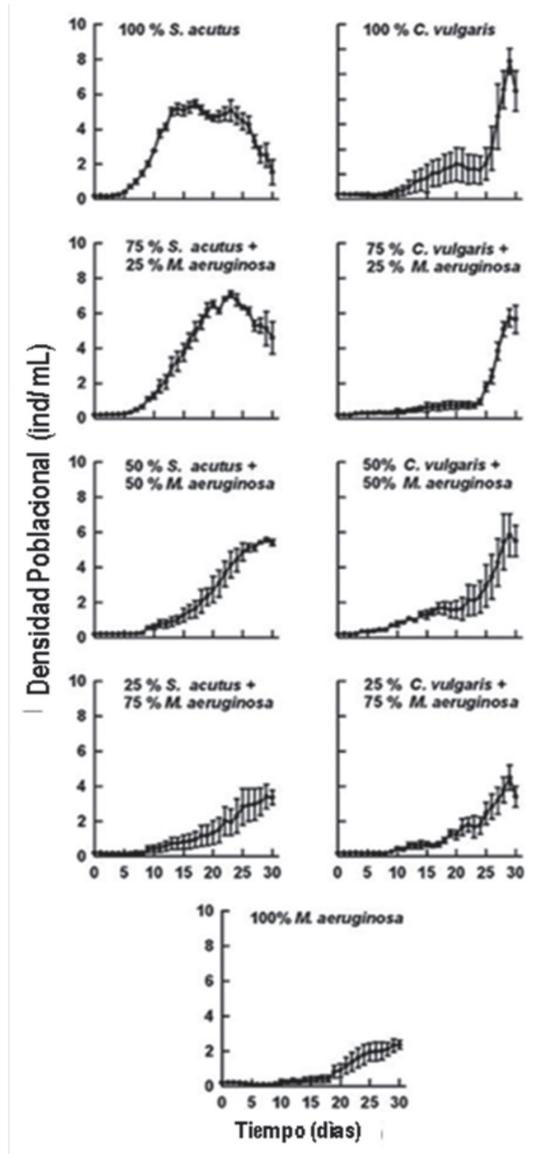


Figura 2. Crecimiento poblacional del cladócero *Ceriodaphnia dubia* alimentado con *Microcystis* y/o *Scenedesmus* (tomado de Alva-Martínez et al. 2007b).

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

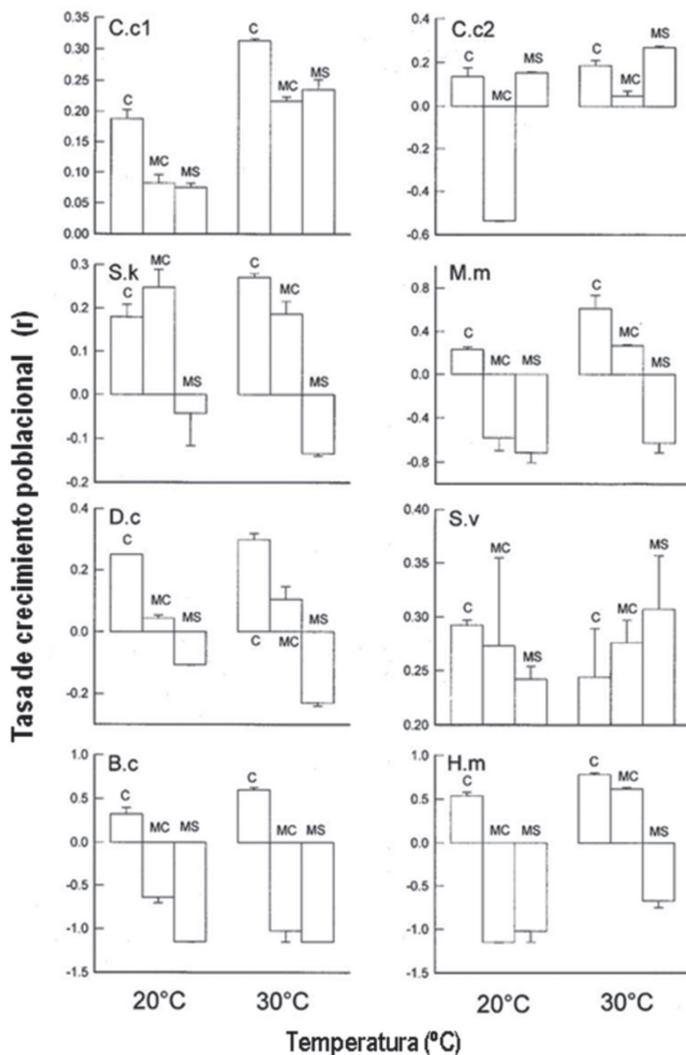


Figura 3. Tasa de crecimiento poblacional por día de *Ceriodaphnia cornuta* 1 (raza 1) (C.c.1), *Ceriodaphnia cornuta* 2 (raza 2) (C.c.2), *Scapholeberis kingi* (S.k), *Moina macrocopa* (M.m), *Daphnia carinata* (D.c), *Simocephalus vetulus* (S.v), *Brachionus calyciflorus* (B.c) y *Hexarthra mira* (H.m) alimentados con *Chlorella* (C), colonias de *Microcystis* (MC) y células sueltas de *Microcystis* (MS) bajo 20° y 30 °C (tomado de Nandini y Rao, 1998).

Otra razón para el predominio de cianobacterias es su capacidad de competir por ciertos nutrientes, en particular por el nitrógeno (N) y fósforo (P), la cual es mayor a la de las algas verdes.

Especialmente, en condiciones tropicales, a pesar de la carga de nutrientes, los cambios en la relación N:P a menudo conducen a la limitación de nitrógeno. En estas circunstancias, la fijación de nitrógeno por las cianobacterias como *Nostoc* y *Anabaena* es más rápida que la de las algas verdes.

Otro concepto para explicar el resultado de la competencia entre las cianobacterias y las algas verdes, se basa en la capacidad de los taxones para desarrollarse en diferentes longitudes de onda. Cada especie tiene su propio espectro de longitud de onda, óptimo para su desarrollo, de modo que cuando la intensidad de luz es limitada a causa de turbiedad y otros factores que restringen incidencia de luz, las especies con mayor requerimiento de intensidad lumínica se ven excluidas, y sólo otros grupos taxonómicos con menores requerimientos lumínicos proliferan. Por ejemplo, la jerarquía competitiva basada en la intensidad de luz entre algunos grupos de fitoplancton se encuentra en el siguiente orden: *Chlorella* > *Apahnizomenon* > *Microcystis* > *Scenedesmus* (Huismann *et al.*, 1999).

Los pigmentos que cada taxón tiene son determinantes para su jerarquía competitiva. Por ejemplo, las clorofitas tienen carotenoides y clorofila A y B, por lo que requieren utilizar luz intensa con longitudes de onda en la región de rojo y azul, mientras que las cianobacterias tienen pigmentos de ficobiliproteína (ficocianina y phycoerythrocyanin) que les permiten absorber las longitudes de onda en el espectro color verde, de menor intensidad (Kirk, 1994).

Las cianobacterias evolucionaron cuando la radiación UV que llegaba a la Tierra era muy alta. Por lo tanto, se encuentran bien adaptadas para soportar el aumento en la incidencia de esta clase de radiación, cada vez mayor debido a la reducción de la capa de ozono. Los diversos mecanismos que utilizan las cianobacterias para resistir la radiación ultravioleta de alta intensidad son las migraciones verticales, durante las cuales eligen profundidades con niveles de radiación tolerable que les permiten mantenerse protegidas de los posibles daños (Castenholz y García-Pichel, 2003).

Uno de los principales factores que ayudan a las cianobacterias a persistir en los ecosistemas acuáticos, es su capacidad para resistir el pastoreo de los herbívoros.

La formación de largos filamentos o colonias de gran tamaño les proporcionan esa protección contra el pastoreo, principalmente de los cladóceros de mayor tamaño, quienes tampoco logran ingerirlos. Esta protección evita su consumo por parte de los herbívoros y, en consecuencia, su abundante crecimiento da lugar a floraciones de cianobacterias.

Durante la primavera (fase de agua clara), varios taxa de cianobacterias están presentes como células sueltas y colonias o filamentos pequeños (< 5mm). Sin embargo, su tamaño aumenta (> 30 mm) conforme se incrementa la presión de pastoreo. Ello ha sido bien documentado para *Aphanizomenon*, que siempre existe en forma de escamas grandes en presencia de altas densidades de *Daphnia* (Lynch, 1980). Esta respuesta de las cianobacterias al pastoreo modifica significativamente la estructura de la comunidad del plancton; los consumidores grandes generalistas, como *Daphnia*, desaparecen rápidamente y el zooplancton queda dominado por rotíferos, pequeños cladóceros selectivos como *Bosmina* (DeMott y Kerfoot, 1982) y copépodos. La alta densidad de zooplancton pequeño (< 500 mm) agrava el problema de floraciones de cianobacterias, debido a que el zooplancton pequeño no puede ramonear de manera eficiente las grandes colonias o filamentos de cianobacterias, así que optan por consumir otras algas más pequeña, únicas posibles competidoras de las cianobacterias (Lynch, 1980).

CIANOTOXINAS

Otra razón del gran éxito de las cianobacterias es su capacidad de producir cianotoxinas. Se sabe que causan enfermedades y muerte a seres humanos y a animales, y que son más tóxicas para la fauna terrestre que para la acuática (Sivonen y Jones, 1999). Las cianotoxinas son producidas por varios géneros de cianobacterias y pueden generar efectos neurotóxicos, hepatotóxicos o citotóxicos.

Las neurotoxinas son producidas por algunas cepas de *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* y *Trichodesmium*. Las hepatotoxinas, microcistinas y nodularinas son producidas por *Microcystis*, *Anabaena flos-aquae*, *Oscillatoria agardhii* y *Nostoc rivulare* y, en el agua salobre, por *Nodularia spumigena*. La relevancia de *Cylindrospermopsis raciborskii* se encuentra en estudio debido a su proliferación reciente en diversos cuerpos de agua, como en el lago de Catemaco, Veracruz, donde Berry y Lind (2010)

han demostrado que hay alto grado de la bioacumulación de su toxina en la cadena alimenticia (Dow y Swoboda, 2003).

Las citotoxinas son menos conocidas en comparación con las neurotoxinas y hepatotoxinas. Son toxinas lipofílicas, como Scytonemina, Cyanobacterina, Acutiphycina y Lyngbyatoxina. Algunos de los géneros de cianobacterias que producen esta clase de compuestos son: *Scytonema sp.*, *Hapalosiphon*, *Oscillatoria acutissima* y *Lyngbya majuscula*. Se ha demostrado que estos compuestos tienen propiedades antitumorales y podrían ser importantes en el desarrollo de tratamientos para el cáncer y otras enfermedades (Carmichael *et al.*, 1990).

Los genes que desencadenan la producción de cianotoxinas se estudian, y se han identificado en varias especies de cianobacterias (Nielan *et al.*, 1999).

Los bioensayos con cianotoxinas a menudo se realizan con animales terrestres, en particular ratones (Dow y Swoboda, 2003), debido al interés por su efecto en el ser humano. Los bioensayos con cianotoxinas no siempre son inequívocos en sus respuestas. Por ejemplo, Kiviranta y colaboradores (1991) mostraron que los bioensayos con *Artemia* son menos confiables que el bioensayo en ratones para detectar niveles bajos de neurotoxinas y hepatotoxinas. Por otra parte, *Oscillatoria agardhii* es tóxica para *Artemia*, pero no para ratones (Reinikainen, 1995).

En algunos estudios efectuados mediante bioensayos con peces, se ha observado que especies como la tilapia, la trucha y la carpa sufren daños evidentes en presencia de cianotoxinas, especialmente en sus agallas (Bury *et al.*, 1996; Carbis *et al.*, 1997).

Las cianotoxinas son bioacumulables en la cadena alimentaria y también se biomagnifican. Algunas microcistinas son hidrofílicas, pero otras son lipofílicas; por lo tanto, son acumuladas por los organismos de una manera diferencial (Ibelings y Coro, 2007). En plantas, como *Azolla* y *Lemna*, se bioacumulan en mayor grado que en las algas (Mitrovic *et al.*, 2005). En peces fitófagos parecen acumularse menos que en peces omnívoros, como la tilapia (Ibelings y Coro, *op cit*). Se ha demostrado que *Tilapia rendelli* acumula cianotoxinas en niveles tan altos como el límite máximo admisible de 0.04 µg/kg (Chorus y Bartram, 1999; Freitas de Magalhaes, 2001). Un estudio reciente en el lago de Catemaco indicó que los caracoles (*Pomacea patula*

catamacensis) acumulan la toxina de *Cylindrospermopsins* en un alto grado (Berry y Lind, 2010).

A pesar de los numerosos casos donde se ha demostrado la incidencia de cianobacterias, la información publicada sobre sus efectos y la bioacumulación de cianotoxinas en cuerpos de agua mexicanos es escasa en extremo. En este sentido, hay mucho trabajo por hacer a fin de establecer claramente las respuestas biológicas a las cianotoxinas, tanto en los organismos acuáticos como en todos aquellos afectados por su presencia, ya sea de forma directa o indirecta.

Los aleloquímicos son sustancias producidas por una población que tiene efectos estimulantes o inhibidoras en el crecimiento de las demás (Rice, 1986). Estas sustancias se producen por una gran variedad de plantas, incluido el fitoplancton, en especial el de agua dulce, en el cual las interacciones alelopáticas son más comunes (Gross, 2003). Se ha documentado bien que los géneros de cianobacterias, como *Microcystis sp.* y *Anabaena sp.*, producen aleloquímicos tóxicos que les son útiles en la competencia con otros taxa (Suikkanen *et al.*, 2005). *Anabaena flos-aquae*, por ejemplo, produce una sustancia que aumenta la velocidad de precipitación de *Chlamydomonas* y así la elimina de la columna de agua, reduciendo la competencia por los nutrientes (Kearns y Hunter, 2001). El efecto de estas sustancias fluctúa en función de la densidad bacteriana presente en el ambiente, ya que son biodegradados de forma activa (Hulot y Huisman, 2004).

La capacidad de las cianobacterias para producir aleloquímicos es importante, ya que de ellos depende la capacidad de competencia entre los diversos taxa. Reconocer la funcionalidad de estas sustancias permitiría comprender los procesos ecológicos que inducen cambios en la diversidad fitoplanctónica, la cual, en cuerpos de agua afectados por cianobacterias y en algunos casos, durante la primavera, se compone de varios taxa mientras, que en verano el fitoplancton que lo habita se modifica, constituyéndose tan solo por unas cuantas especies de cianobacterias que originan los florecimientos.

USO DE LAS CIANOBACTERIAS

Las cianobacterias son útiles en varios procesos naturales. Ayudan en la fijación de oxígeno y además son eficientes en la fijación del nitrógeno atmosférico, lo

que aumenta la fertilidad del suelo. Varios estudios en los campos de arroz indican que el rendimiento es generalmente más alto, cuando el suelo tiene cianobacterias (Venkataraman, 1981). Las bacterias que mejor fijan el nitrógeno incluyen a *Nostoc*, *Anabaena*, *Lyngbya* y *Tolypothrix*.

Las cianobacterias pueden ser muy importantes en la degradación de contaminantes orgánicos, incluyendo el petróleo. Ciertas taxa, como *Anabaena* sp. y *Nostoc* sp. pueden degradar pesticidas clorados y podrían ser modificados genéticamente para degradar otros hidrocarburos (Kuritz y Wolk, 1995). Por otra parte, los tapetes de cianobacterias pueden contener bacterias como *Rhodococcus*, *Arthrobacter*, *Pseudomonas* y *Bacillus*, capaces de retener y degradar el petróleo, sin permitir su arrastre, aumentando así la eficiencia del proceso de degradación (Radwan y Al-Hasan, 2000).

Asimismo, se ha demostrado que las cianobacterias podrían ser potencialmente útiles en el control de mosquitos. Kiviranta y colaboradores (1991) probaron las toxinas de 76 cepas de cianobacterias, y encontraron que el *Aedes aegypti*, vector del dengue, es el más afectado por las hepatotoxinas de *Microcystis aeruginosa*. También, se ha demostrado que los genes que codifican para las toxinas pueden ser insertados en los genes de la cianobacteria *Synechococcus*, que a su vez es consumida por dichos mosquitos, produciéndoles la muerte (Thierry *et al.*, 1991).

Desde hace siglos, también las cianobacterias se han utilizado como complemento en la dieta del ser humano. Tienen un contenido de 60-77% de proteínas y son buena fuente de vitaminas (Borowitzka y Borowitzka, 1988). Cultivos extensivos de *Spirulina* en Texcoco fueron utilizados como suplemento alimenticio por los aztecas; de hecho, la primera producción comercial de las cianobacterias en los tiempos modernos tuvo su origen también en México (Durand-Chastel, 1980).

CONTROL

Desde 1950 se han efectuado estudios encaminados al control de los florecimientos de cianobacterias, con el fin de mejorar la calidad del agua. Las conclusiones de Edmondson, en 1965, señalaron que la disminución en las concentraciones de nitrógeno y fósforo podrían resultar en una reducción de la densidad de cianobacterias y, por lo tanto, en una mejora en la calidad del agua en el lago Washington. Este estudio estimuló la investigación sobre las líneas de control de los

aportes de nutrientes, para así mejorar la calidad del agua y evitar los florecimientos de cianobacterias. Más recientemente, durante los años ochenta, la idea de modificar la cascada trófica con el fin de mejorar la calidad del agua fue abordada en los estudios de Shapiro (1978), Paine (1980) y Carpenter y colaboradores (1985). La idea básica gira en torno a lograr un aumento en la presión de pastoreo en todo el fitoplancton, incluyendo a las cianobacterias, a través del aumento de la herbivoría mediante el incremento de la densidad del zooplancton, toda vez que, en general, las poblaciones de peces planctívoros en el sistema se encuentran abatidas, ya sea por la introducción de peces piscívoros o por la pesca selectiva que ha menguado sus poblaciones (Carpenter *et al.*, 1985).

A nivel mundial, ha habido varios éxitos y fracasos en los intentos de biomanipulación de cuerpos de agua afectados por florecimientos de cianobacterias (Gulati *et al.*, 1990). En los países tropicales el éxito de este método es escaso debido a las altas densidades de cianobacterias durante todo el año, las altas densidades de peces carnívoros y las bajas densidades de cladóceros generalistas grandes como *Daphnia*, en particular. Es posible, sin embargo, para lograr un avance significativo, incorporar especies herbívoras suplentes tales como los mejillones, además de integrar el control de los aportes de nutrientes a los lagos.

Junto con las técnicas tradicionales de control de cianobacterias usando sustancias químicas (sulfato de cobre, hipoclorito de sodio), materiales biológicos (paja) o métodos mecánicos (aeración), hay tecnologías más recientes como el uso de virus cianófagos, los cuales son de ADN de doble cadena desarrollada hace más de 3 mil millones de años, junto con las cianobacterias. *Styloviridae* y *Podoviridae* son comunes en las aguas dulces, mientras que *Myoviridae* de los sistemas marinos (Suttle, 2000). McDaniel y colaboradores (2006) señalaron más de 35 aislamientos de cianófagos de las especies *Synechococcus* y *Prochococcus*, los cuales son responsables de la eliminación del 3% de las poblaciones de *Synechococcus* marinos al día. Estos cianófagos infecciosos pueden persistir durante mucho más tiempo en los sedimentos que en la columna de agua, incluso por cien años (Suttle, *op.cit.*).

ESTUDIOS EN MÉXICO

Una encuesta de la base de datos ASFA (Ciencias Acuáticas y Pesca, resúmenes), durante un periodo de diez años (2000-2010), reveló tendencias interesantes. En

el mundo, 17,500 artículos fueron publicados sobre el tema de cianobacterias y cianotoxinas; sin embargo, la misma base de datos reveló que durante ese periodo sólo se publicaron 75 artículos de México. Más del 80% de las publicaciones eran de climas templados y sólo 20% de las regiones tropicales, a pesar de que las floraciones de cianobacterias son más persistentes y extensas en los trópicos (figura 4).

En relación con el zooplancton y sobre la base de unos quinientos artículos en el periodo de 1978 a 2010, se encontró que más del 70% se enfocaban a estudios limnológicos y de campo, 20% a estudios experimentales y menos del 2% al análisis de cianotoxinas (figura 5).

En los últimos treinta años, los avances en la investigación de las cianobacterias en México han sido escasos y se ha enfocado, principalmente, a estudios sobre el significado evolutivo de las cianobacterias en sitios específicos, como las salinas de Guerrero Negro, Baja California Sur, y en Cuatro Ciénegas, Coahuila (Stolz y Margulis, 1984; García Pichel *et al.*, 2002). Varios estudios más se han encausado al análisis taxonómico de las cianobacterias de agua dulce y de los hábitats marinos (Tavera y Komarek, 1996; León-Tejera y Montejano 2000; Morales Ortega *et al.*, 2005). Komarek y Komarkova (2002) publicaron una lista de las cianobacterias del centro de México, que incluye a más de cincuenta especies. Otras contribuciones han sido algunos estudios limnológicos en torno a las cianobacterias en México, realizados en varios lagos y embalses del país y publicados muy recientemente, a pesar de que la importancia de las cianotoxinas en México ha sido evidenciada desde tiempo atrás (Oliva *et al.*, 2001; Ramírez-García *et al.*, 2002, Vasconcelos *et al.*, 2010, Arzate-Cárdenas *et al.*, 2010, Tomasini *et al.*, 2012, en este libro).

Los estudios experimentales con las cianobacterias se han centrado especialmente en el impacto de las diferentes especies utilizadas como alimento, con base en bioensayos con zooplancton (Alva-Martínez *et al.*, 2004, 2007a,b) (tabla 1). Las cianobacterias, como alimento para moluscos de agua dulce y hábitats marinos, también han sido investigadas (Elser *et al.*, 2005; Villalejo Fuerte *et al.*, 2005; Ruiz-Rafael *et al.*, 2005).

El papel de las cianobacterias en el control biológico de mosquitos se ha abordado con la publicación de la información de *Phormidium animalis*, naturalmente

empleada como alimento por el mosquito *Anopheles albimanus*, lo cual la hace una buena candidata para que, mediante ingeniería genética, se induzca la producción de toxinas específicas para la eliminación del mosquito y, en consecuencia, para el control de la malaria en las regiones afectadas de México (Vázquez-Martínez *et al*, 2003).

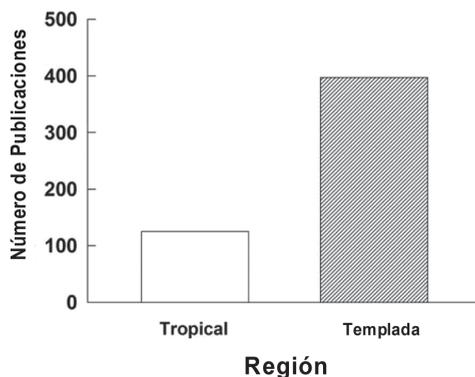


Figura 4. Comparación del número de publicaciones sobre las cianobacterias de las regiones tropicales y templadas durante el periodo 2000 - 2010.

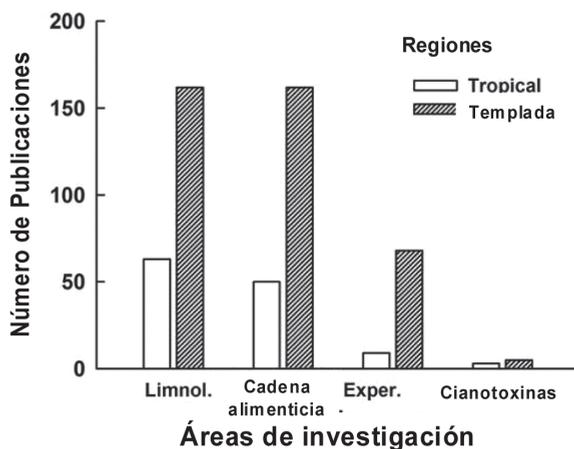


Figura 5. Contribuciones sobre diferentes temas de las cianobacterias de las regiones tropicales y templadas durante el periodo 2000 - 2010.

Tabla 1. Variables demográficas de *Daphnia laevis* alimentada con *Chlorella vulgaris* (C) o *Microcystis aeruginosa* (M) en baja (1×10^6 células ml^{-1}) y alta (3×10^6 células ml^{-1}) densidad de alimentos. Se muestran promedio de vida (ALS) (días), la esperanza de vida de nacimiento (día) (e_0), la tasa reproductiva bruta (TBR) (descendientes/hembra), la tasa reproductiva neta (R_0) (descendientes/hembra), el tiempo generacional (T) (días), el esfuerzo reproductivo (ER) (R_0 /duración de reproducción). (Tomado de Nandini *et al.*, 2000).

Tipo de dieta y su densidad		Variables				
	ALS	e_0	TBR	R_0	T	ER
Chlorella						
1X10 ⁶	33.47±2.31	32.97±2.31	3.55±0.33	2.90±0.35	9.65±0.85	0.18±0.02
3X10 ⁶	24.60±2.93	24.10±2.93	2.72±0.63	2.23±0.43	5.73±1.25	0.18±0.03
Microcystis						
1X10 ⁶	24.67±3.88	24.17±3.88	18.18±4.06	5.80±1.08	26.66±1.36	0.12±0.02
3X10 ⁶	23.17±2.47	22.67±2.47	14.21±4.54	5.33±1.51	22.41±3.18	0.11±0.02

Otros estudios con menor incidencia en México son los que abordan temáticas como bioacumulación de cianotoxinas. Algunos reportes tratan la bioacumulación de la toxina de *Cylindrospermopsins* en caracoles comestibles, basados en estudios en el lago de Catemaco (Berry y Lind, 2010). El potencial de las cepas toxigénicas de cianobacterias, sobre la base de un análisis genético iniciado recientemente (Lozano, 2008), así como la investigación sobre el uso de pigmentos de algas en la industria farmacéutica desarrollada por Olvera-Ramírez y colaboradores (2000), ha demostrado que *Calothrix*, de los campos de arroz en Morelos, es una buena fuente de pigmentos. También se han caracterizado floraciones de algas nocivas, particularmente en la línea costera (Bustillos-Guzmán *et al.*, 2004).

A partir de este breve resumen, se pone en evidencia que queda mucho por hacer y publicar sobre los diferentes aspectos relacionados a la investigación de cianobacterias en México.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Yolanda Pica Granados y Patricia Romero Ramírez por invitarnos a participar en la elaboración del presente documento. Gracias también al PAPIME (PE 208810), PAPCA 64 y CONACyT (S.N.I. 20520 y 18723) por el apoyo financiero

REFERENCIAS

- Alva-Martínez, A.F., S.S.S. Sarma y S. Nandini., 2007a. Population dynamics of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* (Rotifera) on mixed diets with *Microcystis aeruginosa* and green algae. *Hidrobiologica* 17 (1 supplement): 59-67.
- Alva-Martínez, A.F., S.S.S. Sarma y S. Nandini., 2007b Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Ecology* 41: 579-585.
- Arzate-Cárdenas M.A., R. Olvera-Ramírez y F. Martínez-Jerónimo., 2010. *Microcystis* toxigenic strains in urban lakes: a case study in Mexico City. *Ecotoxicology* 19: 1157-1165.
- Berry, J.P. y O. Lind., 2010. First evidence of “paralytic shellfish toxins” and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system, Lago Catemaco, and apparent bioaccumulation of the toxins in “teogolo” snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicon* 55: 930-938.
- Borowitzka, M.A. y L.J. Borowitzka, 1988. *Micro-algal biotechnology*. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Brett, M. T., y D. C. Müller-Navarra, 1997. The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic food-web processes. *Freshwater Biol.* 38: 483-500.
- Bury, N.R., G. Flick, F.B. Hedi y G.A. Codd., 1996. The effects of cyanobacteria and cyanobacterial toxin microcystin-LR on Ca²⁺ transport and Na⁺/K⁺ ATP use in Tilapia gills. *J. Exp. Biol.*, 199:1319-1326.
- Bustillos-Guzmán, J., I. Gárate-Lizárraga, D. López-Cortés y F. Hernández-Sandoval, 2004. The use of pigment “fingerprints” in the study of harmful algal blooms. *Rev. Biol. Trop.* 52: 17-26.
- Caraco, N.F., J.J. Cole, P.A. Raymond, D.L. Strayer, M.L. Pace y S.E.G. Findlay, y D.T. Fischer., 1997. Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. *Ecology* 78: 588-602.
- Carmichael, W.W., N.A. Mahmood y E.G. Hyde, 1990. Natural toxins from cyanobacteria (blue-green algae). In: Hall, S. y G. Strichartz (eds). *Marine toxins, origin, structure and Molecular pharmacology* 418: 87-106. American Chemical Society, Washington DC.

- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell y J.R. Hodgson, 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35:634-639.
- Castenholz, R.W. y F. García-Pichel, 2000. Cyanobacterial responses to UV radiation. Pp. 591-611. In: Whitton BA and Potts M (eds). *The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands
- Chorus, I. y J. Bartram, 1999. *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO, London.
- DeMott, W. R., 1986. The role of taste in food selection by fresh- water zooplankton. *Oecologia* 69: 334-340.
- DeMott, W. R. y D.C. Müller-Navarra.,1997. The importance of highly unsaturated fatty acids in zooplankton nutrition: evidence from experiments with *Daphnia*, a cyanobacterium and lipid emulsions. *Freshwater Biology* 38: 649-664.
- Dow, C.S. y U.K. Swoboda, 2000. Cyanotoxins. Pp. 613-632. In: Whitton, B.A. y M. Potts (eds). *The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands
- Durand-Chastel, H., 1980. Production and use of *Spirulina* in Mexico. In: Shelef, G., Soeder, C.J. (Eds.), *Algae Biomass*. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam: 51-64.
- Edmondson, W.T., 1965. Reproductive rate of planktonic rotifers as related to food and temperature in nature. *Ecol. Monogr.* 35: 61-111.
- Elser, J.J., J.H. Schampel, F. García-Pichel, B.D. Wade, V. Souza, L. Eguiarte, A. Escalante y J.D. Farmer, 2005. Effects of phosphorus enrichment and grazing snails on modern stromatolitic microbial communities. *Freshwater Biology* 50. 1808-1825.
- Freitas de Magalhaes, V., R. M. Soares y S.M.F.O. Azevedo, 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepagua Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon* 39: 1077-1085.
- García de Miguel, J. M., L. Sánchez-Castillo, J. J. Ortega-Calvo, J. A. Gil y C. Saiz-Jiménez, 1995. Deterioration of building materials from the Great Jaguar Pyramid at Tikal, Guatemala. *Building and Environment*; 30: 591-598.
- García-Pichel, F., B.D.Wade y J.D. Farmer, 2002. Jet-suspended, calcite-ballasted Cyanobacterial waterwarts in a desert spring. *Journal of Phycology* 38: 420-428.
- Gross, E.M., 2003. Allelopathy of aquatic autotrophs. *Crit. Rev. Plant Sci.* 22: 313-339.
- Gulati, R.D., E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer y E. van Donk (Eds.), 1990. Biomanipulation-Tool for water management. *Hydrobiologia* 200/201: 1-628.
- Harper D., 1992. *Eutrophication of Freshwaters: Principles, problems and restoration*. Chapman & Hall, London.
- Huisman, J., P. van Oostveen y F.J. Weissing, 1999. Species dynamics in phytoplankton blooms: Incomplete mixing and competition for light. *Am. Nat.* 154: 46-68.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Hulot, F.D. y J. Huisman, 2004. Allelopathic interactions between phytoplankton species: The roles of heterotrophic bacteria and mixing intensity. *Limnol. Oceanogr.*, 49: 1424–1434
- Ibelings, B.W. y I. Chorus, 2007. Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater “seafood” and its consequences for public health: A review *Environmental Pollution* 150: 177-192.
- Kearns, K.D. y M.D. Hunter, 2001. Toxin-producing *Anabaena flos-aquae* induces settling of *Chlamydomonas reinhardtii*, a competing motile alga. *Microbiol Ecol.* 42: 80–86.
- Kirk, J.T.O., 1994. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Second edition. Cambridge University Press, Cambridge, London.
- Kiviranta, J., A. Abdel-Hameed, K. Sivonen, S. I. Niemelä y G. Carlberg, 1998. Toxicity of cyanobacteria to mosquito larvae - screening of active compounds. *Environmental toxicology and water quality*. 8: 63-71.
- Komárek J. y J. Komárková-Legnerová, 2002. Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central Mexico. *Preslia, Praha*, 74: 207–233.
- Komarek, J., 2003. Coccoid and Colonial cyanobacteria. In: Wehr, J. D. y R.G. Sheath (Eds). *Freshwater algae of North America*. pp. 59-116. Academic Press, London.
- Komarek, J., Kling, H and Komarekova, J., 2003. *Filamentous cyanobacteria*. Wehr, J. D. y R.G. Sheath (Eds). *Freshwater algae of North America*. pp. 117-196. Academic Press, London
- Kuritz, T y P. Wolk. 1995. Use of filamentous cyanobacteria for biodegradation of organic pollutants. *Appl. Environ. Microbiol.* 61: 234-238.
- Leon-Tejera, H. y G. Montejano, 2000. Taxonomy and diversity of *Dermocarpella* (Cyanoprokaryota/Cyanophyceae/Cyanobacteria) from the Pacific coast of Mexico. *Cryptogamie: Algologie* 21: 259-272.
- Lynch, M., 1980. *Aphanizomenon* blooms: Alternate control and cultivation by *Daphnia pulex*. Pp. 299-304. In: Kerfoot, W.C. (Ed). *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*, University Press of New England, Hanover, NH.
- Mitrovic, S.M., O. Allis, A. Furey y K.J. James, 2005. Bioaccumulation and harmful effects of microcystin-LR in the aquatic plants *Lemna minor* and *Wolffia arrhiza* and the filamentous alga *Chladophora fracta*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 61: 345–352.
- Nandini, S., 2000. Responses of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): A demographic study. *Aquatic Ecology* 34: 227-242
- Nandini, S., S.S.S. Sarma y P. Ramírez-García, 2000. Life table demography and population growth of *Daphnia laevis* (Cladocera) under different densities of *Chlorella vulgaris* and *Microcystis aeruginosa*. *Crustaceana* 73: 1273-1286.
- Neilan, B.A., D. Jacobs y T. del Dot T, 1997. rRNA sequences and evolutionary relationships among toxic and non-toxic cyanobacteria of the genus *Microcystis*. *International Journal of Systematic Bacteriology* 47: 69–97.

- Neilan, B.A., E. Dittmann, L.Rouhiainen, R. A. Bass, V. Schaub, K. Sivonen y T. Börner, 1999. Nonribosomal peptide synthesis and toxigenicity of cyanobacteria. *Journal of Bacteriology* 181: 4089-4097.
- Nienow, J.A. y E. Friedman, 1993. Terrestrial lithophytic rock communities. In: Friedmann E. (Ed). *Antarctic Microbiology*. Pp. 343-412. Wiley-Liss Inc., New York.
- Oliva, M.G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta y M.R. Sánchez, 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hydrobiologia* 466: 299-306.
- Olvera-Ramírez, R., R.O. Canizares-Villanueva y E. Rios-Leal, 2000. Selection of microalgae and cyanobacteria strains with potential for natural pigments production. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol. Mex.* Vol. 46:77-82.
- Ortega-Morales, B.O., J.L. Santiago-García, Lopez-Cortes, 2005. Biomass and taxonomic richness of epilithic Cyanobacteria in a tropical intertidal rocky habitat. *Botanica Marina* 48: 116-121.
- Paerl, H.W. y J. Huismann, 2008. Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.
- Paine, R.T. 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology* 49: 667-685.
- Radwan, S.S. y R. H. Al-Hasan, 2000. Oil pollution and cyanobacteria. Pp. 307-319. In: Whitton, B.A. y M. Potts (Eds). *The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands
- Ramírez-García, P., S. Nandini y S.S.S. Sarma, E. Robles-Valderrama, I. Cuesta y D. Hurtado-Maria, 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia* 467: 99-108.
- Reinikainen, M., J. Jiviranta, V. Ulvi y M.L. Nikuupaavola, 1995. Acute toxic effects of a novel cyanobacterial toxin on the crustaceans *Artemia salina* and *Daphnia pulex*. *Arch. Hydrobiol.*, 133: 61-69.
- Rice, E.L., 1986. Allelopathic growth stimulation. In: Putnam, A.R. y C.S. Tang (Eds). *The science of allelopathy*. John Wiley & Sons, New York, pp 23-42.
- Ruiz, R., F. Espinosa & F. Martínez Jerónimo, 2005. Growth and reproduction of *Pomacea patula catemacensis* Baker, 1922 (Gastropoda: Ampullariidae) when fed *Calothrix* sp. (Cyanobacteria). *Journal of the World Aquaculture Society* 36: 87-95.
- Sarnelle, O., A.E. Wilson, S.K. Hamilton, L.B. Knoll y D.F. Raikow, 2005. Complex Interactions between the zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*, and the harmful phytoplankter, *Microcystis aeruginosa*. *Limnology and Oceanography* 50: 896-904.
- Schopf, J. W., 2000. The fossil record: tracing the roots of the cyanobacterial lineage. Pp. 13-35. In: Whitton, B.A. y M. Potts (Eds). *The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands
- Shapiro, J. y D.I. Wright, 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwat. Biol.* 14: 371-383.
- Sivonen, K. y G. Jones, 1999. Cyanobacterial toxins. Pp. 41-111. In: Chorus, I. y J.

- Bartram, (Eds). *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO, London.
- Stal, L.J., 2000. Cyanobacterial mats and stromatolites. Pp. 61-120. In: Whitton, B.A. y M. Potts (Eds). *The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands
- Stolz, J.F. & L. Margulis, 1984. The stratified microbial community at Laguna Figueroa, Baja California, Mexico: A possible model for prephanerozoic laminated microbial communities preserved in cherts. *Origins of Life* 14: 671-679.
- Suikkanen, S., O. Giovana y F.E. Granéli, 2005. Effects of cyanobacterial allelochemicals on a natural plankton community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 287: 1-9
- Suttle, C.A., 2000. Cyanophages and their role in the ecology of cyanobacteria. Pp. 563-589. In: Whitton, B.A. y M. Potts (Eds). *The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands
- Tavera, R. y J. Komarek, 1996. Cyanoprokaryotes in the volcanic lake of Alchichica, Puebla State, Mexico. *Arch. Hydrobiol.* (Suppl.). 117: 511-538.
- Thiery, I., L. Nicolas, R. Rippka y N. Tandeau de Marsac, 1991. Selection of cyanobacteria Isolated from mosquito breeding sites as a potential food source for mosquito larvae. *Applied and Environmental Microbiology* 57: 1354-1359.
- Van der Grinten, E., M. Janssens, K. de Mutsert, C. Barranguet y W. Admiraal, 2005. Temperature- and light-dependent performance of the cyanobacterium *Leptolyngbya foveolarum* and the diatom *Nitzschia perminuta* in mixed biofilms. *Hydrobiologia* 548:267-278.
- Vasconcelos, V., A. Martins, M. Vale, A. Antunes, J. Azevedo, M. Welker, O. Lopez y Gustavo Montejano, 2010. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon* 56: 425-431.
- Vázquez-Martínez M. G., Rodríguez H. M., Arredondo-Jimenez J. I. Méndez-Sánchez J.D., 2003. *Phormidium animalis* (Cyanobacteria: Oscillatoriaceae) supports larval development of *Anopheles albimanus*. *J. Am. Mosquito Contr.* 19(2) : 155-158
- Venkataraman, G.S., 1981. Blue green algae for rice production. A manual for its promotion. FAO Bulletin 46; FAO, Rome.
- Villalejo-Fuerte, M., Muneton-Gomez, M.S., I. Garate-Lizarraga y F. García-Dominguez, 2005. Gut content, phytoplankton abundance and reproductive season in the black oyster (*Hyotissa hyotis*, Linne, 1758) at Isla Espiritu Santo, Gulf of California. *Journal of Shellfish Research* 24: 185-190.
- Ward, D.M. y R.W. Castenholz, 2000. Cyanobacteria in geothermal habitats. Pp. 37-59. In: Whitton, B.A. y M. Potts (eds). *The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.
- Zafar, A.R., 1986. Seasonality of phytoplankton in some South Indian lakes. *Hydrobiologia* 138: 177-187.

EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD DE EXTRACTOS ACUOSOS DE CIANOBACTERIAS MEDIANTE EL ENSAYO CON SEMILLAS DE LECHUGA

Galindo-Alcazar O., Martínez- Jerónimo, F., Olvera-Ramírez, R.

Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México, D.F.

rolvera_2000@yahoo.com.mx.

Palabras clave: cianobacterias, cianotoxinas, ensayos toxicológicos.

RESUMEN

En aguas eutroficadas las cianobacterias se multiplican originando florecimientos, que deterioran la calidad del agua y producen metabolitos secundarios que pueden ser liberados al agua al producirse la lisis celular y tienen efectos nocivos sobre otros organismos. El objetivo del presente trabajo fue determinar si los extractos acuosos obtenidos de las cianobacterias y los filtrados libres de células del medio de cultivo tienen efectos inhibitorios sobre la germinación y el crecimiento de la radícula y el hipocotilo en las semillas de lechuga (*Lactuca sativa*). Se utilizaron 10 cepas de cianobacterias aisladas de florecimientos de lagos urbanos de la ciudad de México, se cultivaron en medio Z8 y después de un mes de crecimiento, se cosechó la biomasa y se realizó el rompimiento celular, el medio de cultivo que se recuperó también se utilizó en las pruebas. Se realizó un ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga. Los resultados indican que algunas de las cepas presentaron efectos en el desarrollo de la radícula, el sobrenadante del medio presentó una mayor inhibición de la germinación y desarrollo de la radícula. Concluimos que estas cepas producen metabolitos secundarios potencialmente tóxicos y que algunos son secretados al exterior durante el crecimiento de estos microorganismos.

INTRODUCCIÓN

Las cianobacterias, son microorganismos procariontes y fotoautótrofos oxigénicos (Campos *et al.*, 2005). Se encuentran entre los organismos más primitivos de la

tierra, sus orígenes se estiman en unos 3500 millones de años. Tienen una amplia diversidad morfológica, ya que pueden ser unicelulares, filamentosas o coloniales, constituyen aproximadamente 150 géneros que engloban a más de 2000 especies. Su ciclo vital sólo requiere agua, CO₂, sustancias inorgánicas y luz, lo que les permite crecer en medios muy simples (Forjan *et al.*, 2008).

Un aumento en la concentración de nutrientes, junto a factores coadyuvantes como elevadas temperatura e intensidad de luz, entre otros, pueden originar un desarrollo explosivo de cianobacterias (Forjan *et al.*, 2008). Las floraciones de cianobacterias se presentan en los lagos eutroficados y en embalses de agua en todo el mundo, aunque su presencia puede ser observada todo el año en los cuerpos de agua, proliferan en abundancia de verano a otoño (Sung-Chul y Dong-Keun, 2005; Shukla y Rai, 2006). La eutrofización provoca el deterioro del medio acuático debido al agotamiento del oxígeno disuelto, que provoca mortalidad en organismos acuáticos y terrestres, facilita la liberación de sustancias tóxicas que contaminan el agua para consumo humano.

Los géneros más frecuentes en los florecimientos son: *Microcystis*, *Anacystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Rivularia* (Campos, 2005; Shukla y Rai, 2006). Algunos de estos géneros, pueden producir potentes toxinas; sin embargo, dentro de la misma especie, pueden existir cepas productoras y no productoras. En muchos casos, las toxinas son metabolitos secundarios, que se acumulan en el citoplasma en determinadas situaciones. La producción de estas cianotoxinas es máxima cuando las condiciones de crecimiento son óptimas. (Roset *et al.*, 2001).

Las cianobacterias producen una gran cantidad y variedad de sustancias bioactivas o aleloquímicas, con una amplia gama de actividades biológicas y con efectos en muchos procesos bioquímicos dentro de las células. Esos productos químicos son susceptibles de participar en la regulación de las poblaciones naturales. En los últimos años un número cada vez mayor de metabolitos bioactivos se han encontrado en las cianobacterias, como los ácidos grasos, péptidos, polisacáridos, alcaloides y otros productos químicos orgánicos. Muchos de ellos tienen potencial en aplicaciones farmacéuticas, agrícolas, etc. Las cianobacterias también son capaces de generar dos compuestos volátiles, la geosmina y el 2-metilisoborneol, las cuales suelen contribuir con cambios importantes en las características organolépticas del agua. Así mismo una serie de sustancias suelen acompañar la descomposición de las cianobacterias.

Pueden ser metabolitos producidos por ellas o producto de su degradación. Entre estos se encuentran: trihalometanos, benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (Pérez y Soto, 2007). Además muchas cianobacterias producen sustancias tóxicas para los seres humanos y animales que se encuentran entre las sustancias tóxicas más letales conocidas, como neurotoxinas, hepatotoxinas, citotoxinas y endotoxinas (Smith y Doan, 1999).

En México existen importantes problemas de eutrofización debido a la alta concentración de nutrientes, producto de la contaminación por detergentes y el arrastre de fertilizantes en los lixiviados de la agricultura. Un embalse afectado por este fenómeno es Valle de Bravo, en el período de 1992 a 1993, se detectó abundancia de nitrógeno y fósforo, pH básico con valores de hasta 9.4 y temperatura del agua entre 20-25 °C, condiciones que desde entonces hacían posible la aparición de los florecimientos. (Martínez *et al.*, 2002).

METODOLOGÍA

Se emplearon 10 cepas de cianobacterias aisladas de florecimientos de lagos urbanos de la ciudad de México: Alameda Oriente (AO), Pista Olímpica de Remo y Canotaje “Virgilio Uribe” (PORC) y Chapultepec (CH); las cepas empleadas pertenecen a los siguientes géneros: 5 cepas de *Mycrocystis* sp, 2 cepas de *Leptolyngbya* sp y una cepa de *Geitlerinema*, Además de una cepa de *Mycrocystis aeruginosa* de una colección de referencia (UTEX LB2386). Todas se cultivaron en medio Z8 en condiciones de aireación e iluminación constante, con fotoperíodo de 16/8 h, a $25 \pm 1^\circ$ C de temperatura. El pH del medio se ajustó a 10, después de un mes de crecimiento, se cosechó la biomasa filtrando con papel Whatman No. 1, la biomasa obtenida se pesó. El rompimiento celular se hizo mediante ciclos de congelación y descongelación para obtener el extracto acuoso, el medio de cultivo (filtrado libre de células) que se recuperó también se utilizó en las pruebas. Se realizó un ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga; para realizar los bioensayos, se colocaron discos de papel filtro en las cajas Petri, las cuales fueron etiquetadas con la dilución correspondiente, así como la fecha y hora de inicio y término del bioensayo; el papel filtro se saturó con 4 mL de cada extracto evitando que se formaran bolsas de aire. Con ayuda de unas pinzas, se colocaron 20 semillas por réplica dejando espacio suficiente entre ellas para permitir la elongación de las raíces, se taparon las cajas Petri y se envolvieron con papel para que germinaran en oscuridad. También se

realizó la prueba en semillas de lechuga con medio Z8, siguiendo el procedimiento anterior. Esta prueba se realizó para descartar que los efectos del sobrenadante se debieran a las concentraciones de sales presentes en el medio. Diariamente se evaluó el efecto sobre germinación y después de 120 horas de exposición a los extractos, se cuantificó el efecto en la elongación de la radícula y del hipocotilo. Utilizando una regla se midió cuidadosamente la longitud de la radícula y del hipocotilo de cada una de las plántulas, correspondientes a cada concentración del compuesto tóxico o dilución de la muestra y de los controles. A los resultados obtenidos se les aplicó una prueba estadística (ANOVA) empleando el programa Statistica 7 y para determinar si las diferencias en el crecimiento fueron significativas (Sobrero y Ronco, 2008).

RESULTADOS

En general no se observó un efecto significativo en el porcentaje de germinación de los extractos y sobrenadantes, sin embargo en las siguientes cepas de cianobacterias hubo una disminución en el porcentaje de germinación: *Microcystis* sp. (PORC-5), con un 73.6% de germinación en la dilución 0.2 mg/l del extracto acuoso y un 76.3 % con el filtrado libre de células, con la cepa de *Microcystis* sp (PORC-3) se observó un 72.2% de germinación cuando se empleó el filtrado libre de células, con la cepa *Geitlerinema* sp. (CH04) se registró un 65% de germinación con el sobrenadante y con la cepa de *Microcystis* sp. (PORC-7) un 73.5% para la dilución 0.1mg/l del extracto acuoso y 64.7 % para el sobrenadante. Con respecto a las concentraciones aplicadas en el bioensayo no se observan diferencias ya que la cantidad de semillas germinadas es similar en todas las concentraciones.

Los resultados de la comparación de los tratamientos aplicados al bioensayo con semillas de lechuga con respecto al control se presentan en la tabla 1, se observa que algunas de las cepas presentaron los efectos esperados, en donde las concentraciones más altas disminuyeron el crecimiento de la radícula. Sin embargo los sobrenadantes de las cepas LB2386 (*Microcystis aeruginosa*) cepa de referencia de la colección de UTEX reportada como no productora de microcistinas, AO3-15 (*Microcystis* sp.) cepa aislada de Alameda Oriente, CH04 (*Geitlerinema* sp.), CH12 (*Leptolyngbya* sp.) cepas aisladas del lago de Chapultepec y las siguientes cepas aisladas de la pista de remo y canotaje “Virgilio Uribe” PORC-7 (*Microcystis* sp.), PORC-1 (*Microcystis* sp.), PORC-3 (*Microcystis* sp.) y PORC-10 (*Microcystis* sp.), presentaron efectos

significativos en el desarrollo de la radícula, ya que se observó necrosis y disminución en el tamaño de la misma y falta de raíces secundarias.

Tabla 1. Resultados de la prueba de Dunnett de la longitud de radícula de semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) (P=0.05).

Cepa	Concentración						
	Control	0.05 mg/l	0.1 mg/l	0.15 mg/l	0.2 mg/l	0.25 mg/l	Filtrado
<i>Microcystis aeruginosa</i> (LB2386)	-	NS	NS	NS	NS	NS	+
<i>Microcystis</i> sp.(AO3-15)	-	NS	NS	NS	NS	+	+
<i>Geitlerinema</i> sp. (CH04)	-	NS	NS	NS	NS	NS	+
<i>Microcystis</i> sp.(PORC-1)	-	NS	NS	NS	NS	NS	+
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-3)	-	NS	NS	NS	+	+	+
<i>Microcystis</i> sp.(PORC-5)	-	NS	NS	NS	NS	+	NS
<i>Leptolyngbya</i> sp.(CH12)	-	NS	+	NS	NS	NS	+
<i>Microcystis</i> sp.(PORC-10)	-	NS	NS	NS	NS	NS	+
<i>Leptolyngbya</i> sp.(CHM1)	-	NS	NS	NS	NS	+	NS
<i>Microcystis</i> sp.(PORC-7)	-	NS	NS	NS	NS	NS	+

Nota. NS: Datos no significativos, +: Datos significativos

En la tabla 2 se observa que en la mayoría de las concentraciones aplicadas en el bioensayo con semillas de lechuga no hubo efectos significativos en el desarrollo del hipocotilo, con respecto al control, sin embargo los exudados de las cepas de *Microcystis* sp. (PORC-1, PORC-3, PORC-7), presentaron un mayor efecto sobre el hipocotilo, disminuyendo su tamaño.

También se observó que los extractos acuosos y el sobrenadante de las cepas: AO3-15 (*Microcystis* sp.), PORC-3 (*Microcystis* sp.), CH12 (*Leptolyngbya* sp.) y CHM1 (*Leptolyngbya* sp.) afectaron el desarrollo de la radícula reduciendo el tamaño, mientras que la cepa PORC-10 (*Microcystis* sp.) presenta los efectos esperados, en donde al ir aumentando las concentraciones, tuvieron efecto en el desarrollo del hipocótilo.

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Tabla 2. Resultados de la prueba de Dunnett de la longitud del hipocotilo de semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) expuestas a extractos crudos y sobrenadante de cianobacterias (P=0.05).

Cepa	Concentración						Sobrenadante
	Control	0.05 mg/l	0.1 mg/l	0.15 mg/l	0.2 mg/l	0.25 mg/l	
<i>Microcystis aeruginosa</i> (LB2386)	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Microcystis</i> sp. (AO3-15)	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Geitlerinema</i> sp. (CH04)	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-1)	-	NS	NS	NS	NS	NS	+
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-3)	-	NS	NS	NS	NS	NS	+
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-5)	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Leptolyngbya</i> sp. (CH12)	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-10)	-	NS	NS	+	+	+	+
<i>Leptolyngbya</i> sp. (CHM1)	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-7)	-	NS	NS	NS	NS	NS	+

Nota. NS: Datos no significativos, +: Datos significativos

DISCUSIÓN

Los estudios sobre los metabolitos secundarios producidos por las cianobacterias, principalmente las cianotoxinas dentro de las cuales se encuentran las microcistinas se han centrado en los efectos sobre vertebrados y las posibles repercusiones relacionadas con la salud humana. (Valdor y Aboal. 2007). Sin embargo a pesar de la abundante literatura sobre microcistinas, numerosas investigaciones sugieren que las cianobacterias producen muchos químicos aun no identificados y otros metabolitos con efectos de amplio alcance y algunos de ellos pueden ser responsables de las consecuencias ecológicas atribuidos a las microcistinas (Hay y Kubanek, 2002). Además de las microcistinas se han aislado otros compuestos como: ácidos grasos, bromofenoles, péptidos, polisacáridos, alcaloides y alcoholes (Svircev, *et al.*, 2008).

Hasta la fecha se tiene poca información de los efectos de los metabolitos secundarios producidos por las cianobacterias en plantas. En el presente trabajo se analizó el efecto de diferentes extractos acuosos y sobrenadantes (filtrados libres de células) de cianobacterias aisladas de tres lagos urbanos, sobre la germinación y el desarrollo de semillas de lechuga.

En general no se observó una disminución en el porcentaje de germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) tratadas con los extractos y sobrenadantes, sin embargo algunos extractos de las cepas si disminuyeron el porcentaje de germinación con respecto al control; Babica *et al.*, 2006, informan inhibición de la germinación en *Brassica lupus* L. tratada con extractos de cianobacterias que contenían alguna de las variantes de microcistinas a una concentración $\geq 600 \text{ mg L}^{-1}$.

El efecto de los sobrenadantes (filtrado libre de células) en las semillas de lechuga, tuvieron efectos significativos en el desarrollo de la radícula, observándose necrosis y disminución en el tamaño de la misma y ausencia de raíces secundarias.

Los sobrenadantes de dos cepas de cianobacterias PORC-1 (*Microcystis* sp.) y PORC-7 (*Microcystis* sp.), tuvieron efectos en el desarrollo tanto de la radícula como en el hipocotilo, presentando menor tamaño y necrosis de la radícula y en el hipocotilo sólo disminución del tamaño. Se ha documentado que las microcistinas tienen efectos perjudiciales en las plantas tales como la inhibición de la germinación, reducción de las raíces laterales secundarias, inhibición del crecimiento del tallo y radícula. (Babica *et al.*, 2006; Pflugmacher *et al.*, 2007).

Tanto los extractos acuosos y el sobrenadante de las cepas empleadas afectaron el desarrollo de la radícula reduciendo su tamaño, mientras que sólo la cepa PORC-10 tuvo un efecto significativo en el desarrollo del hipocotilo.

La mayoría de las investigaciones realizadas con extractos acuosos de cianobacterias se han enfocado al efecto sobre otros organismos como *Daphnia magna* y hay pocos informes del efecto en plantas. Sin embargo, Pereira y colaboradores (2009), evaluaron los efectos de los extractos acuosos de una cepa de *Microcystis aeruginosa*, sobre la germinación y crecimiento de las raíces de tres plantas económicamente importantes entre ellas *Lactuca sativa* L. y observaron una clara inhibición del

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

crecimiento de las raíces en un 49.4 %, también sugieren que además de las microcistinas otros compuestos celulares también podrían afectar el crecimiento. En este trabajo los filtrados libres de células empleados, podrían contener otros péptidos que aun no se han identificado, pero que están provocando efectos significativos en el desarrollo de las semillas y plántulas de lechuga.

CONCLUSIÓN

Concluimos que sólo algunos extractos de las cianobacterias empleadas disminuyen el porcentaje de germinación. Se encontró un mayor efecto en los filtrados libres de células de las cepas sobre el desarrollo de la radícula y sólo el filtrado de dos cepas afectó el desarrollo del hipocotilo.

BIBLIOGRAFÍA

- Babica, P., Bláha, L. y Maršálek, B., 2006. Exploring the natural role of microcystins a review of effects on photoautotrophic organisms. *J. Phycol.* 42, 9–20.
- Campos, V. Lisperguer, S. Wackesser, J. Vera A. y Muñoz D., 2005. Cianobacterias y riesgos potenciales de toxicidad en aguas continentales de Chile. *Boletín Micológico*, 20: 73-81.
- Forjan, E. Domínguez, M., Vilches, C., Miguel, R., Costa C. y Reis M., 2008. Cianoalerta: estrategia para predecir el desarrollo de cianobacterias tóxicas en embalses. *Ecosistemas* 17(1): 37-47.
- Hay, M. E. y Kubanek, J., 2002. Community and ecosystem level consequences of chemical cues in the plankton. *Journal of Chemical Ecology*, 28(10): 2001-2016
- Martínez, E., Martínez, M. D., Millán, M. y Ramírez, P., 2002. Determinación de toxinas biológicas en una fuente de abastecimiento de agua dulce. XXVIII Congreso interamericano de Ingeniería sanitaria y Ambiental. pp. 1-5
- Pereira, S., Saker M., Vale, M. y Vasconcelos, V., 2009. Comparison of Sensitivity of Grasses (*Lolium perenne* L. and *Festuca rubra* L.) and Lettuce (*Lactuca sativa* L.) Exposed to Water Contaminated with Microcystins. *Bull Environ Contam Toxicol.* 83:81–84.
- Pérez, C. y Soto, E., 2007. Neurotoxinas de cianobacterias en los alimentos. *Elementos* 66: 47-50
- Pflugmacher, S. Aulhorn, M. y Grima, B., 2007. Influence of a cyanobacterial crude extract containing microcystin-LR on the physiology and antioxidative defence systems of different spinach variants. *New Phytologist.* 175: 482–489
- Roset, J. Aguayo, S. y Muños, M.J., 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Rev. Toxicol.* 18: 65-71.
- Shukla, B. y Rai, L.C., 2006. Potassium-induced inhibition of photosynthesis and associated electron transport chain of *Microcystis*: Implication for controlling cyanobacterial blooms. *Harmful Algae.* 5: 184–191.

- Smith, G. y Doan, N., 1999. Cyanobacterial metabolites with bioactivity against photosynthesis in cyanobacteria, algae and higher plants. *Journal of Applied Phycology* 11: 337-344
- Sobrero, M. C. y Ronco, A., 2008. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa L.*). En: Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México. Ramírez, P. y Mendoza, A. (compiladores). SEMARNAT, INE. pp. 55-67.
- Sung-Chul, K. Dong-Keun, L., 2005. Preparation of TiO₂-coated hollow glass beads and their application to the control of algal growth in eutrophic water. *Microchemical Journal*. 80: 227- 232.
- Svircev, Z., Cetojevic-Simin, D., Simeunovic, J., Karaman, M. y Stojanovic, D., 2008. Antibacterial, antifungal and cytotoxic activity of terrestrial cyanobacterial strains from Serbia. *Sci China Ser C-Life Sci.* 51(10)941-947.
- Valdor, R. y Aboal, M., 2007. Effects of living cyanobacteria, cyanobacterial extracts and pure microcystins on growth and ultrastructure of microalgae and bacteria. *Toxicon* 49. 769-779

INHIBICIÓN DEL CRECIMIENTO DE MICROALGAS Y CIANOBACTERIAS POR METABOLITOS PRODUCIDOS POR CIANOBACTERIAS

Águila-Maldonado I., Martínez-Jerónimo F., Olvera-Ramírez R.

Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional.

México D.F.

bellota_kaly@hotmail.com, rolvera_2000@yahoo.com.mx

Palabras clave: Alelopatía, cianotoxinas, metabolitos secundarios

RESUMEN

La creciente eutrofización de los ambientes acuáticos puede favorecer la proliferación masiva o “floración” de cianobacterias. Muchas cianobacterias son capaces de producir compuestos bioactivos con propiedades tóxicas. Estas toxinas pueden causar la muerte no sólo de los organismos acuáticos que entran en contacto directo con ellas, sino también al ganado, a los animales domésticos, a las aves acuáticas y, en algunos casos a los seres humanos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto inhibitorio de los metabolitos de cianobacterias sobre el crecimiento de microalgas y cianobacterias. Se cultivaron 10 cepas de cianobacterias para obtener los extractos acuosos, además se cultivaron en placa 4 cepas de clorofíceas y una cianobacteria y se expusieron a estos extractos, evaluándose posteriormente su crecimiento. Los resultados obtenidos fueron: las cepas más susceptibles a los extractos acuosos son *Ankistrodesmus falcatus* y *Pseudokirchneriella subcapitata*, los extractos acuosos que causaron una mayor inhibición del crecimiento de las microalgas así como de la cianobacteria empleada, son los de *Microcystis* sp. (AO3-15) y de *Geitlerinema* sp. (CH04), y se comprobó que *Chlorella* sp. es una cepa que resiste la actividad alelopática de los metabolitos secundarios de la mayoría de los extractos o presenta poca inhibición en su crecimiento. Por lo tanto se comprobó que los metabolitos secundarios de las cianobacterias inhiben el crecimiento tanto de microalgas como de cianobacterias, y que la interacción puede afectar su crecimiento en el ambiente en el que se desarrollan.

INTRODUCCIÓN

La eutrofización es el proceso biológico natural en los ríos, lagos y embalses, causada por los aumentos en los niveles de nutrientes, por lo general los compuestos de fósforo y nitrógeno. (Sivonen y Jones, 1999) La creciente eutrofización de los ambientes acuáticos puede favorecer la proliferación masiva o “floración” de cianobacterias (HAMs: harmful algal blooms o simplemente “Blooms”), son los organismos más comunes del fitoplancton asociados a la eutrofización de los sistemas de agua dulce (Roset *et al.*, 2001; Vasconcelos, 2006). Algunos de los principales efectos, debido a las floraciones de cianobacterias comprenden una disminución en la transparencia del agua, la fuerte fluctuación de los niveles de oxígeno y la liberación de toxinas. Estas toxinas pueden causar la muerte no sólo para los organismos acuáticos que entran en contacto directo con ellos, sino también para el ganado, los animales domésticos, las aves acuáticas y, en algunos casos a los seres humanos (Vasconcelos, 2006).

Las consecuencias más graves de la formación de florecimientos son las intoxicaciones por metabolitos secundarios de las cianobacterias: como las cianotoxinas, que se dividen en cinco grupos sobre la base de su objetivo toxicológicos primario, es decir, hepatotoxinas (microcistinas y nodularinas), neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-a (S), saxitoxinas), citotoxinas (cilindrospermopsina), dermatotoxinas (aplysiatoxinas y lyngbyatoxina) y las toxinas irritantes (lipopolisacáridos). (Skocovska *et al.*, 2006). Las cianobacterias son capaces de generar compuestos orgánicos volátiles (COV's) como la geosmina y el metilisoborneol, los cuales suelen contribuir a importantes cambios en las características organolépticas del agua e incluso de los organismos acuáticos. Pueden ser metabolitos producidos por ellas o productos de su degradación. (Pérez *et al.*, 2008). Poco se sabe sobre los posibles efectos que pueden tener tales compuestos (COV's) en las redes tróficas acuáticas. (Ikawa *et al.*, 2001)

A diferencia de la competencia de recursos, los efectos alelopáticos dependen de la presencia de un compuesto químico en el ambiente, y pueden considerarse como una forma de injerencia de la competencia. Estas interacciones se producen entre una variedad de organismos, desde las plantas superiores a las macro y microalgas, bacterias y virus. Dentro del fitoplancton, existen informes sobre los efectos inhibidores de cianofíceas, dinofitas, clorofitas, primnesiofíceas y diatomeas sobre otras microalgas y bacterias, pero en comparación con las plantas terrestres, los

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

informes sobre alelopatía de microalgas son escasos. Por otra parte, en una comunidad compleja, cuando hay una mezcla de diferentes especies, algunas pueden adaptarse a un compuesto alelopático, y otras siguen siendo sensibles, lo que confiere una ventaja suficiente para el emisor. (Suikkanen, 2008).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto alelopático de extractos acuosos de cianobacterias tóxicas sobre el crecimiento de microalgas y de una cianobacteria.

METODOLOGÍA

Tanto las cepas que se utilizaron para llevar a cabo las pruebas toxigénicas (tabla 1), así como las cepas que se utilizaron para obtener los extractos acuosos (tabla 2), se propagaron en matraces Erlenmeyer de 1000 ml y se mantuvieron con aireación constante, iluminación continua con luz blanca, con fotoperíodo de 16/8 h, a 25 ± 1° C.

Tabla 1. Cepas con las que se realizaron las pruebas toxigénicas.

Cepario del que proceden	Organismos de prueba	Taxa	Medio de cultivo
Cepario del Laboratorio de Hidrobiología, ENCB	Cianobacteria	<i>Anabaena flos-aquae</i> UTEX LB2358*	BG-11
Cepario del Laboratorio de Hidrobiología, ENCB	Microalgas	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> <i>Chlorella</i> sp. <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> <i>Scenedesmus incrassatulus</i>	BG-11

* Cepa de referencia de la Universidad de Texas.

Para la obtención de los extractos acuosos, los cultivos se dejaron crecer aproximadamente un mes y se cosechó la biomasa, se pesaron 3 g de biomasa húmeda y se colocaron en tubos de centrifuga con agua, se llevó a cabo la lisis celular de la biomasa mediante ciclos de congelación y descongelación, posteriormente se centrifugó por 45 minutos para obtener el sobrenadante, éste se llevó a un volumen

de 100 ml, se filtró con una membrana Millipore de 0.22 μm de poro, una vez filtrado el extracto se aforó a 300 ml con agua destilada obteniendo así una concentración final de 1 mg/ml (Ostensvik *et al.*, 1998).

Tabla 2. Cepas de cianobacterias que se emplearon para obtener los extractos acuosos.

Sitio de donde fueron aisladas o cepario del que proceden	Clave	Taxa	Medio de cultivo
Cepario de la Universidad de Texas	UTEX LB2386 *	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Z8
Alameda Oriente	AO3- 15	<i>Microcystis</i> sp.	Z8
Chapultepec 1ª sección	CH04 CH12 CHM1	<i>Geitlerinema</i> sp. <i>Leptolyngbya</i> sp. <i>Leptolyngbya</i> sp.	Z8
Pista Olímpica	PORC-1 PORC-3 PORC-5 PORC-7 PORC-10	<i>Microcystis</i> sp. <i>Microcystis</i> sp. <i>Microcystis</i> sp. <i>Microcystis</i> sp. <i>Microcystis</i> sp.	Z8
Cepario del Laboratorio de Hidrobiología, ENCB		<i>Spirulina maxima</i> (<i>Arthrospira</i>) *	Zarrouk

*Cepa de referencia

De cada uno de los organismos de prueba se tomó un inóculo de 0.1 ml que se sembró por espatulado en cajas Petri con medio sólido BG-11 (por duplicado). El extracto acuoso de las cianobacterias se llevó a 300 ml, se hicieron diluciones de 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 %; en cada una de las placas se colocaron 3 discos de papel filtro uno impregnado con agua destilada y los demás con las diluciones que se hicieron del extracto acuoso de las cepas que se describen en la tabla 2, se sellaron las cajas con papel parafilm y se mantuvieron en fotoperíodo de 16 horas luz y 8 h, a $25 \pm 1^\circ\text{C}$ con una iluminación constante con luz blanca, y se dejaron crecer por tres semanas. (Ostensvik *et al.*, 1998)

Con los resultados obtenidos en las pruebas biológicas se pudo llevar a cabo un análisis de varianza monofactorial con el programa Statistica 7.

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

RESULTADOS

El efecto alelopático en los organismos de prueba se resume en la tabla 3. Al realizar el análisis estadístico pudimos observar que no hubo un efecto significativo con respecto a la concentración, y con respecto al tiempo también observamos que no hay una constante en las pruebas biológicas realizadas.

Tabla 3. Efecto alelopático de los metabolitos secundarios sobre los organismos de prueba.

Extractos acuosos de cianobacterias	Organismos de prueba				
	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	<i>Scenedesmus incrassatulus</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>
<i>Microcystis</i> sp. (AO3-15)	-	+	+++	++	++
<i>Geitlerinema</i> sp. (CH04)	-	+	+	+++	+
<i>Leptolyngbya</i> sp. (CH12)	-	+	+	-	+
<i>Leptolyngbya</i> sp. (CHM1)	+	+	+	+	+
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-1)	+	+	+	++	+
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-3)	+	+	+	++	+
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-5)	+	+	+	+	+
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-7)	+	+	+	-	+
<i>Microcystis</i> sp. (PORC-10)	-	+	+	+	+
<i>Spirulina</i> máxima	+	+	+	+	+
<i>Microcystis aeruginosa</i> (UTEX-LB2386)	+	+	+	+	+

(-) sin inhibición, (+) inhibición mínima, (++) inhibición moderada, (+++) inhibición máxima.

Se observó que sólo la cepa de *Chlorella* sp., no se inhibe al estar expuesta a los extractos acuosos de *Microcystis* sp. (AO3-15). Las demás cepas mostraron inhibición de su crecimiento y la cepa más afectada fue *Ankistrodesmus falcatus*.

La microalga *Chlorella* sp. no presentó inhibición al estar expuesto al extracto acuoso de *Geitlerinema* sp. (CH04), aunque en las demás cepas se puede ver un patrón de inhibición irregular. La cepa que mostró un efecto inhibitorio notorio fue *Scenedesmus incrassatulus*.

Los extractos de *Leptolyngbya* sp. (CH12) no causaron inhibición en *Chlorella* sp. ni en *Scenedesmus incrassatulus*. En las demás cepas hubo poco efecto inhibitorio.

En el ensayo toxicológico que se realizó con *Leptolyngbya* sp. (CHM1), se observó que hay un patrón de inhibición irregular. Todas las cepas presentaron un efecto inhibitorio pero no muy alto, *P. subcapitata* fue la que presentó el mayor efecto alelopático.

Microcystis sp. (PORC-1). La inhibición del crecimiento se observó en todas las cepas probadas, aunque la mayor inhibición se observó para *Scenedesmus incrassatulus*.

Microcystis sp. (PORC-5). En el caso de este bioensayo hay un patrón de inhibición irregular. Todas las cepas presentaron casi los mismos niveles de susceptibilidad al estar expuestas al extracto acuoso de esta cepa.

Microcystis sp. (PORC-7). Como se observa en la tabla 3, el crecimiento de *S. incrassatulus* no se inhibe al estar expuesta a altas concentraciones del extracto de la cepa PORC-7. El efecto alelopático que muestran las cepas es muy irregular ya que varían mucho en las diferentes concentraciones, aunque a pesar de eso podemos decir que la cepa que se vio más afectada en este caso por el extracto acuoso fue *A. falcatus*.

En este bioensayo *Chlorella* sp., fue la única cepa que no se inhibió al estar expuesta al extracto acuoso de *Microcystis* sp. (PORC-10). Las cepas de *P. subcapitata*, *A. falcatus*, *S. incrassatulus* y *Anabaena flos-aquae* fueron susceptibles al extracto de *Microcystis* sp. (PORC-10), presentándose pequeños halos de inhibición.

Spirulina maxima (*Arthrospira*). En este ensayo todas las cepas empleadas presentaron una respuesta inhibitoria al estar en contacto con el extracto acuoso de *S. maxima*, y el patrón de inhibición es irregular para todas las cepas.

En este bioensayo todas las cepas presentaron poca susceptibilidad al estar en contacto con el extracto acuoso de *Microcystis aeruginosa* (UTEX-LB2386).

DISCUSIÓN

Los resultados mostraron que los extractos acuosos de las cianobacterias *Microcystis* sp. (AO3-15), *Geitlerinema* sp. (CH04), *Leptolyngbya* sp. (CH12), *Microcystis* sp. (PORC-10) no causaron ningún efecto inhibitorio sobre *Chlorella* sp., por lo que es una de las especies menos susceptibles a los efectos inhibitorios de los extractos acuosos de las cianobacterias. También se pudo observar en el caso contrario que *Chlorella* sp. presentó una inhibición en su crecimiento al estar expuesta a los extractos acuosos de *Microcystis aeruginosa* (UTEX LB2386), *Leptolyngbya* sp. (CHM1), *Microcystis* sp. (PORC-1, PORC-3, PORC-5, PORC-7 y PORC-10) y *Spirulina maxima* (*Arthrospira*); las cepas de *Microcystis*, son productoras potenciales de microcistinas las cuales podrían tener un efecto alelopático en los organismos fotoautótrofos. Además se ha reportado que otras sustancias como la α y β iononas y geranilacetona parecen inhibir totalmente el crecimiento de placas inoculadas con *Chlorella* sp., esto se informó para experimentos donde se expuso a la concentración de 10 mg/ml de una solución de cada uno de los compuestos volátiles antes mencionados (Ikawa *et al.*, 2001), lo que podría indicar que los COV pueden actuar como productos químicos alelopáticos que inhiben el crecimiento del fitoplancton. La liberación de compuestos orgánicos volátiles podría reducir las tasas de crecimiento de las especies vulnerables, afectar las interacciones competitivas e influir en la composición de la comunidad fitoplanctónica (Ikawa *et al.*, 2001).

En el caso de *Scenedesmus incrassatulus*, presenta un mayor efecto inhibitorio al estar expuesta al extracto acuoso de *Geitlerinema* sp. (CH04). Pineda (2009) menciona que aunque no se ha comprobado que *Geitlerinema* sp. (CH04) sintetice microcistinas, si se ha observado que tiene efectos tóxicos sobre *Daphnia magna*, lo cual podría indicar que algunos efectos alelopáticos observados no son debidos únicamente a las microcistinas sino pudiera deberse también a otros compuestos producidos por las cianobacterias. También se pudo observar que las cepas de *Microcystis* sp. (AO3-

15, PORC-1, PORC-3) tienen un efecto inhibitorio significativo en el crecimiento de *Scenedesmus incrassatulus*, aunque sólo para *Microcystis* sp. (AO3-15) se logró cuantificar por la técnica de ELISA 3.51082 µg/L de microcistinas (Arzate, 2008). Por otro lado, el extracto acuoso de *Leptolyngbya* sp. (CHM1), causó inhibición en el crecimiento de todos los organismos probados, en un trabajo anterior se informa que esta cepa sintetiza MC-LA y MC-YR (Pineda, 2009), por lo que probablemente el efecto alelopático de esta cepa podría atribuirse a la síntesis de estas cianotoxinas. *Spirulina maxima*, en los bioensayos realizados provocó la formación de pequeños halos, lo que nos hace suponer que el efecto se podría atribuir a otros compuestos que producen las cianobacterias ya que *S. maxima* no produce microcistinas.

CONCLUSIÓN

Las cepas más susceptibles a los extractos acuosos fueron *Ankistrodesmus falcatus* y *Pseudokirchneriella subcapitata*.

Los extractos acuosos que causaron una mayor inhibición del crecimiento de las microalgas como de la cianobacteria empleada, fueron los de *Microcystis* sp. (AO3-15) y de *Geitlerinema* sp. (CH04).

Se comprobó que *Chlorella* sp. es una cepa que resiste la actividad alelopática de los metabolitos secundarios de la mayoría de los extractos o presenta poca inhibición en su crecimiento.

Se comprobó que los extractos de las cianobacterias tienen un efecto alelopático sobre las microalgas y cianobacterias empleadas en este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Arzate MA., 2008. Detección de cianobacterias toxigénicas pertenecientes al género *Microcystis* mediante marcadores moleculares y ensayos biológicos. Tesis de maestría en Ciencias Químico-biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México, D. F. pp. 64.
- Ikawa M., Sasner J.J. y Haney J.F., 2001. Activity of cyanobacterial and algal odor compounds found in lake waters on green alga *Chlorella pyrenoidosa* growth. *Hydrobiologia*. 443:19–22.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Ostensvik O., Skulberg OM., Underdal B. y Hormazabal V., 1998. Antibacterial properties of extracts from selected planktonic freshwater cyanobacteria- a comparative study of bacterial bioassays. *Journal of Applied Microbiology*. 84: 1117-1124.
- Pérez DS., Soraci AL. y Tapia MO., 2008. Cianobacterias y cianotoxinas: Rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. *Analecta Veterinaria*. 1: 48-56.
- Pineda R.M., 2009. Determinación de cianobacterias toxigénicas productoras de microcistinas por métodos moleculares y bioensayos. Tesis de maestría en Ciencias Químico-biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México, D. F. pp. 98.
- Roset J., Aguayo S, Muñoz M.J., 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Rev. Toxicol.* 18: 65- 71.
- Sivonen K. y Jones G., 1999. Cyanobacterial toxins. *In* Toxin Cyanobacteria in Water: (Chorus I. y Bartram J., eds). London: WHO, E. y F. N. Spoon. pp. 13-14.
- Skocovska B, Hilscherova K., Babica P., Adamovsky O., Bandouchova H., Horakova J, Knotkova Z., Marsalek B, Paskova V, Pikula J., 2006. Effects of cyanobacterial biomass on the Japanese quail. *Toxicon*. pp. 793- 794.
- Suikkanen S., 2008. Allelopathic effects of filamentous cyanobacteria on phytoplankton in the Baltic Sea. Finnish Institute of Marine Research – Contributions No. 15: 1- 41.
- Vasconcelos V., 2006. Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help. *Limnetica*. 25: 425-432.

MODIFICACIONES EN LA CONDUCTA DE ESCAPE DE *Poeciliopsis Gracilis* POR EFECTO DEL ZINC

García Batalla N., Venegas Hernández E., Molina Arroyo H., Galicia Isasmendi S., Zumaquero
Ríos J. L., Mangas-Ramírez E.

Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

skywoker_23@hotmail.com, hmolina@siu.buap.mx

Palabras clave: Conducta de Escape, *Poeciliopsis gracilis*, zinc

RESUMEN

La aplicación de estudios conductuales como parte de las pruebas de toxicidad acuática, son considerados ya indicadores efectivos. Recientemente se ha propuesto la evaluación del efecto de los contaminantes sobre conductas ecológicamente relevantes en peces, lo anterior debido a la posibilidad de estimar las consecuencias de su alteración en ambientes naturales. Dichas alteraciones se manifiestan tanto a nivel población como de comunidad. El objetivo de este trabajo fue implementar la evaluación de la conducta de escape en peces como prueba de toxicidad acuática. Con este fin, se expusieron adultos de *Poeciliopsis gracilis* (Pisces: Poeciliidae) a 0, 0.25, 0.35 y 0.45 mg Zn L⁻¹ durante 15 días. Al término de éste periodo se evaluó el efecto del metal sobre algunos de los componentes cinemáticos de su conducta de escape: tiempo de reacción (ms), desplazamiento (cm) y velocidad de escape (m/s), lo anterior mediante la simulación de un ataque súbito aéreo. Al final del tiempo de exposición se determinó que sólo el tiempo de reacción se modificó por el metal, presentándose este cambio en la concentración más elevada (0.45 mg Zn L⁻¹). Al respecto se observó que los organismos incrementaron esta respuesta un 192% con respecto a los peces del grupo control (p<0.05). Este aumento en el tiempo de reacción incrementaría la vulnerabilidad de los peces a la depredación. Por otro lado, el resto de las respuestas no se vieron modificadas de manera significativa ante el metal en las diferentes concentraciones. A partir de estos resultados se propone la

implementación de la evaluación de la conducta de peces en pruebas de toxicología acuática, resultando no invasiva y suficientemente sensible.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es el resultado de la descarga de sustancias tóxicas derivadas de pesticidas, compuestos orgánicos, metales pesados, gasolina, plásticos, disolventes, entre otros, sobre los cuerpos de agua. Actualmente la contaminación de los cuerpos acuáticos, tanto continentales como marinos, es uno de los principales problemas de riesgo debido al efecto que produce sobre los organismos y su ambiente (Capó, 2002).

Uno de los metales pesados más comúnmente encontrado en los cuerpos de agua es el zinc, elemento que si bien resulta esencial para los seres vivos por su papel en la función enzimática y el metabolismo de proteínas, cada día altera más el ambiente por su elevada utilización en la industria (tercer metal no-ferroso más utilizado del mundo) ya sea en el galvanizado del acero o bien en la fabricación de baterías.

Gran parte de las normas regulatorias para los contaminantes acuáticos y los estudios de sus efectos en los hidrobiontes, se determinan con base en protocolos cuyos ensayos de toxicidad se enfocan en la medición de la mortalidad a través pruebas agudas de letalidad o bien en ensayos de toxicidad crónica (Castillo, 2004). Pruebas que han demostrado ser adecuadas por presentar estrictos controles de calidad, son comparables y de fácil aplicación, sin embargo cada día se proponen nuevos estudios que consideran el efecto del contaminante sobre aspectos ecológicos de los organismos experimentales, esto tomando en cuenta el potencial riesgo que existe para niveles como el de población, comunidad y ecosistema (Costa, 2001).

Se ha observado que ante concentraciones de un tóxico que no modifica la morfología o el metabolismo de los organismos, estos pueden alterar el desempeño de respuestas conductuales, las cuales son determinantes para su supervivencia, crecimiento y reproducción (Scott y Sloman, 2004). Una de las ventajas de la medición de las pautas conductuales en peces, es que estas pueden llevarse a cabo de

forma no invasiva, base que les permite ser propuesta como herramienta en estudios toxicológicos. Así mismo, estas respuestas son altamente sensibles a cambios en la concentración de diversos contaminantes, incluso en concentraciones muy por debajo de las letales, y mucho antes de observarse alteraciones morfológicas o fisiológicas (Little y Finger, 1990).

Otra ventaja en la aplicación de los estudios conductuales, es que son simples e inmediatas, tales como las conductas de preferencia- evasión, tos y temblores. Lo anterior debido a que responden a varias secuencias fisiológicas y son disparadas por estímulos externos vía neural (Peakall, 1996).

Las pautas conductuales complejas necesarias para la supervivencia y reproducción son un producto de la integración de diversos sistemas fisiológicos como el sistema inmunológico, sensorial, hormonal, neurológico y metabólico, mismos que contribuyen al correcto desempeño de conductas tales como el escape a depredadores, captura de presas, forrajeo, establecimiento de jerarquías, cortejo etcétera (Wibe *et al.*, 2001; Scott y Sloman, 2004; Toudorache y De Boeck, 2008). En específico, la respuesta de escape a depredadores es determinante para la supervivencia de los peces, por lo que el estudio de su alteración podría permitir estimar las consecuencias sobre la estructura de una población expuesta a contaminantes.

La respuesta de escape típica de los peces se caracteriza por un giro o serie de giros (etapa preparatoria), un desplazamiento rápido (etapa de propulsión) y una serie de deslizamientos cortos (transición al nado regular) (Domenici y Blake, 1997). Además, se ha descrito ampliamente mediante sus componentes cinemáticos, los cuales están bien definidos y su medición resulta ideal para estimar efectos de contaminantes (Scott y Sloman, 2004).

En el presente trabajo se evaluó el efecto tóxico subletal del zinc en adultos de *Poeciliopsis gracilis* sobre los componentes cinemáticos de la respuesta de escape a depredadores en condiciones de laboratorio como parte de un ensayo de toxicidad subletal.

METODOLOGÍA

Se colectaron adultos de la especie *Poeciliopsis gracilis*, mediante chinchorro, en la represa artificial de San Pedro Zacachimalpa en el Estado de Puebla, México (18° 56'34" norte, 98° 09'22" oeste). Los peces fueron transportados al laboratorio de zoofisiología de la Escuela de Biología de la BUAP.

En el laboratorio los organismos se mantuvieron en condiciones de laboratorio con un ciclo de luz-oscuridad de 12:12 hrs y alimentación a saciedad con alimento comercial (40% proteína). Las características fisicoquímicas del agua se mantuvieron constantes.

Los adultos de *P. gracilis* fueron expuestos por 15 días a tres concentraciones de zinc (0.25, 0.35 y 0.45 mg de Zn L⁻¹) más un control sin contaminante. La exposición al metal fue de tipo semiestático con recambios parciales del 15 % en acuarios de 40 L conteniendo 20 L de agua filtrada (30 mg de CaCO₃ L⁻¹). Al final del periodo de exposición se monitoreó la respuesta de escape de los peces mediante videograbación.

Observación: La respuesta de escape se evaluó como la respuesta ante la simulación de un ataque súbito que consistía en un sistema automatizado, el cual permitía dejar caer un cilindro plástico (8 x 2 x 1 cm) sobre la superficie de la columna de agua y cerca del individuo monitoreado. Los acuarios de observación (60 x 10 x 8cm) contenían 6 L de agua con una concentración de zinc correspondiente a la del grupo de exposición de procedencia de los organismos.

Todos los organismos fueron observados de manera individual entre las 10:00 y 19:00 hrs en un entorno visual y auditivamente aislado. Con este fin se utilizaron cámaras Web (Webcam Mate Genius Messenger 310) mediante el programa (Webcam XP pro 2006 v. 2.37.144).

Una vez obtenida la videograbación de la respuesta de escape de los peces, se midieron sus tres principales componentes cinemáticos basándose en las definiciones de Wibe

et al., 2001 y Toudorache y De Boeck, 2008. Desplazamiento: distancia recorrida (cm) durante el primer desplazamiento de escape; velocidad: velocidad (m/s) del primer desplazamiento de escape; tiempo de reacción: tiempo transcurrido (m/s) entre el momento de la aplicación del estímulo y el inicio del primer movimiento de escape (Inicio de la etapa preparatoria).

Los componentes cinemáticos de la respuesta de escape de los peces: desplazamiento, velocidad y tiempo de reacción se analizaron mediante el ANDEVA de una vía y la prueba de Fisher LSD ($\alpha=0.05$).

RESULTADOS

Al término del periodo de exposición la mortalidad observada en los grupos experimentales fue del 0, 3, 23 y 16 % para los grupos 0, 0.25, 0.35 y 0.45 mg Zn L⁻¹ respectivamente.

Con respecto a la distancia recorrida por los peces durante el desplazamiento de escape se determinó que fue de 4.67 ± 0.48 cm para los organismos del grupo control, llegando a 6.69 ± 1.01 en la mayor concentración, si bien en ninguno de los casos fue significativo ($p>0.05$). (figura 1).

De igual manera, la velocidad del primer movimiento de escape no se vió modificada de manera significativa por efecto de la exposición a distintas concentraciones de zinc por 15 días. Los valores observados en esta respuesta fueron de 0.28 ± 0.06 , 0.43 ± 0.06 , 0.53 ± 0.10 y 0.33 ± 0.07 m/s respectivamente. Cabe señalar que se observó un incremento del 89 % en la Velocidad de escape de los peces del grupo expuesto a 0.35 mg Zn L⁻¹ con respecto al grupo control (figura 2).

Por el contrario, el tiempo de reacción de los peces expuestos a 0.45 mg Zn L⁻¹ durante 15 días se vió incrementado con una magnitud del 192% con respecto al grupo control (40.74 ± 7.41 ms) representando una drástica disminución en la capacidad de reacción de los peces ($p<0.05$). (figura 3).

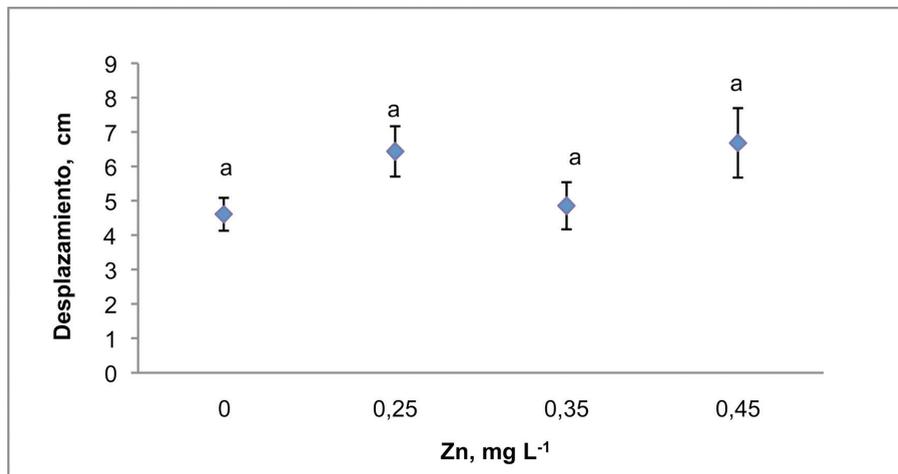


Figura 1.- Desplazamiento (cm) del primer movimiento de escape de *P. gracilis* ante la simulación de un ataque súbito después de 15 días de exposición a distintas concentraciones subletales de zinc. Se presenta Promedio \pm error estándar. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($\alpha=0,05$).

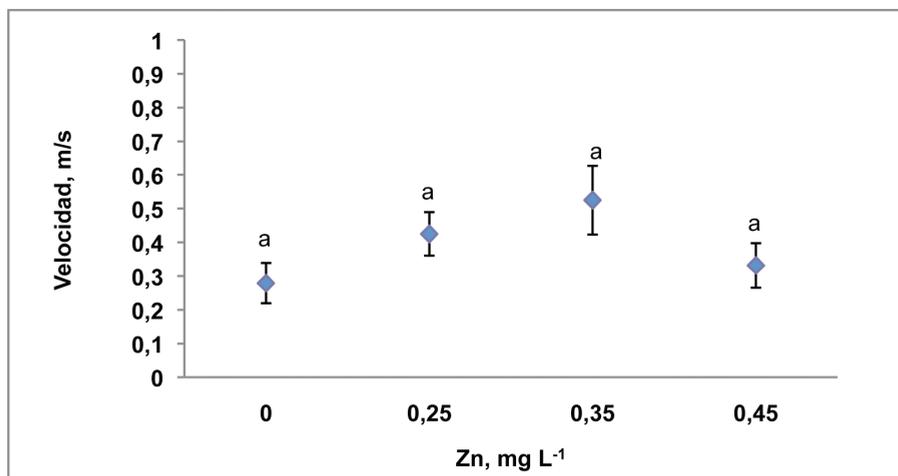


Figura 2.-Velocidad de escape (m/s) de *P. gracilis* después de 15 días de exposición a distintas concentraciones subletales de zinc por 15 días. Se presenta Promedio \pm error estándar. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($\alpha=0,05$).

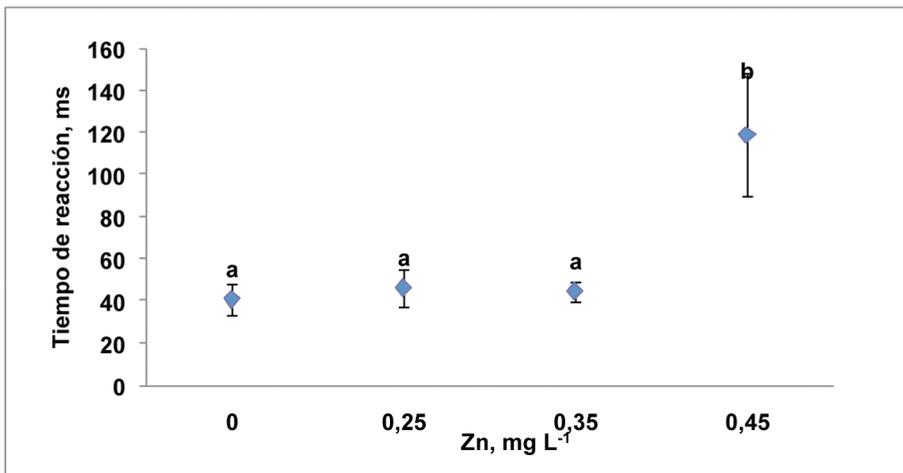


Figura 3.-Tiempo de reacción (m/s) de los adultos de *P. gracilis* ante la simulación de un ataque súbito después de 15 días de exposición a distintas concentraciones subletales de zinc por 15 días. Se presenta Promedio \pm error estándar. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($\alpha=0,05$).

DISCUSIÓN

Debido a que la conducta de escape es típica y altamente conservada en diversos grupos de peces, se hace posible la comparación entre especies (Domenici y Blake, 1997; Toudorache y De Boeck, 2008; Scott y Sloman, 2004).

En el presente trabajo no se observaron modificaciones en el desplazamiento y la velocidad de escape de los adultos de *P. gracilis*, después de 15 días, por efecto de la exposición subletal a zinc, en contraste se observaron modificaciones en la respuesta que valora el tiempo de reacción de los peces ante la simulación del ataque súbito.

Las respuestas evaluadas en el presente trabajo resultaron contrarias a las reportadas por Toudorache y colaboradores (2008) quienes reportan una reducción significativa en el desplazamiento y la velocidad de escape de *Salmo trutta* después de una exposición a 1 mgL⁻¹ de amonio (NH₄) por 24 y 96 horas, y por el contrario estos autores determinaron que el tiempo de reacción, de esta especie, ante la simulación de un ataque súbito no es alterado. Las modificaciones antes mencionadas pueden

señalar el efecto del tóxico sobre las respuestas motrices y el desempeño muscular (Mackenzie, *et al.*, 2006), esto en mayor medida que las respuestas sensoriales (Tiempo de Reacción).

Por otro lado, los resultados reportados por Wibe y colaboradores (2001) concuerdan con lo observado en el presente estudio. Los autores evaluaron la capacidad de reacción de *Gasterosteus aculeatus* ante la simulación de un ataque súbito, reportando un incremento del 20% en el tiempo de reacción de los peces expuestos a 9 mg L⁻¹ de bióxido de tributiltin (TBTO) después de 1, 2 y 5 días, al respecto estos autores sugieren que las modificaciones encontradas son consecuencia del efecto provocado sobre el sistema nervioso. Al respecto Portavella y colaboradores (2002), mencionan concentraciones elevadas de los tóxicos en áreas específicas del sistema nervioso central.

El incremento del 192% en el tiempo de reacción de *P. gracilis* expuestos a 0.45 mg de Zn L⁻¹ podría modificar drásticamente la probabilidad de escapar con éxito a un ataque por parte de los depredadores. Lo anterior si se compara con los resultados de Walker y colaboradores (2005) quienes mencionan que una diferencia de 21 m/s en la relación cinemática de la interacción de *Poecilia reticulata* (presa) y *Crenicichla alta* (depredador) es determinante en el éxito de evasión al ataque del depredador.

CONCLUSIÓN

La exposición a 0.45 mg de ZnL⁻¹ por 15 días modificó la respuesta de escape de *Poeciliopsis gracilis* ante la simulación de un ataque súbito.

Las alteraciones en el desempeño conductual de escape de *P. gracilis* respaldan la propuesta de integrar la evaluación del efecto de sustancias contaminantes sobre pautas conductuales como parte de la estructuración de normas regulatorias del vertido de las mismas.

BIBLIOGRAFÍA

Capó, M. M., 2002. *Principios de toxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión de medio ambiente*. España. Mc Graw-Hill Profesional. pp 299.

- Castillo, M. G., 2004. *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración resultados y aplicaciones.* Gabriela Castillo (ed.). México: IMTA. 189 pp
- Costa, D. L., 2001. Environmental toxicology, *En: Klaassen, C. D. & Watkins III, J. B. Toxicology, The Basic science of poison.* EUA. Mc Graw-Hill, pp 977-979.
- Domenici, P. D. and Blake, R.W., 1997. The kinematics and performance of fish fast-start swimming. *Journal of Experimental Biology.* 200: 1165-1178
- Kane, A. S., Salierno, J. D., and Brewer, S. K., 2005. Fish models in behavioral toxicology: Automated Techniques, updates and perspectives. *Methods in Aquatic Toxicology* (32), 2: 559-590.
- Little, E. E., and Finger, E. F., 1990. Swimming behavior as an indicator of sublethal toxicity in fish. *Environmental toxicology and chemistry*, 9, 13-19.
- McKenzie, D., Shingles, A., Domenici, P., & Taylor, E., 2006. Effects of ammonia on locomotor performance in fishes. "Fish Physiology, Toxicology, and Water Quality" *Proceedings of the Ninth International Symposium, Capri, Italy, April 24-28-2006* (págs. 49-63). United States Environmental Protection Agency.
- Peakall, D. B., 1996. Disrupted Patterns of Behavior in Natural Populations as an Index of Ecotoxicity. *Environmental Health Perspectives*, 104 (2): 331-335.
- Portavella, M., Vargas, J., V., T., and Salas, C., 2002. The effects of telencephalic pallial lesions on spatial, temporal, and emotional learning in goldfish. *Brain Research Bulletin*, 57 (3), 397-399.
- Scott, G. R., and Sloman, K. A., 2004. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology*, 68, 369-392.
- Toudorache, C., and De Boeck, R. B., 2008. Social interactions, predation behavior and fast start performance are affected by ammonia exposure in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Aquatic Toxicology.* 90, 145-153.
- Wibe, A. E., Nordtug, T., and Jenssen B. M., 2001. Effects of bis (tributyltin) oxide on antipredator behavior in threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. *Chemosphere.* 44: 475-481.
- Walker, J. A., Ghalambor, C.K., Griset, O. L., McKenney, D., and Reznick, D.N., 2005. Do faster starts increase the probability of evading predators? *Functional Ecology.* 19: 808-815.

APLICACIÓN DE LA PRUEBA DE CAMPO ABIERTO EN TOXICOLOGÍA ACUÁTICA

Venegas Hernández. E., García Batalla., N., Molina Arroyo H., Galicia Isasmendi I. S.,
Zumaquero Rios J. L., Mangas-Ramírez E.

Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

jhonson101382@yahoo.com, hmolina@siu.buap.mx

Palabras clave: Prueba de Campo Abierto, *Poeciliopsis gracilis*, zinc

RESUMEN

El aumento en la utilización de peces en pruebas toxicológicas, puede deberse a su utilidad como herramienta de monitoreo y caracterización para definir la calidad del agua o bien a la importancia ecológica que representan y también por su ubicación en la cadena alimenticia. Ante este incremento en la demanda de organismos, se ha reconocido que la evaluación del comportamiento natatorio permitiría entender algunas consecuencias ecológicas de su exposición a contaminantes. En específico, la utilización de la Prueba de Campo Abierto (PCA) presenta entre otras ventajas, basarse en una metodología no invasiva, práctica, económica y aplicable en condiciones de laboratorio. En el presente trabajo se evalúa la aplicación de la PCA en toxicología acuática. Con este objetivo se expusieron adultos de *Poeciliopsis gracilis* a 0, 0.2 y 0.5 mg Zn L⁻¹ durante 15 días. Al término de este periodo se evaluó su respuesta natatoria en una PCA: actividad, desplazamiento, velocidad de nado e intensidad de exploración. Al final del periodo se observó que la sobrevivencia fue de 100, 96 y 24 % respectivamente. Las cuatro respuestas disminuyeron por la exposición a la mayor de las concentraciones (0.5 mg Zn·L⁻¹); estas modificaciones se vieron acompañadas por la disminución en el crecimiento de los organismos y el balance hídrico, además del incremento en el consumo de oxígeno. Por otro lado, la intensidad de exploración decreció desde la concentración de 0.2 mg Zn L⁻¹, a pesar de no observarse modificaciones sobre los indicadores metabólicos por efecto

de esta concentración. La PCA permitió estimar el efecto del contaminante sobre respuestas conductuales (ecológicamente relevantes) incluso en concentraciones que no provocaron cambios fisiológicos.

INTRODUCCIÓN

En México las aguas residuales generadas en las poblaciones son generalmente vertidas directamente a los ríos sin recibir ningún tipo de tratamiento y se estima que el 73 % de las aguas superficiales en el Territorio Nacional están contaminadas (SEMARNAT, CNA, 1999). Los tóxicos disueltos en el agua actúan directamente sobre los organismos acuáticos, provocando efectos negativos, aún en bajas concentraciones, en la supervivencia y en los procesos vitales (Capó, 2002).

Uno de los contaminantes con mayor presencia en los cuerpos de agua, por su creciente utilización en el mercado, es el zinc, metal pesado que en concentraciones elevadas altera procesos bioquímicos, morfológicos y fisiológicos en los peces (Malik, *et al.*, 1998; Kori-Siakpere y Ewoma Oghoghene, 2008).

Tratando de entender el efecto de los contaminantes sobre los hidrobiontes, se ha reconocido que los peces son un excelente modelo para el estudio toxicológico, y más aun por el potencial que se observa en el estudio de la conducta (ecológicamente relevantes) ya que pueden ser fácilmente observadas y cuantificadas en un ambiente controlado.

Algunas ventajas al considerar la conducta en la evaluación toxicológica, resultan de entender que los patrones conductuales pueden medirse de forma no invasiva y resultan altamente sensibles a cambios en la concentración de diversos compuestos en el ambiente, incluso a concentraciones por debajo de las letales y antes de observarse alteraciones morfológicas o fisiológicas (Little y Finger, 1990).

La conducta de nado de los peces es la respuesta más frecuentemente utilizada durante las investigaciones toxicológicas (Taylor y McKenzie, 2006). La respuesta natatoria de los peces expuestos a un nuevo ambiente ha sido bien descrita y se observa que es altamente conservada en muchas especies (Yoshida *et al.*, 2005).

Una herramienta dentro del estudio del comportamiento altamente efectiva en el monitoreo de conductas de exploración y capacidades motrices es la prueba de Campo Abierto (PCA), la cual consiste en monitorear el comportamiento de un organismo permitiéndole explorar un ambiente nuevo en un entorno controlado. Esto permite estudiar la respuesta motriz de los organismos y su motivación por explorar el nuevo entorno. Esta prueba ha sido aplicada con éxito en muchos laboratorios como parte de la investigación con aves y roedores, y más recientemente en peces (Little y Finger, 1990; Petrauskiené, 1999; Kane *et al.*, 2004; Kane *et al.*, 2005)

El objetivo de la presente investigación fue evaluar el uso de la Prueba de Campo Abierto (PCA) como herramienta complementaria en ensayos de toxicidad, mediante la exposición de adultos de *Poeciliopsis gracilis* a diferentes concentraciones de zinc y el monitoreo de su conducta natatoria ante un ambiente desconocido.

METODOLOGÍA

Se colectaron adultos de la especie *Poeciliopsis gracilis* mediante red de arrastre en la represa artificial San Pedro Zacachimalpa en el Estado de Puebla, México (18° 56'34" norte, 98° 09' 22" oeste). Posteriormente, los organismos fueron transportados al laboratorio de zoofisiología de la Escuela de Biología de la BUAP, en donde se mantuvieron en condiciones de laboratorio con un ciclo de luz-oscuridad de 12:12 horas y alimentación a saciedad con alimento comercial (40% proteína).

Los peces fueron expuestos por 15 días a dos concentraciones de zinc (0.20 y 0.50 mg de Zn L⁻¹, n=30 cada grupo de exposición). La exposición al metal fue de tipo semiestático con recambios parciales del 15 % en acuarios de 40 L conteniendo 25 L de agua filtrada (30 mg /L CaCO₃).

Al final del periodo de exposición se grabó en video la respuesta natatoria de cada organismo durante los primeros 180 minutos posteriores a su liberación en un ambiente nuevo. Todas las observaciones conductuales se llevaron a cabo entre las 10:00 y las 18:00 hrs. Los procedimientos de observación estuvieron basados en las descripciones dadas por Klereekoper y colaboradores, 1974, Mikheev y Andreev, 1993 y Sharma y colaboradores, 2009. Se obtuvieron en video los primeros 5 minutos de cada media hora de observación mediante el programa (Webcam XP

pro 2006 v. 2.37.144), para un total de 5 muestras de 5 min. por cada organismo (figura 1). El periodo total de observación para cada organismo fue de 180 minutos.

Una vez obtenida la videograbación de la respuesta natatoria de los peces, se obtuvieron valores con base en el monitoreo de la posición del pez dentro de una cuadrilla trazada por la parte exterior del fondo del acuario de observación, los parámetros medidos se definieron como sigue: Desplazamiento.- distancia total recorrida por durante un periodo de tiempo determinado, y se calculó mediante la distancia media de cada cambio de posición. Actividad.- porcentaje de tiempo que el pez invierte en movimiento, y se calculó mediante el número de cambios de posición. Velocidad.- se calculó la velocidad de nado (m/seg) para cada movimiento,

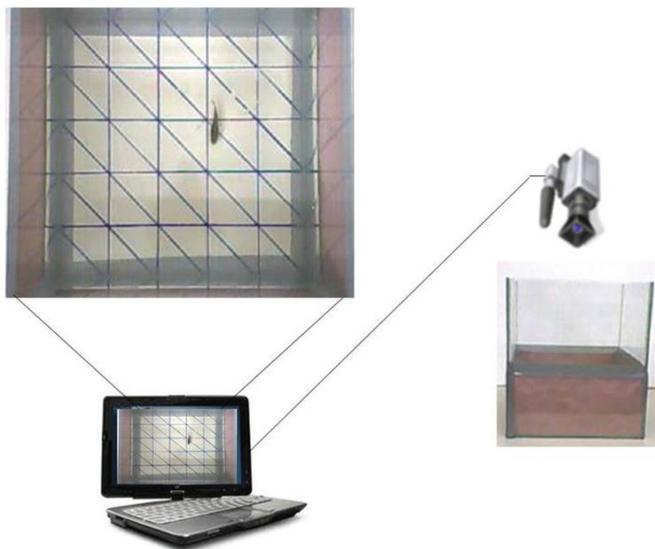


Figura 1. Esquema del método monitoreo de la Conducta Natatoria de *P. gracilis* mediante Video. Una cámara Web colocada en la vista superior del acuario de observación registró en video la conducta natatoria de un individuo de *P. gracilis* ante un ambiente desconocido; el acuario de observación presentaba un entorno visualmente uniforme y el fondo se encontraba dividido en forma de gradilla para facilitar la medición de las características del nado.

relacionando el desplazamiento del mismo con el tiempo de registro (500 m/seg). Índice de Exploración.- porcentaje de espacios diferentes visitados por el organismo durante el periodo de observación. Ubicación.- porcentaje de tiempo que invierte en la zona cercana a los límites del acuario de observación.

A la par de las estimaciones conductuales se determinaron algunas respuestas fisiológicas: crecimiento relativo (CR, %), consumo de oxígeno ($\text{mg O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ mg}^{-1} \text{ PS}$), eficiencia en la extracción de oxígeno (EEO_2 , %) y el contenido corporal de agua (CCA, %).

Para la comparación estadística del balance de agua, el peso seco, el crecimiento relativo, el consumo y la eficiencia de extracción de oxígeno se llevó a cabo a través de la prueba de Kruskal Wallis y Newman-Keuls ($\alpha = 0.05$). Por otro lado, la comparación estadística de los parámetros conductuales se realizó a través del ANDEVA de una vía y LSD post hoc ($\alpha = 0.05$). Los datos obtenidos en porcentajes fueron normalizados mediante la transformación Arcoseno.

RESULTADOS

La sobrevivencia de los organismos al final de los 15 días de exposición al zinc fue de 100, 96 y 24 % para los grupos expuestos a 0, 0.20 y 0.50 mg de Zn L^{-1} respectivamente.

Con respecto a las respuestas fisiológicas, se observó que los adultos de *P. gracilis* expuestos a 0.20 mg de Zn L^{-1} no presentaron cambios significativos en ninguna de ellas después de 15 días de exposición al metal (tabla 1 y 2). Por el contrario, se observó que en la concentración más elevada (0.50 mg de Zn L^{-1}) el peso seco, el balance hídrico y el consumo de oxígeno de los organismos presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$). Siendo la eficiencia de extracción la única que no se vio modificada (tabla 1 y 2).

Como ya se mencionó los organismos expuestos a 0.50 mg de Zn L^{-1} vieron afectados de manera significativa su peso seco, el cual disminuyó un 38%, resultando en un crecimiento negativo del 53% al final de 15 días de exposición al metal. Por el contrario el contenido corporal de agua se incrementó un 8%. Por su parte, el consumo de oxígeno se incrementó un 165 %, todo en comparación con los

organismos del grupo control ($p < 0.05$).

Tabla 1. Peso Seco (PS, mg) y contenido corporal de agua (%) de adultos de *P. gracilis* expuestos a diferentes concentraciones de zinc durante 15 días. Se presenta promedio y error estándar. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($\alpha = 0.05$).

Zn, mg L ⁻¹	Peso Seco, mg	Crecimiento relativo, %	CCA, %	n
0	60 ± 2 a	25	73.30 ± 0.49 a	27
0.2	57 ± 2 a	19	72.70 ± 0.55 a	25
0.5	34 ± 2 b	-28	80.50 ± 0.73 b	7

Con respecto al desplazamiento de los organismos, no se observaron diferencias

Tabla 2. Consumo de Oxígeno (VO₂, mg O₂ h⁻¹ mg⁻¹ PS) y Eficiencia en la Extracción de Oxígeno (EEO₂, %) de adultos de *P. gracilis* expuestos a diferentes concentraciones de zinc durante 15 días. Se presenta promedio y error estándar. Letras diferentes denotan diferencias significativas ($\alpha = 0.05$).

Zn, mg L ⁻¹	VO ₂ , mg O ₂ h ⁻¹ mg ⁻¹ PS	EEO ₂ , %	n
0	0.965 ± 0.083 a	14.40 ± 0.72 a	27
0.2	1.368 ± 0.093 a	15.81 ± 1.18 a	25
0.5	2.563 ± 0.475 b	13.30 ± 2.84 a	5

significativas a lo largo de los 5 periodos de observación. Los peces del grupo control presentaron valores promedio de entre 24.9 y 18.2 m, con una tendencia a disminuir con el paso del tiempo de observación. Por su parte los peces expuestos a 0.2 y 0.5 mg de Zn L⁻¹ presentaron valores entre 23.4 y 20.8 m y 19.3 y 15.0 m. En la mayor concentración no se observó la tendencia antes mencionada (tabla 3).

Al realizar la comparación entre tratamientos, solo se observó una disminución significativa (30%) entre el desplazamiento de los organismos del grupo control (21.9 m) y los de la concentración 0.5 mg de Zn L⁻¹ (15.3 m).

Tabla 3.- Desplazamiento de adultos de *P. gracilis* expuestos a diferentes concentraciones de

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

zinc durante 15 días. Se presenta Promedio y error estándar.

Zn, mg L ⁻¹	Desplazamiento, m				
	1º periodo	2º periodo	3º periodo	4º periodo	5º periodo
0	24.9 ± 1.7	21.9 ± 1.9	21.8 ± 2.5	20.9 ± 3.0	18.2 ± 3.0
0.2	23.4 ± 3.0	22.2 ± 1.8	21.4 ± 2.3	20.8 ± 2.7	21.5 ± 2.9
0.5	19.3 ± 3.0	15.3 ± 2.5	16.3 ± 3.0	15.0 ± 2.5	15.8 ± 2.9

El Índice de Actividad de los adultos indicador del porcentaje de tiempo que pasa un pez en movimiento, se vio modificado por efecto de la exposición a zinc por 15 días ($p < 0.05$).

Respecto al índice de Actividad de *P. gracilis* expuestos al zinc se observó nuevamente una tendencia a disminuir. Los adultos del grupo control presentaron un porcentaje de actividad promedio entre 62.8 y 51.0 %. Por su parte los organismos expuestos a 0.2 y 0.5 mg de Zn L⁻¹ presentaron valores entre 59.2 y 55.6 % y de 57.0 y 46.3 % respectivamente. Nuevamente es en el 2do periodo se observa una disminución del 20 %, al comparar el grupo control y la mayor concentración de los expuestos a otros tratamientos (tabla 4).

Tabla 4.- Actividad (Act, %) de adultos de *P. gracilis* expuestos a diferentes concentraciones de zinc durante 15 días. Se presenta Promedio y error estándar.

Zn, mg L ⁻¹	Actividad, %				
	1º periodo	2º periodo	3º periodo	4º periodo	5º periodo
0	62.8 ± 2,8	57.4 ± 4.1	59.0 ± 6.0	54.9 ± 6.0	51.0 ± 7.8
0.2	59.2 ± 6.6	59.2 ± 2.4	56.4 ± 3.7	55.6 ± 4.5	56.8 ± 5.2
0.5	57.0 ± 6.4	46.3 ± 6.3	48.9 ± 7.9	46.7 ± 7.2	48.9 ± 8.5

La velocidad media de nado (Vel, m/s) de los adultos de *P. gracilis* durante una prueba de campo abierto se vio modificada por la exposición al zinc por 15 días ($p < 0.05$). En los diferentes periodos de observación los peces del grupo sin contaminante mantuvieron velocidades de nado promedio entre los 0.118 y 0.132 m/s, observándose una vez más la tendencia a la disminución según el paso del tiempo (tabla 5, figura 1).

Respecto a la comparación entre tratamientos, se encontraron diferencias ($p < 0.05$)

entre los grupos de exposición en los primeros cuatro periodos de observación, siendo el componente cinemático más afectado de la conducta de los peces ante un nuevo ambiente por efecto de la exposición al metal. La velocidad del grupo expuesto a 0.5 mg de Zn l⁻¹ resultó menor, en un 17% a la del grupo control y a la del grupo expuesto a 0.2 mg de Zn l⁻¹ (tabla 5; figura 2).

Tabla 5.- Velocidad de nado (Vel, m/s) de adultos de *P. gracilis* expuestos a diferentes concentraciones de zinc durante 15 días. Se presenta Promedio y error estándar.

Zn, mg L ⁻¹	Velocidad, m/s				
	1º periodo	2º periodo	3º periodo	4º periodo	5º periodo
0	0.132 ± 0.004	0.127 ± 0.003	0.122 ± 0.003	0.126 ± 0.005	0.118 ± 0.005
0.2	0.131 ± 0.004	0.123 ± 0.006	0.127 ± 0.006	0.122 ± 0.007	0.122 ± 0.007
0.5	0.111 ± 0.005	0.107 ± 0.005	0.109 ± 0.004	0.106 ± 0.002	0.107 ± 0.003

Con respecto a la intensidad de exploración, los organismos del grupo de control

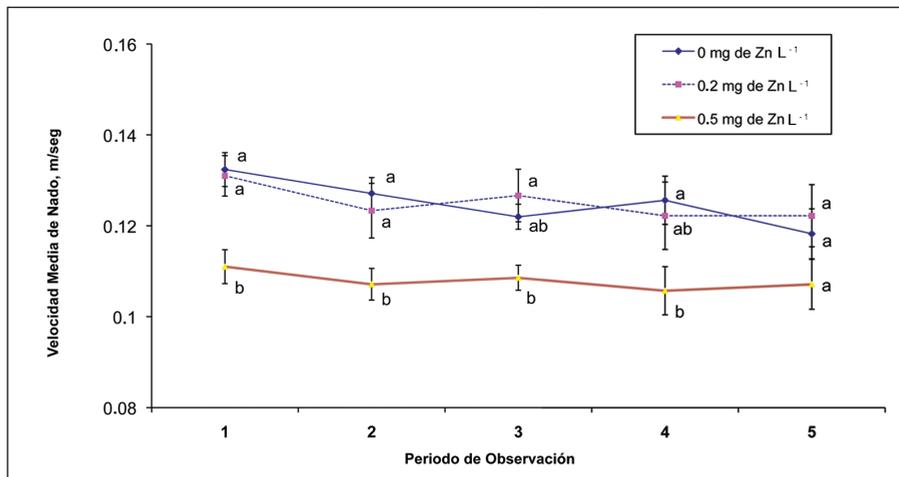


Figura 2. Velocidad Media de Nado (Vel, m/s), Comparación entre grupos de exposición durante 5 periodos de observación en adultos de *P. gracilis* expuestos a diferentes concentraciones de zinc durante 15 días. Se presenta Promedio y error estándar. Letras diferentes denotan diferencias significativas.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

visitaron en promedio “áreas diferentes” de entre 73.5 y 53.5 %, observando una uniforme disminución conforme transcurre el tiempo de observación. Por su parte los expuestos a 0.2 y 0.5 mg de Zn L⁻¹ presentaron valores entre 79.4 y 55.6 % y 79.4 y 44.6 % respectivamente. Respecto a la comparación entre tratamientos, tampoco se encontraron diferencias significativas en ninguno de los periodos de observación.

Por el contrario al comparar al interior de cada tratamiento, se encontraron diferencias significativas dentro de los dos grupos expuestos al metal, no así para los organismos del grupo de control (tabla 6). El grupo de organismos expuestos a 0.2 mg de Zn L⁻¹ presentaron valores diferentes (23 %) entre el primero (78.7 %) y el cuarto periodo (55.6 ± 5,8%). Por otra parte, dentro del grupo de organismos expuestos a 0.5 mg de Zn L⁻¹ resultaron estadísticamente diferentes los periodos cuarto (44.6%), quinto y primero (79.4 ± 6.3) (p<0.05), representando una prematura disminución en la intensidad de explorar el entorno (figura 2).

Tabla 6.- Exploración (IE, %) de adultos de *P. gracilis* expuestos a diferentes concentraciones de zinc durante 15 días. Se presenta Promedio y error estándar.

Zn, mg L ⁻¹	Exploración, %				
	1º periodo	2º periodo	3º periodo	4º periodo	5º periodo
0	73.5 ± 4.2	67.5 ± 6.9	55.5 ± 6.3	56.0 ± 10.9	53.5 ± 9.4
0.2	78.7 ± 3.6	66.2 ± 7.6	66.2 ± 6.0	55.6 ± 5.8	63.1 ± 9.1
0.5	79.4 ± 6.3	59.4 ± 7.9	63.4 ± 8.2	44.6 ± 9.0	52.6 ± 7.8

Con respecto a la ubicación o patrón de nado en los límites del acuario de observación (PN, %) se determinó que no hay diferencias significativas en cuanto al porcentaje de tiempo que invierten los peces adultos de *P. gracilis* cerca de las paredes del acuario de observación durante una prueba de campo abierto.

Los organismos del grupo de control y los experimentales invirtieron en promedio un porcentaje mayor al 96.97 y 94 % respectivamente del tiempo de nado cerca de las paredes del acuario de observación durante todos los periodos de monitoreo. En este caso no se observó una tendencia a la disminución en ningún caso, y no se encontraron diferencias entre los grupos de exposición en ninguno de los cinco periodos de observación en la prueba de campo abierto (p>0.05). De igual manera, al comparar los valores obtenidos durante los cinco periodos dentro de cada grupo

de exposición, tampoco se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$).

DISCUSIÓN

En el presente experimento, se observa la disminución del 30 % en el desplazamiento de *P. gracilis* expuestos a 0.5 mg de Zn L⁻¹, el cese de crecimiento, la disminución del peso seco y el aumento en el consumo de oxígeno en el mismo grupo de exposición, lo cual podría indicar un incremento en el costo metabólico de la intoxicación por el aumento de las demandas de energía (Handy *et al.*, 1999). Por otro lado, se puede mencionar la posibilidad de la optimización del gasto energético mediante la disminución voluntaria del desplazamiento en los peces, propuesta como una respuesta conservada en diferentes especies (Vutukuru *et al.*, 2005), además, se ha reportado esta respuesta en peces que se encuentran en su estación reproductiva; disminuyendo su actividad motora cuando aumenta su inversión energética en la producción de huevos (Koch y Wieser, 1983).

El nivel de actividad de nado ha sido considerada como un valioso indicador conductual de intoxicación subletal (Little y Finger, 1990). La tendencia a la disminución en la actividad de nado de este trabajo concuerda con lo reportado por Kleerekoper (1974) en *Carassius auratus* y por Mikheev y Andreev (1993) en *Poecilia reticulata* con peces expuestos a un nuevo ambiente (sin contaminante), los cuales presentaron una disminución significativa del nivel de actividad después de 4 horas.

Estos mismos autores reportaron la disminución significativa de la velocidad de nado de *P. reticulata* al ser expuesto a un ambiente desconocido, esta disminución fue evidente en la primera hora de colocación, con un decremento drástico al término de la segunda hora. Por su parte, Sharma y colaboradores (2009) reportaron que *Astyanax sp.* y *Astyanax mexicanus* mostraron una disminución no significativa en la velocidad de nado a lo largo de 20 minutos posteriores a la colocación de los peces. La disminución de la velocidad de nado se ha relacionado con lesiones en la región del Telencéfalo de los peces (Riedel, 2008). Considerando esta estrecha relación, la disminución de la velocidad de nado observada en *P. gracilis* ante el zinc podría ser causada por la alteración de alguno de los mecanismos de control del proceso de exploración.

En el presente experimento, los organismos adultos de *P. gracilis* no expuestos al

contaminante invirtieron cerca del 90% del tiempo de nado en la “exploración” cerca de las paredes del acuario. Este comportamiento coincide con lo reportado para algunas especies estudiadas bajo condiciones similares, Sharma y colaboradores (2009), investigadores que observaron que el pez ciego *Astyanax sp.* permanece cerca de las paredes del acuario por más tiempo y alcanza mayores velocidades al hacerlo que una especie cercana no ciega *Astyanax mexicanus* al enfrentarse a un ambiente desconocido.

El efecto del zinc sobre el comportamiento de los organismos se ha relacionado a su distribución en zonas de tejido nervioso. Piñuela y colaboradores (1992) reportaron la distribución histoquímica del zinc en cerebros de *Oncorhynchus mykiss* y encontraron una distribución restringida principalmente al área correspondiente a la región ventral del Telencéfalo. Por su parte Gomaa y colaboradores (1995) analizaron el contenido de zinc en hueso, cerebro, músculo, branquias, gónadas, e hígado de diferentes especies de peces comestibles en Egipto y encontraron las mayores concentraciones en el tejido del cerebro de los peces, aproximadamente un 30 % mayor concentración de zinc que en gónadas, órgano en el que se encontró mayor concentración después del cerebro. Baatrup (1991) realizó una revisión sobre el efecto de diferentes metales pesados sobre el sistema nervioso de los peces; encontrando que metales como el mercurio, el plomo y el cobre pueden causar alteraciones en la comunicación sináptica y por lo tanto en la conducta de diferentes especies. Dicho lo anterior, se considera que las alteraciones sobre la conducta de exploración de *Poeciliopsis gracilis* por efecto del zinc podrían ser causadas por la acumulación del metal en regiones específicas del cerebro.

CONCLUSIÓN

Los adultos de *Poeciliopsis gracilis* sin exposición al zinc presentaron una respuesta natatoria similar a lo reportado en investigaciones con otras especies al ser colocados ante un ambiente desconocido

Mediante la prueba de campo abierto se detectaron cambios en un componente de la conducta natatoria en peces expuestos a una concentración que no provocó alteraciones sobre indicadores metabólicos como el crecimiento o el consumo de oxígeno, por lo que se propone como una herramienta sensible ante cambios

provocados por la intoxicación subletal por metales pesados.

Las alteraciones observadas por efecto del zinc sobre indicadores metabólicos, como el consumo de oxígeno y el crecimiento, coincidieron con alteraciones observadas sobre los componentes de la conducta natatoria de *P. gracilis* ante un ambiente desconocido, probando la utilidad de estos últimos como indicadores confiables de toxicidad subletal. Resultando una metodología no invasiva.

BIBLIOGRAFÍA

- Capó, M. M., 2002. Principios de toxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión de medio ambiente. España. Mc Graw-Hill Profesional. pp 299.
- Kane, A. S., Salierno, J. D., Gipson, G. T., Molteno, T. C., & Hunter, C., 2004. A video-based movement analysis system to quantify behavioral stress responses of fish. *Water Research*, 38, 3993-4001.
- Kane, A. S., Salierno, J. D., and Brewer, S. K., 2005. Fish models in behavioral toxicology: Automated Techniques, updates and perspectives. *Methods in Aquatic Toxicology (Chapter 32)*, Volume 2, 559-590.
- Klereekeeper, H., Matis, J., Gensler, P., and Maynard, P., 1974. Exploratory behaviour of goldfish *Carassius auratus*. *Anim. Behav.*, 22, 124-132.
- Kori-Siakpere, O, and U. Ewoma Oghoghene., 2008. Sublethal haematological effects of zinc on the freshwater fish, *Heteroclaris* sp. (Osteichthyes: Clariidae). *African Journal of Biotechnology* Vol. 7 (12), pp. 2068-2073
- Little, E. E., and Finger, E. F., 1990. Swimming behavior as an indicator of sublethal toxicity in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9, 13-19.
- Malik, D.S., K. V. Sastry and D. P. Hamilton, 1998. Effects of zinc toxicity on biochemical composition of muscle and liver of murrel (*Channa punctatus*). *Environment International*. Vol. 24 (4), pp. 433-438
- Mikheev, V., and Andreev, O., 1993. Two-phase exploration of a novel environment in the guppy, *Poecilia reticulata*. *Journal of Fish Biology*, 42, 375-383.
- Petrauskienė, L., 1999. Effects of novel environment on *Rainbow trout* exposed to copper. *Acta Zoologica Lituanica. Hydrobiologia*, 9 (2), 95-102.
- Sharma, S., Coombs, S., and Patton, P., 2009. The function of wall-following behaviors in the Mexican blind cavefish and a sighted relative, the Mexican tetra (*Astyanax*). *Comp Physiol A*, 195, 225-240.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Comisión Nacional del Agua, Compendio Básico del Agua en México 1999, 1ª edición, CNA, México, 1999.
- Taylor, E. W., & McKenzie, D. J., 2006. Swimming performance as a practical and effective

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

biomarker of pollution exposure in fish. *"Fish Physiology, Toxicology, and Water Quality" Proceedings of the Ninth International Symposium, Capri, Italy, April 24-28-2006* (págs. 25-40). United States Environmental Protection Agency.

Yoshida, M., Nagamine, M., & Uematsu, K., 2005. Comparison of behavioral responses to a novel environment between three teleosts, bluegill *Lepomis macrochirus*, crucian carp *Carassius langsdorfii*, and goldfish *Carassius auratus*. *Fisheries Science*, 71, 314-319.

PROSPECTIVA DE LA ECOTOXICOLOGÍA DE LA SUBCUENCA DE SAN ANTÓN, EN CUERNAVACA, MORELOS

Pica-Granados Y. Trujillo Domínguez G., Hernández Salgado H., Ruíz-López A. J.
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
ypica@tlaloc.imta.mx, ajruiz@tlaloc.imta.mx

Palabras clave: Ecotoxicología, compuestos emergentes, San Antón.

RESUMEN

La barranca de Analco es un lugar turístico relevante de Cuernavaca, en donde se ubica la subcuenca de San Antón. Ahí existen dos cascadas: “El Salto de San Antón” y el “Salto Chico”, ambas enclavadas en una zona cuya biodiversidad es relevante para mantener el ecosistema, sin embargo se encuentra inmersa en la mancha urbana y afectada por aportes de residuos sólidos y descargas domésticas crudas que provienen de colonias como Sacatierra, Provinciana y Lagunilla, y que deterioran la calidad del agua y constituyen una fuente de riesgo para la población colindante y para la reproducción de especies endémicas cuyos únicos nichos se encuentran en esta región. Con el objeto de evaluar la problemática, se caracterizó la subcuenca San Antón, empleando parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de la calidad del agua, señalados en la normatividad nacional (LFDMA/2010 y los CE-CCA-001-1989), contaminantes químicos convencionales y no-convencionales (semivolátiles), y la estimación de efectos, mediante pruebas biológicas con organismos de diversos niveles tróficos (*Daphnia magna*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Vibrio fischeri* y AMES/*S. typhimurium* TA98 y TA100).

Los resultados indicaron concentraciones excepcionales de N-amoniaco (16 mg/L) en la descarga de Sacatierra, que dimensiona el aporte de excretas a la corriente. La relación DQO/DBO en Sacatierra es de 1.4; valor que aumenta aguas abajo a

6.33, sugiriendo la incorporación de carga orgánica no biodegradable durante su curso. Se evidenciaron efectos nocivos en Sacatierra, con 1.08 a 1.5 UT en agua y 7.39 eq.mg/mL para sedimento. El análisis de genotoxicidad mostró niveles de 29.3 y 2.93 unidades en agua, y 2.74 en sedimento, que son valores considerados de alto riesgo para la biota acuática. Los compuestos tóxicos no-convencionales, encontrados en el ambiente acuático, son en su mayoría, fragancias, sustancias cosméticas y desinfectantes (ej. Linalol, Eugenol, Galoxolide), y además biocidas (Ej. p-cresol), ftalatos (Di-n-octil-ftalato y ácido ftálico), y estimulantes (Cafeína y Oxindol). Algunas de estas clasificadas como de uso restringido por la CEE y por la USEPA, o catalogados como compuestos emergentes o agentes de disfunción endocrina. La microbiología mostró cuentas bajas de CF menores a 430 y hasta 11,000 NMP/100mL, valores no concordantes con la FQ, debido a la interferencia de la acción de los biocidas encontrados en el agua, sin embargo moléculas como Coprostanol detectado en todo el sistema, evidencian la problemática ambiental del fecalismo, que se suma a la carga química tóxica tipificada.

INTRODUCCIÓN.

Cuernavaca, capital del estado y cabecera municipal, se localiza en el noroeste del estado de Morelos. Su orografía presenta un gradiente altitudinal norte-sur de 900 m; debido a su geomorfología y a otros factores hidrológicos y edafológicos se han formado una gran cantidad de barrancas.

De acuerdo con la información municipal, Cuernavaca cuenta con 293 barrancas, de las cuales 30 se encuentran inmersas en la mancha urbana. En dos de ellas, las barrancas de Indio y Chalchihuapan, en el municipio de Huitzilac, nace el río Apatlaco el cual cubre un área cercana a 650 km² en el noroeste y centro sur del estado de Morelos. En su trayecto, a través de la barranca de Analco inmersa en la zona urbana de Cuernavaca, se une a los ríos Coajomulco y San Antón, en este último se localizan las cascadas del Salto chico y de San Antón que forman parte de la microcuenca del mismo nombre.

Aguas abajo, el río Apatlaco aumenta su cauce al recibir por su margen derecha las aportaciones de diversos manantiales, principalmente el de Chapultepec, y los escurrimientos de las barrancas Atlacomulco, Cantarranas y Flores Magón.

La microcuenca de San Antón, es sin duda uno de los lugares turísticos más importantes de la ciudad de Cuernavaca, sin embargo a partir de la década pasada (1990 - 2000), el crecimiento poblacional de Cuernavaca aumentó de 51,779 a 705,405 habitantes (Tapia, 2006), que representa una tasa de crecimiento de 3.3%, casi el doble de la nacional 1.9%. Este crecimiento generó un aumento de la demanda de espacios para vivienda favoreciéndose el desarrollo de nuevas colonias y de asentamientos irregulares que invadieron los márgenes de las barrancas. La falta de planeación y de recursos municipales para generar la infraestructura urbana necesaria, principalmente drenaje sanitario y servicios municipales de limpieza, provocó un grave deterioro del medio natural de las barrancas, ya que los cauces fueron empleados para verter basura y descargas domésticas sin tratamiento alguno; situación que aún persiste principalmente en las zonas marginadas de las colonias de Sacatierra, Provinciana, Lagunilla del Salto, Lagunilla de San Antón, barrancas de La Carolina, el asentamiento irregular de El Tecolote y, en menor medida, el resto de las colonias. Todos estos asentamientos humanos, se estima que producen un gasto de aguas residuales municipales sin tratamiento de $2' 221\ 828\ \text{m}^3/\text{año}$, considerando una dotación de 200 L/hab/día, volumen equivalente a un aporte de 346.97 kg N/día, 43.46 kg P/día y de 2173 kg DBO/día (357mg DBO /L) (CEAMA 2002, INAFED, 2004).

La alta carga de residuos sólidos y los contaminantes disueltos han deteriorado severamente la calidad del agua de las corrientes, convirtiéndolas en un riesgo para la salud de la población establecida tanto en sus colindancias como en el área de influencia de los aerosoles producidos por las cascadas y que también son causa del deterioro del entorno natural de áreas de reproducción de especies endémicas como el cangrejo barranqueño, *Pseudothelphusa dugesi*.

Con el objeto de conocer con mayor detalle la problemática mencionada, se efectuó el diagnóstico ambiental de la subcuenca de San Antón, en el río Apatlaco, mediante la caracterización de la calidad del agua y de sus sedimentos, empleando tanto los parámetros señalados en la normatividad nacional (Ley Federal de Derechos en Materia de Agua, LFDMA/2010 y los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001-1989), bajo el contexto de protección de la vida acuática en aguas dulces, el análisis de efectos biológicos para especies de diversos niveles de organización y su asociación con contaminantes orgánicos convencionales y emergentes, así como metales pesados, para agua y sedimentos.

METODOLOGÍA

El muestreo de agua y sedimento se llevó a cabo durante el mes de octubre de 2007 recolectando material para su análisis en cuatro estaciones de muestreo ubicadas a lo largo de la corriente en el tramo de la subcuenca de San Antón, dentro del área urbana de la Cd. de Cuernavaca que corresponde al cuadrante localizado entre las coordenadas geográficas $19^{\circ} 13' 24''$ y $18^{\circ} 36' 00''$ de latitud N y $99^{\circ} 09' 55''$ y $99^{\circ} 21' 11''$ de longitud W, en el cual quedan inmersas las cascadas de el Salto Chico y el Salto Grande. La ubicación geográfica de las estaciones de muestreo se ilustra con la figura 2.



Figura 2. Sitios de colecta en la subcuenca de San Antón

La toma de muestras de agua se efectuó manualmente en recipientes sometidos a prelavado de acuerdo con los procedimientos correspondientes para los distintos parámetros (ASTM; 1989) o esterilizado en el caso de los análisis microbiológicos. Las muestras de agua que así lo requirieran fueron adicionadas con conservadores y almacenadas en refrigeración a 4°C hasta su análisis en el laboratorio.

Los sedimentos fueron recolectados con ayuda de cucharones de madera, de forma manual y preservados en refrigeración a 4° C, en frascos de vidrio adecuadamente tratados y libres de tóxicos hasta el inicio de su procesamiento, químico o toxicológico.

El análisis de las muestras de agua y sedimento fue efectuado aplicando los métodos señalados en la tabla 1.

Para el barrido de Cromatografía de Gases (CG) – Masas, no se especifica el método debido a que su análisis se basa en el empleo de la librería de espectros de masa NIST/EPA/NIH Mass Spectral Library (Version 1.1a). El barrido se efectuó operado en modo de impacto de electrones de 40 a 550 u en 0,5 s. La presencia de los compuestos fue considerada como positiva cuando sus espectros y tiempos de retención se relacionaban con aquellos señalados en la librería de Espectros de Masas con una correlación mayor o igual al 95 por ciento.

Tabla 1. Métodos analíticos empleados

Parámetro	Método	Parámetro	Método
Fisicoquímicos		Metales pesados	
Oxígeno Disuelto	NMX-AA-012-SCFI-2001	Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Se, Al, Co, Ba, Fe, Mg y Ag, As y Hg	NMX-AA-051-SCFI-2001
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000	Compuestos orgánicos	
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000	C. Org. Volátiles	USEPA 8260B-REV 2, 1996
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2001	C. Org. Semivolátiles	USEPA 8270-D, 1998
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001	Barrido CG-Masas	-
DBO5	NMX-AA-028-SCFI-2001	Toxicidad	
Carbón Org. Total (COT)	ST- Method. 5310B-1995	<i>Daphnia magna</i>	NMX-AA-087-SCFI-1995
Fósforo Total	NMX-AA-029-SCFI-2001	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (<i>S. capricornutum</i>)	USEPA 600/4-90/027, 1994
N. Orgánico	NMX-AA-026-SCFI-2001	<i>Vibrio fischeri</i>	NMX-AA-112-SCFI-1995
N. Amoniacal	NMX-AA-026-SCFI-2001	Genotoxicidad	
N. Nitritos	NMX-AA-099-1987	Prueba de AMES (con activación S9 y sin ella).	CETESB, LS.621. 1994
N. Nitratos	NMX-AA-079-SCFI-2001		
Nitrógeno Total	NMX-AA-026-SCFI-2001		
Microbiológicos			
Coliformes Fecales	NMX-AA-042-1987		

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

RESULTADOS

Los resultados fisicoquímicos de la subcuenca de San Antón se presentan en la tabla 2. En ella se resalta al nitrógeno amoniacal, en especial en la descarga de Sacatierra, en la que se observa una concentración excepcional que alcanza 15.8 mg/L, nivel que evidencia el elevado aporte directo de excretas a la corriente en dicho sitio y así mismo, valores elevados de fósforo total. Ambos parámetros exceden los valores límite señalados en la LFDMA (2010) y en los CE-CCA-001-1989 a lo largo de todo el trayecto de la corriente analizada, desde el Salto Chico, hasta la Lagunilla, indicando que a lo largo de todo ese trayecto en el que se ubican los cuatro sitios analizados, persisten descargas domésticas crudas (figura 3).

Tabla 2. Características fisicoquímicas de la calidad del agua de la subcuenca de San Antón y estadística descriptiva. (mg/L)

	pH	T ¹	C.E. ²	NT. Kendal	NH ₃	NO ₃ ⁺ NO ₂	N.T	P.T.	DBO ₅	DQO	COT ³
				●					●		●
Salto chico	7.99	20.0	253.4	2.12	1.22*	2.08	4.20	0.82**	7.89	22.9	6.20
Sacatierra	7.76	21.8	527.0	25.60	15.8*	1.13	26.70	6.21**	68.30	98.0	45.23
Cangrejito	7.90	20.4	261.1	1.87	1.04*	2.82	4.69	0.82**	6.16	39.0	6.03
Lagunilla	7.64	20.4	295.4	2.72	1.58*	2.63	5.35	0.93**	7.23	33.8	6.84
Prom.	7.82	20.65	334.23	8.08	4.91	2.17	10.24	2.20	22.40	48.43	16.08
D.S.	0.15	0.79	129.81	11.69	7.26	0.76	10.99	2.68	30.61	33.72	19.44
C.V.	1.97	3.82	38.84	144.69	147.93	35.01	107.35	121.97	136.69	69.64	120.93

¹ Temperatura °C, ² Conductividad Eléctrica µmhos/cm, ³ Carbono Orgánico Total

Prom: Promedio, DS: Desviación Estándar, C.V.: Coeficiente de Variación

* Excede el valor límite de la LFDMA/2010 Uso 3. NH₃ = 0.06mg/L. **Excede el valor límite de los CE-CCA-001-1989 (PVA), P-Total= 0.1 mg/L. ● Parámetro que carece de límite en la Normatividad Nacional

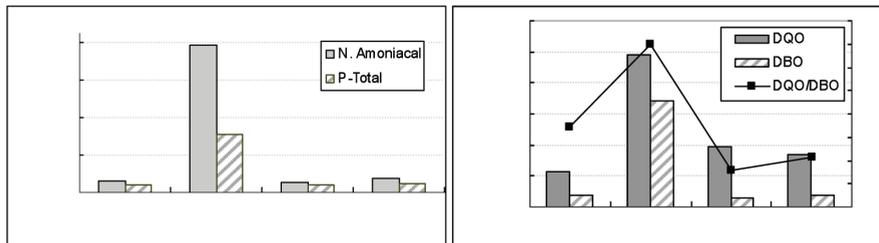


Figura 3. Parámetros fisicoquímicos relevantes que demuestran el aporte de aguas residuales a la subcuenca de San Antón.

En cuanto a la DQO (Demanda química de oxígeno), las aguas no contaminadas tienen valores de 1 a 5 mg/L mientras que en las aguas residuales o contaminadas el valor generalmente es superior a dicho intervalo. En el caso de la DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno), los niveles en las aguas superficiales es muy variable y depende tanto de las condiciones naturales del sistema como de la existencia de fuentes contaminantes (Metcalf & Eddy, 2003). En el caso de la subcuenca de San Antón, los valores de DQO oscilan en niveles de 22.9 a 98 mg/L, los cuales, si bien no exceden los valores límite de 200 mg/L señalado en la LFDMA-2010 tampoco puede omitirse su relevancia como indicativos de contaminación. En el caso de la DBO_5 , los valores encontrados oscilan entre 6.16 y 7.89 mg/L para la mayor parte de la subcuenca, con la excepción del sitio Sacatierra donde su valor se incrementa a 68.30mg/L, como resultado del aporte de carga orgánica derivado de las descargas domesticas que son vertidas de forma directa a la corriente (tabla 2).

La relación DBO/DQO permite determinar la biodegradabilidad de la carga contaminante y por tanto, en cierta medida, tener una idea de la complejidad molecular de su composición. En el caso de la subcuenca de San Antón en el sitio de Sacatierra, la relación de la DBO/DQO presenta un valor mayor a 0.6 que califica a la carga arrojada en este sitio como altamente biodegradable, sin embargo río abajo, en los sitios del Cangrejito y la Libertad el índice alcanza valores menor a 0.2, que de acuerdo a Metcalf y Eddy (2003), son indicativos de que la composición de carga contaminante remanente es no biodegradable. En el punto del Salto chico, antes de Sacatierra, la condición de la corriente presenta un valor intermedio, de modo que la carga contaminantes en ese sitio denota también contaminación orgánica, parcialmente biodegradable (figura3).

Respecto al análisis de contaminantes, el de metales pesados en agua mostró para todos los casos, niveles por debajo del límite de detección.

El análisis de riesgo tóxico en agua indicó efectos nocivos sólo en la zona de Sacatierra con valores de 1.50 y 1.08 UT (Unidades de Toxicidad); para las pruebas con *Vibrio fischeri* y *Pseudokirchneriella subcapitata*, en el resto de los sitios, no se detectó efecto tóxico para las diversos organismos, respectivamente. En este mismo sitio, además se manifestó respuesta mutagénica para las cepas TA98 y TA 100 de *S. typhimurim*, sin empleo de la fracción ribosomal (S9). La fracción S9 proviene de células hepáticas y es la responsable de metabolizar contaminantes y en algunos casos de generar su transformación a agentes mutagénicos, es debido a ese cambio que algunas moléculas, como son los compuestos poliarómáticos, se transforman en epóxidos y eventualmente promueven la genotoxicidad (White, 2002). Los valores de mutagenicidad se expresa por el término “razón de mutagenicidad”, que en el caso del sitio de Sacatierra fue de 29.3 y 2.93 para las cepas TA98 y TA 100, respectivamente. Esta respuesta positiva, sin necesidad de la fracción S9, indicó la presencia de sustancias premutágenas, es decir que no requieren de ser metabolizadas y transformadas químicamente para inducir dicho efecto o daño en la biota acuática. De acuerdo a CETESB, (1994) un valor mayor que 2 se considera de alto riesgo.

El análisis de toxicidad en sedimentos, efectuados en los elutriados y extractos orgánicos producidos de acuerdo a Pica y Trujillo (2008), mostró niveles muy reducidos de toxicidad para los extractos acuosos o elutriados, los cuales se incrementan ligeramente en los sitios de Sacatierra y Cangrejito (figura 4). Estos bajos

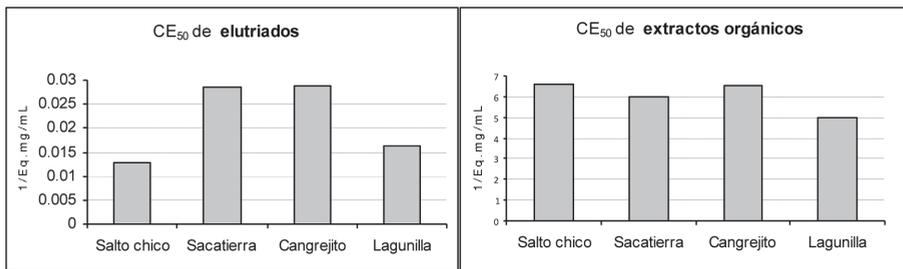


Figura 4. Toxicidad de los sedimentos de la microcuenca de San Antón.
Determinación con *Vibrio fischeri*.

valores indican que la toxicidad en sedimentos no se asocia a sustancias solubles. En el caso del extracto orgánico, los valores son superiores y homogéneos señalando que la toxicidad de la matriz sólida principalmente se asocia a compuestos poco solubles.

La respuesta mutagénica también fue detectada en sedimentos, nuevamente en el sitio de Sacatierra, obteniéndose respuesta positiva para la cepa TA 98 pero sólo bajo la adición de fracción S9, lo que sugiere la existencia de compuestos que requieren ser metabolizados para generar dicho efecto. EL RM para este sitio fue de 2.74, valor que lo califica como de alto riesgo (CETESB, 1994)

Mediante el análisis cualitativo de contaminantes orgánicos semivolátiles se detectó la presencia de un grupo de 33 sustancias, (tabla 4), la mayoría de ellas de uso cosmético y en menor medida ingredientes o productos pesticidas, aditivos de alimentos y esteroides, todas ellas sustancias que tipifican el aporte contaminante como de agua residual doméstica, principalmente.

Dentro de las fragancias encontradas se identificaron siete compuestos que se clasifican como de uso controlado por la Comunidad Económica Europea (CEE) debido a sus efectos alérgicos y seis más consideradas como compuestos emergentes, tanto por la US. Geological Survey como por la propia US EPA, entre estos últimos se encuentran los esteroides, los cuales en algunos casos son precursores hormonales pero también, pueden ser empleados como indicadores moleculares de fuentes específicas, tal es el caso del Coprostanol, sustancia que tiene como principal fuente a las excretas humanas (González, 2002).

Tabla 4 . Compuestos orgánicos semi-volátiles en la microcuenca de San Antón.

CAS	Nombre	Uso	Restricción
78-70-6	Linalol	Fragancia en productos cosméticos y de limpieza, alérgico	Alérgico CEE,
127-51-5	Alpha-Cetone	Fragancia en productos cosméticos y de limpieza,	Alérgico CEE,
91-64-5	Cumarin	Fragancia de uso general y en perfumes y cosméticos, de uso como desinfectante.	Mutagénico, Alérgico y COP, CEE

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Tabla 4 . Compuestos orgánicos semi-volátiles en la microcuenca de San Antón.
(Continuación).

CAS	Nombre	Uso	Restricción
101-86-0	alpha.-Hexylcinnamaldehyde	Fragancia en productos cosméticos y de limpieza, alérgico	Alérgico, CEE
118-58-1	Benzyl salicylate	Fragancia en productos cosméticos y de limpieza, alérgico	Alérgico, CEE.
97-53-0	Eugenol	Fragancia en productos cosméticos y de limpieza,	Alérgico, CEE.
579-44-2	Benzoin extract	Cosméticos y Aromaterapia.	Alérgico, CEE.
626-43-7	3-5 Dicloroaniline	Ingrediente inerte en productos plaguicidas. Prohibido su empleo desde 1998	D. Endocrino y Genotóxico, EPA
117-84-0	Di-n-octyl phthalat	Ftalato	D. Endócrino, C. Emergente US EPA
88-99-3	Phthalic acid	Ftalato	D. Endócrino, C. Emergente US EPA
106-44-5	p-cresol	Empleado en Fumigantes solventes, explosivos, Fenoles, resinas, y sustancias preservativas para madera y para limpieza de metales, desinfectante y biocida	C. Emergente US Geological Survey
101-84-8	Diphenyl eter	Pesticida	C. Emergente US Geological Survey
58-08-2	Caffeine	Estimulante de origen farmacológico, o de restos de alimentos	C. Emergente US EPA
59-48-3	Oxindole	Fármaco, alcaloide	C. Emergente US EPA
516-92-7	Epiergosterol	Esterol , precursor hormonal	C. Emergente US EPA
360-68-9	5-β Cholestan -3β- ol	Esterol fecal, indicador de contaminación fecal humana y precursor hormonal	C. Emergente US EPA
99-92-3	Acetophenone	Fragancia.	C. Emergente US EPA
1222-05-5	Galaxolide	Fragancia en productos cosméticos	C. Emergente US EPA -

Tabla 4 . Compuestos orgánicos semi-volátiles en la microcuenca de San Antón.
(Continuación).

CAS	Nombre	Uso	Restricción
96-76-4	4 DTBP	Antioxidante intermediario como estabilizador de UV (retardantes de flama) y empleado en manufactura de farmacéuticos y fragancias.	-
98-67-9	Sulphonic acid	Producto empleado en síntesis orgánica forma parte de detergentes aril alquil sulfonados	-
586-82-3	alpha-pinene	Terpeno contenido en aceites esenciales productos de limpieza o cosméticos, desinfectante y desodorante	-
498-81-7	Dihydro Terpineol	Fragancia de barras desodorantes, desinfectantes, jabones y shampoo, poco soluble en agua	-
134-20-3	Methyl anthranilate	Repelente, desinfectante y bacteriostático	-
120-72-9	Indole	Repelente pesticida, desinfectante y biocida	-
93-04-9	2-methoxynaphthalene	Fragancia	-
83-34-1	1H-indole,3-methyl	Fragancia en perfumes y en alimentos	-
87-19-4	Isobutyl salicylate	Fragancia de artículos cosméticos incluso tabaco	-
77-93-0	Triethyl citrate	Solvente y plastificante para nitrocelulosa	-
114933-28-7	3-Penten-2-one, 4-(2,6,6-trimethyl-2-cyclohexen-1-yl)	Aditivo en producción de perfumes	-
24851-98-7	Methyl dihydrojasmonate	Aditivo en cosméticos	-
76109-40-5	(-)-β-fenchyl acetate	Terperno contenido en aceites esenciales productos de limpieza o cosméticos	-
498-81-7	alpha-dihydroterpineol	Aditivo de alimentos, saborizante y aromatizante	-
614-96-0	5-Methylindole	Empleado como filtro solar en cosméticos	-

CEE. Comunidad Económica Europea. OSPAR, 1995 List for priority substances

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

La utilidad del Coprostanol se pudo comprobar en este mismo estudio en el que el análisis microbiano, debería reflejar un carga bacteriana relevante, dado el aporte directo de aguas negras, sin embargo, los resultados mostraron niveles muy reducidos que van de 90 a 430 CF /100mL, incluso en Sacatierra en donde se observan las descargas directas de aguas negras a la corriente, sólo en el sitio más alejado a Sacatierra, que es la Lagunilla, se detectaron cuentas mayores de 11,000 CF/100mL. Estos valores poco concordantes con la evidencia analítica abordada, sugiere que el uso de CF como indicador de contaminación fecal en éste sistema no es el adecuado, debido a la probable acción biocida de detergentes y desinfectantes que se aportan de manera conjunta a las descargas fecales actuando como antisépticos en la inmediación, sin embargo no por ello desaparece el riesgo que el fecalismo conlleva. En este caso, la presencia de Coprostanol, en todos los sitios evaluados, nos permitió discernir la relevancia del fecalismo en la zona el cual se distribuye en concentraciones 97 a 150 µg/L con la máxima en Sacatiera donde alcanza 202 µg/L (figura 5).

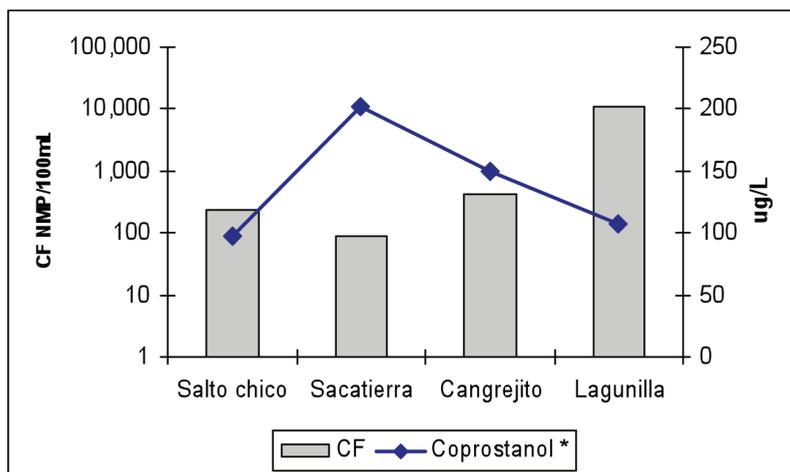


Figura 5. Comparación entre Coliformes fecales (NMP/100mL) y Coprostanol* (5-β Cholestan -3β- ol) (µg/L) en agua de la Subcuenca de San Antón.

Valor límite para CF : LFDMA/2010 Uso 3. CF= 1000 NMP/100mL, CE-CCA-001-1989 (PVA), CF= 200 NMP/100mL

CONCLUSIÓN

Los datos y evaluaciones diversas efectuados en este estudio, demuestran que en la microcuenca de San Antón, donde persiste el aporte de descargas domésticas crudas a la corriente del Apatlaco no sólo se encuentra afectada por la carga orgánica que principalmente se incorpora a las aguas en el sitio de Sacatierra, o por la carga fecal que en ella también se aporta, en esas aguas se encuentran también compuestos que tienen actividad biológica y afectan a los organismos, incluso promueven respuestas genotóxicas capaces de dañar a las especies nativas de dicha subcuenca.

Los compuestos orgánicos semivolátiles encontrados en la zona de estudio, incluyen principalmente sustancias asociadas a las actividades domésticas. Se incorpora una lista de 33 compuestos, que en su mayoría son fragancias, sustancias cosméticas y desinfectantes, y en menor medida estimulantes, biocidas, y ftalatos. De ellos, 18 son sustancias controladas en países de la Comunidad Económica Europea (CEE) o por la USEPA, ya sea por su riesgo a la salud humana o para el ambiente. Se incluyen compuestos clasificados como disruptores endocrinos y compuestos emergentes. El encontrar sustancias que son controladas en otros países, en el ambiente acuático de la subcuenca de San Antón, sugiere que estas se emplean en México como materia prima tanto en los productos cosméticos como los de uso doméstico de uso regular por la población. Los compuestos orgánicos encontrados, constituyen una fuente de contaminación tan relevante como la carga orgánica y fecal que caracteriza a esta zona, combinación que complica las posibles soluciones técnicas de saneamiento, toda vez que para la remoción de un gran número de compuestos emergentes es necesaria la aplicación de tratamientos específicos o mixtos no convencionales.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar B., S., 1999. Manejo de la cuenca del río Apatlaco p 51-66. In: Chao B. A. 1999. Perspectivas para el desarrollo social de la microcuenca del río Apatlaco. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Unidad Central de Estudios para el Desarrollo Social. 404 pp.
- Blaise C., Forget, G and Trotier S. 2000. Toxicity screening of aqueous samples using a cost-effective 72-h exposure *Selenastrum capricornutum* assay. *Env. Toxicol.* Special Issue: WaterTox Bioassays. 15(4):352-359

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- CEAMA, 2002. Proyecto ejecutivo de colectores y saneamiento de la cabecera municipal y zona conurbada de Jiutepec, Morelos. Comisión Estatal del Agua y Medio Ambiente. Subsecretaría Ejecutiva del Agua y Saneamiento. Dirección General de Planeación, Estudios y Proyectos. Subdirección de Estudios y Proyectos. Gobierno del Estado de Morelos.
- CNA, Comisión Nacional del Agua, 2010. Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. Gerencia de Recaudación y Control, Subdirección General de Administración del Agua. pp.130.
- Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental Brasil (CETESB). 1994. Mutación génica reversa en *Salmonella typhimurium*. Prueba de Ames. Método directo. Norma CETESB L5.621. Sao Paulo.
- Diario Oficial de la Federación, 1989. Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA 001/89. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 13 de diciembre de 1989, México D.F.
- González O. J. a. 2002. El coprostanol como biomarcador de la contaminación fecal, una revisión de sus aplicaciones en el medio marino. *Journal. of the Mexican Chem. Soc.* 46 (01): 34-38.
- INAFED, 2004. Sistema Nacional de Información Municipal. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. Consulta en línea en: <http://www.snim.gob.mx/wb2/>.
- Metcalf & Eddy. Wastewater engineering: treatment and reuse. McGraw-Hill, 2003. ISBN: 0070418780.
- OSPAR, 2005. List of priority substances. Convention for marine environmental protection of the North East Atlantic. Report pp123
- Pica-Granados y Trujillo D. G. 2008. Procedimiento para la generación de extractos orgánicos y elutriados de suelos y sedimentos para análisis en ensayos de toxicidad. En: *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México*. Ramírez-R. y Mendoza C, A. SEMARNAT-INE 1ª Ed. pp 407. ISBN-978-968-817-882-9.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. SCFI. 1995. Norma Mexicana NMX-AA-112-SCFI. Análisis de agua y sedimentos. Evaluación de toxicidad aguda con *Photobacterium phosphoreum*. Método de pruebas DGN. Pag. 36
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. SCFI. 1995. Norma Mexicana NMX-AA-87-SCFI, Análisis de Agua-Evaluación de Toxicidad Aguda con *Daphnia magna* Straus (Crustácea-cladóceras)
- White P. A. 2002. The genotoxicity of priority polycyclic aromatic hydrocarbons in complex mixtures. *Mutation Res/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*.515 (1.2): 85-98.

SENSIBILIDAD AL CADMIO, CROMO Y NIVELES BAJOS DE OXÍGENO DE TRES POBLACIONES MEXICANAS DEL ANFÍPODO *HYALELLA AZTECA*

Guzmán-Martínez M. C. y P. Ramírez-Romero. Laboratorio de Ecotoxicología, Depto. de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa
macarmen6@hotmail.com, patt@xanum.uam.mx

Palabras clave: anfípodos, cadmio, cromo, *Hyaella azteca*.

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la sensibilidad de tres poblaciones mexicanas del anfípodo *Hyaella azteca* a los metales cromo y cadmio y dos concentraciones de oxígeno. Este organismo se empleó como modelo por su amplio uso en Norteamérica y para verificar si los criterios de calidad en México los protegen en ambientes con concentraciones de oxígeno normales y bajas. Los animales fueron colectados en el lago Huayamilpas, D.F., en Xochimilco, D.F., y en las Estacas, Mor., para posteriormente cultivarlos en agua reconstituida moderadamente dura ($80 - 100 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$) a $24 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$, con un fotoperiodo luz: oscuridad de 12:12 h. Se realizaron pruebas de toxicidad estática empleando cadmio y cromo por separado y dos concentraciones de oxígeno disuelto (7.27 ± 0.85 y $3.0 \pm 0.3 \text{ mg O}_2/\text{L}$). Al comparar las CL_{50} para cadmio de las Estacas y Huayamilpas, se observó que estas se redujeron a la mitad con una concentración baja de oxígeno (3 mg/L) mientras que para la población de Xochimilco la CL_{50} fue similar. Para cromo las CL_{50} de las poblaciones de las Estacas y Huayamilpas fueron casi tres veces menores con baja concentración de oxígeno, sin embargo para Xochimilco la CL_{50} fue mayor con 3 mg/L ; este resultado parece indicar que en Xochimilco son más frecuentes los eventos en los que la concentración de oxígeno es menor al óptimo. Las CL_{50} de cromo y cadmio son superiores a los criterios de calidad de agua para la protección de la vida acuática por lo que se concluyó que las poblaciones que se utilizaron en el

presente trabajo son resistentes al cadmio y cromo y por lo tanto no serían buenos indicadores del deterioro temprano de los cuerpos de agua.

INTRODUCCIÓN

México es un país que cuenta con una gran diversidad de ecosistemas acuáticos los cuales han sido alterados en las últimas décadas debido al auge del avance económico e industrial. Por lo anterior se hace necesario contar con estudios que permitan conocer el estado de salud de estos ecosistemas, abarcando todos los aspectos posibles, de modo que toda la información generada sea una contribución al mejoramiento de los criterios ecológicos desarrollados para proteger la calidad del agua y los organismos que ahí habitan.

Los metales existen en forma natural en los ambientes acuáticos como resultado del intemperismo y el drenado de las tierras y generalmente se encuentra en concentraciones bajas (del orden de los $\mu\text{g/L}$) excepto donde existen afloramientos metalíferos (Kumaraguru *et al.*, 1980). Algunos metales son esenciales en ciertos procesos vitales de los organismos y estos pueden formar complejos con las sustancias orgánicas (Webb, 1974), por lo que el sitio activo de algunas macromoléculas es un sitio potencial para la interacción de los metales tóxicos. De este modo existe la posibilidad de que los metales se fijen y no se excreten, y de que su vida biológica pueda ser muy larga. El desarrollo de la resistencia a los metales pesados depende de varios factores como la concentración del metal, la frecuencia con la que el organismo se ve expuesto y la heredabilidad de la resistencia. La adquisición de tolerancia ha sido demostrada en peces (Boyd y Ferguson, 1964), copépodos (Moraitou-Apostolopoulou *et al.*, 1983) y plantas (Ernst, 1990) y se sabe que tiene una base evolutiva de características variables.

En décadas pasadas el estudio de los mecanismos de la toxicidad de los organismos acuáticos se concentró principalmente en peces (Evans, 1987). Sin embargo, se ha demostrado que los invertebrados en particular los estados larvarios y juveniles se encuentran entre los organismos más sensibles a los metales.

En la industria el cadmio es ampliamente utilizado, sobre todo en la elaboración de pigmentos, pilas eléctricas y plásticos. El agua puede ser contaminada con cadmio

a través de las tuberías ya que ocasionalmente están soldadas con materiales que contienen este metal y también por descargas que van al drenaje.

El cromo se encuentra en rocas, plantas, suelos, animales y en los humos y gases volcánicos. Las formas más comunes de este metal son las derivadas del cromo trivalente y las del cromo hexavalente. El cromo trivalente es un nutriente esencial para los seres humanos en los que promueve la acción de la insulina.

El anfípodo *Hyalella azteca* ha sido empleado en pruebas de toxicología acuática porque puede servir como modelo para establecer nuevos límites de referencia para los contaminantes (Munkittrick *et al.*, 1995), además es un organismo sensible a los mismos como lo demuestran los estudios de sensibilidad al cadmio, cobre, zinc y pentaclorofenol (Cairns *et al.*, 1984; Schuytema *et al.*, 1988; Borgamann *et al.*, 1989, 1991 y 1993); y ha sido ampliamente usado para evaluar la toxicidad de sedimentos (Becker *et al.*, 1995). Este organismo es idóneo para pruebas toxicológicas comparativas entre diferentes latitudes debido a su amplia distribución que va desde Norte América y hasta Centro América (Strong, 1972; Bousfield, 1973), presenta facilidades en su obtención, manutención y cultivo (DeMarch 1981), además sus características fisiológicas y ecológicas han sido estudiadas ampliamente en ambientes templados (DeMarch, 1976 y 1977; Lindeman y Momot, 1983; Scmitz y Scherrey, 1983;). Casi todos estos estudios se han llevado a cabo en latitudes templadas, donde se encuentran los países más desarrollados y como se sabe los modelos generados en estas naciones suelen no funcionar en latitudes más tropicales (Farvar y Milton, 1972), ya que se piensa que el efecto combinado de la temperatura y la concentración de los contaminantes puede actuar de forma sinérgica en la biota tropical (Viswanathan y Murti, 1989) especialmente en ambientes con bajas concentraciones de oxígeno. Por todo lo anterior el objetivo del presente trabajo fue evaluar la sensibilidad de tres poblaciones mexicanas del anfípodo *Hyalella azteca* con los metales cromo y cadmio y dos concentraciones de oxígeno disuelto.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización de las áreas de obtención de los organismos

El lago de Huayamilpas localizado entre los 99° 09' 00" longitud oeste y los 19° 19' 30" latitud norte, en la región central del altiplano mexicano, con una extensión

de una hectárea, es considerado un embalse menor. Por su ubicación dentro del Distrito Federal se clasifica como un lago urbano, y de acuerdo al origen de su cuenca, resultado de la explotación de una cantera de roca volcánica basáltica es un lago antropogénico (García-Calderón *et al.*, 1995).

Los canales de Xochimilco en Cuemanco al sureste de la Ciudad de México se encuentran entre los 99° 06'9.92" longitud oeste y los 19° 17'31.25" latitud norte, sus alrededores se caracterizan por su actividad agrícola. A principios del siglo pasado, se inició el bombeo de agua de los manantiales y pozos para abastecer a la ciudad de México, lo que ocasionó una variación en el régimen hidrológico de la zona. Debido a esto, se decidió enviar aguas tratadas para conservar el nivel del agua en la zona chinampera, con lo que se afectó la calidad ambiental, la flora y la fauna de la zona (García, 1995).

El río "Las Estacas" se localiza entre los 18° 44'00" longitud oeste y los 99° 07'20" latitud norte, en el Estado de Morelos; el agua que lo abastece proviene de un borbollón y sus aguas se caracterizan por ser extremadamente duras (600 a 700 mg CaCO₃). En la última década este río ha sido degradado por el asolvamiento producto de la erosión de los suelos de cultivo aledaños a él y transportados por las crecientes de agua del río Yautepec durante las lluvias torrenciales, también se ha reducido la profundidad del cauce ocasionando que muchas especies se encuentren en peligro de extinción (Bonilla-Barbosa *et al.*, 1995).

*Colecta de *Hyaella azteca* y muestras de agua*

Adultos de *H. Azteca* fueron obtenidos enjuagando rocas y vegetación sumergida con agua del sitio, para desprender los organismos y atraparlos en un tamiz (No.45 Mont inox). Una vez capturados, los animales fueron colocados en bolsas de polietileno con agua del medio y atmósfera saturada de oxígeno para su traslado al laboratorio de Ecotoxicología de la UAM Iztapalapa en el DF. Asimismo se tomaron muestras de agua de los sitios de colecta, a las que se les cuantificó la dureza total, la alcalinidad y el amonio, empleando un laboratorio portátil Hach (Hach, 1992). Además se tomó una segunda muestra que se fijó con HNO₃ para posteriormente medir la concentración de cromo y cadmio en un espectrofotómetro de absorción atómica.

Aclimatación

Los organismos se aclimataron y se cultivaron a una temperatura de 24 ± 1 °C y con un fotoperiodo de 12:12 h. en acuarios de 40 litros de capacidad por dos semanas con agua reconstituida moderadamente dura (80-100 mg CaCO_3/L) para posteriormente obtener juveniles para las pruebas de toxicidad. Se empleó como sustrato para los anfípodos gasas de algodón, lo cual también favorece el crecimiento de la flora microbiana, estas fueron sustituidas cada semana. Una pequeña cantidad de hojuelas de Tetra-Min (Tetra Werke, Alemania) se adicionó como suplemento alimenticio tres veces por semana. El pH, la conductividad, el oxígeno disuelto y la turbidez del agua se midieron cada semana con un multianalizador Horiba (Mod. U-10) y la dureza total, la alcalinidad y el amonio con las técnicas ya mencionadas.

Diseño experimental de los bioensayos

Para determinar los efectos del cadmio y cromo sobre juveniles de *H. azteca* de cada sitio se realizaron pruebas estáticas de toxicidad aguda empleando cromo y cadmio, con dos concentraciones de oxígeno disuelto: 7.27 ± 0.85 mg O_2/L (óptima) y 3.0 ± 0.3 mg O_2/L (baja), siguiendo las recomendaciones de la EPA (1993). La segunda concentración se obtuvo inyectando gas nitrógeno en los contenedores experimentales los cuales tenían una capacidad de 50 ml. Para cromo se probaron 5 concentraciones: 7,500, 11,500, 15,500, 19,500 y 23,500 $\mu\text{g}/\text{L}$, y para cadmio: 5, 10, 20, 30 y 40 $\mu\text{g}/\text{L}$. En todos los casos se incluyeron dos controles y todas las replicas incluyeron de 10 a 12 organismos por contenedor.

Determinación de la concentración final de las pruebas

Las muestras se digirieron con ácido nítrico (HNO_3) en un horno de microondas (APHA, 1989 y CEM, 1991) y la determinación de la concentración del cromo se hizo con un espectrofotómetro de absorción atómica Varian-AA. Para determinar las concentraciones de cadmio se empleó ICP (APHA, 1989; Montaser y Golightly, 1998).

Análisis estadístico

La determinación de las concentraciones letales medias ($\text{CL}_{50-48\text{h}}$) y sus límites de confianza (95%) para cada metal, población y concentración de oxígeno se hizo utilizando el programa Multi, el cual determina la CL_{50} mediante el modelo Probit.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros de calidad del agua de los cultivos y los bioensayos

En la tabla 1 se puede observar que la temperatura y el oxígeno disuelto se mantuvieron dentro de los rangos recomendados (EPA, 1994) de 23 ± 1 °C y entre 40% y 100% de saturación respectivamente. Así mismo, la dureza, la alcalinidad y el pH coinciden con los valores requeridos en la preparación de agua dulce artificial moderadamente dura. Por su parte, los valores de conductividad y turbidez medidos demostraron que el agua de los cultivos y los bioensayos tenía una buena calidad, por lo que la calidad del agua se mantuvo estable y dentro de los rangos considerados como óptimos para el cultivo de *H. azteca* y para el desarrollo de los bioensayos.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos de los cultivos de *Hyaella azteca* y de los bioensayos. (Promedio \pm desviación estándar).

Parámetro/Localidad	Las Estacas	Huayamilpas	Xochimilco
pH	7.9 ± 0.58	8.02 ± 0.63	8.28 ± 0.46
Temperatura (°C)	22.69 ± 1.03	22.77 ± 1.16	22.71 ± 1.15
O ₂ disuelto (mg/L)	7.31 ± 0.85	7.19 ± 0.86	7.30 ± 0.84
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	84.67 ± 2.08	78.67 ± 6.66	83.0 ± 7.0
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	61.33 ± 3.21	70.0 ± 2.0	67.33 ± 7.09
Conductividad (μ Ohms)	0.58 ± 0.13	0.52 ± 0.11	0.39 ± 0.07
Turbidez (NTU)	1.23 ± 1.45	1.14 ± 1.39	1.45 ± 2.89

Dureza, alcalinidad y concentración de metales en campo

La medición de la dureza de los sitios de colecta de los organismos (tabla 2) nos indicó que el agua de Las Estacas es extremadamente dura (705 mg CaCO₃/L), así también la de Xochimilco (435 mg CaCO₃/L). En contraste el agua del Lago Huayamilpas es moderadamente dura (126 mg CaCO₃/L). Lo anterior resultó en un tiempo de aclimatación mayor para las dos primeras poblaciones ya que tanto los cultivos como los bioensayos se llevaron a cabo utilizando agua moderadamente dura ($80 - 100$ mg CaCO₃/L) de acuerdo con la clasificación de la EPA para agua dulce artificial (EPA, 1992). Las mediciones de alcalinidad concuerdan con la clasificación de las aguas por su dureza. Cabe mencionar que el agua de Xochimilco

fue la que presentó la mayor concentración de carbonatos (349 mg CaCO₃/L) seguida por la de Las Estacas y por último la del lago Huayamilpas.

Tabla 2. Dureza, alcalinidad y concentración de metales de los lugares de muestreo.

Localidad	Dureza (mg CaCO ₃ /L)	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	Cromo (µg/l)	Cadmio (µg/l)
Las Estacas	705	260	210	ND
Huayamilpas	126	91	230	ND
Xochimilco	435	349	200	ND

ND = No detectado.

El agua de los lugares de muestreo presentó una concentración de cromo de 200 µg/L en Xochimilco y de 230 µg/L en Huayamilpas. Estas concentraciones se pueden considerar como elevadas si se comparan con el criterio de calidad de agua para la protección de la vida acuática (Ley federal de derechos, 2010), el cual establece una concentración de 50 µg Cr/L como “el criterio límite permitido para cuerpos de agua a fin de mantener la de mantener las interacciones e interrelaciones de los organismos vivos, de acuerdo al equilibrio natural de los ecosistemas de agua dulce continental”.

Comparación de las concentraciones letales medias (CL₅₀₋₄₈)

Al comparar las CL₅₀ para cadmio de las poblaciones de *Hyaella azteca* originarias de las Estacas y Huayamilpas (tabla 3), bajo distintas condiciones, se observó que la CL₅₀ disminuyó a la mitad con baja concentración de O₂, mientras que en el caso de la población de Xochimilco, la CL₅₀ fue similar para ambas concentraciones de oxígeno.

Para el cromo, las CL₅₀ de las poblaciones de las Estacas y Huayamilpas fueron casi tres veces menores a baja concentración de O₂, respuesta que es diferente para la población de Xochimilco, la cual para ese mismo nivel de O₂ reducido presentó una CL₅₀ mayor a la observada con niveles óptimos de O₂.

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Tabla 3. Concentraciones letales medias de juveniles de *H. azteca* de los tres sitios de colecta, expuestos a cromo y cadmio ($\mu\text{g/L}$) y dos concentraciones de oxígeno disuelto.

	CL ₅₀ nivel óptimo de O ₂ (7.27 mg/L)			CL ₅₀ nivel bajo de O ₂ (3.0 mg/L)		
	Estacas	Huayamilpas	Xochimilco	Estacas	Huayamilpas	Xochimilco
Cadmio	33.5 (24.71- 44.54)	59 (0.5-129.35)	25.7 (25.7-59.61)	17.13 (0-40.56)	30.66 (19.54- 40.89)	23.79 (15.83- 44.63)
Cromo	2949 (1810- 5243)	8261 (4930- 11018)	3991 (1756-5720)	*1147.48 (927.6- 1343.87)	*2857.03 (1371.3- 4311.41)	*7362.03 (6207.52- 9497.3)

*Diferencias significativas.

La sensibilidad al cadmio de las tres poblaciones de anfípodos no presentó diferencias significativas; así mismo no se observaron cambios en la sensibilidad cuando los organismos estuvieron expuestos a bajo nivel de oxígeno (tabla 3). Esto indica que a pesar de las diferencias en la calidad del agua de los tres sitios la sensibilidad al cadmio de las tres poblaciones es equivalente y por lo tanto son genéticamente similares.

Con respecto a la sensibilidad al cromo no existen diferencias significativas entre las tres poblaciones con nivel óptimo de oxígeno (7.27 mg/L); sin embargo, al comparar las CL₅₀ de ambas concentraciones de oxígeno (7.27 y 3.0 mg/L) existen diferencias significativas para las tres poblaciones lo que muestra que el metabolismo de los anfípodos cambia cuando estos están expuestos a cromo y a bajas concentraciones de oxígeno. Bajo estas condiciones la sensibilidad de la población de Xochimilco fue menor (7362.03 $\mu\text{g/L}$) que la de las otras dos poblaciones (tabla 3). Este resultado parece indicar que en Xochimilco son más frecuentes los eventos en los que la concentración de oxígeno es menor al óptimo. Así se plantea que *H. azteca* disminuye su tasa respiratoria, reduciendo la captación del cromo y su aparente toxicidad. Las tolerancias relativas y las sensibilidades de los diferentes organismos parecen estar relacionadas con las características de sus hábitats.

Los ecosistemas dulceacuícolas con frecuencia están sujetos a fluctuaciones en la concentración de oxígeno disuelto y la ocurrencia de hipoxia puede ser frecuente y así las especies deben ser más tolerantes y desarrollan adaptaciones a la falta de

oxígeno. Por ejemplo McMahon (2001) planteó que los crustáceos pueden ser tolerantes a la hipoxia a través de diversas adaptaciones del sistema circulatorio y respiratorio, como un aumento de flujo de agua branquial o un aumento del flujo de la hemolinfa branquial. Por otro lado algunos trabajos han demostrado que *H. azteca* es resistente a bajas concentraciones de oxígeno disuelto; Mattson *et al.*, 2008 demostraron que *H. azteca* no presenta efectos adversos cuando se disminuye la concentración de oxígeno disuelto (OD) a 2.12 mg/L, en estas condiciones su sobrevivencia fue del 92.5 %, y reportan que la CL_{50} está por debajo de este valor. En otro trabajo Irving *et al.*, 2004, demostraron que *H. azteca* es muy resistente a bajas concentraciones de OD, pero que a una concentración de 1.2 mg/L de OD se producen efectos en la mortalidad (80%), crecimiento y conducta de *H. azteca*. Lo anterior confirma que la concentración baja de oxígeno (3 mg/L), empleada en el presente trabajo, no afectó la vida media de los organismos y que esa tolerancia permite que en el caso de Xochimilco sea más resistente a cromo. Más aún, al estar los anfípodos expuestos a concentraciones elevadas de cromo en su hábitat estos pueden haber desarrollado cierta resistencia, como se ha observado en otras especies (Moraitou-Apostolopoulou *et al.*, 1983).

Al comparar los resultados de este trabajo con las CL_{50} reportadas para *Hyaella azteca* y otras especies de crustáceos de agua dulce se observó que para el cadmio los anfípodos mexicanos son más resistentes que los norteamericanos ($CL_{50} = 6.5-14 \mu\text{g/L}$), tan sensibles como *Ceriodaphnia dubia* ($CL_{50} = 54-55.9 \mu\text{g/L}$), *Daphnia magna* ($CL_{50} = 30-178 \mu\text{g/L}$) y *Gammarus pseudolimnaeus* ($CL_{50} = 68.3 \mu\text{g/L}$) pero más sensibles que *Crangonyx pseudogracilis* ($CL_{50} = 1,700 \mu\text{g/L}$) (EPA, 1984b). Con respecto a lo establecido en la legislación se observó que los valores las CL_{50-48} calculadas para *H. azteca* (tabla 3) están por encima del criterio de calidad agua para la protección de la vida acuática en agua dulce (Cd 4 $\mu\text{g/L}$ y Cr 50 $\mu\text{g/L}$) (Ley Federal de derechos 2010).

Asimismo las CL_{50-48} obtenidas para las poblaciones de *H. azteca* expuestas a cromo para los dos experimentos (tabla 3) son mayores que el criterio de calidad de agua para la protección de la vida acuática para la protección de la vida en agua dulce (50 $\mu\text{g/L}$) establecido en la legislación mexicana (Ley Federal de derechos 2010) y que el criterio de calidad del agua de los E.U.A. (11-16 $\mu\text{g/L}$) para ecosistemas cuya dureza varía entre 126 y 705 mg CaCO_3/L (EPA, 1984a) y la de Canadá (1 $\mu\text{g/L}$) (Pawlisz, *et al.*, 1997). Así mismo, se observó que los anfípodos mexicanos son más

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

resistentes que los norteamericanos ($LC_{50} = 630 \mu\text{g/L}$), que *Daphnia* spp. ($CL_{50} = 24.2-50 \mu\text{g/L}$), *Simochepalus* spp. ($CL_{50} = 32.3-40.9 \mu\text{g/L}$) y casi tan sensibles como *Mysidopsis bahia* ($CL_{50} = 2,030 \mu\text{g/L}$) (EPA, 1984a). De lo anterior se puede concluir que las poblaciones utilizadas en el presente trabajo son resistentes al cromo y por lo tanto serán protegidas por la legislación actual pero su uso como indicadores de deterioro temprano no es adecuado.

CONCLUSIÓN

Las CL_{50} de *Hyaella azteca* para cromo y cadmio son superiores a los criterios de calidad de agua para la protección de la vida acuática de acuerdo a lo señalado por la ley Federal de derechos (2010), por lo que se concluye que las poblaciones que se utilizaron en el presente trabajo son resistentes al cadmio y cromo y por lo tanto no serían buenos indicadores de deterioro temprano. Asimismo, se puede concluir que en general la exposición conjunta a metales y a bajas concentraciones de oxígeno produce un aumento en la sensibilidad de los organismos a estos elementos, pero si los organismos provienen de ambientes en los que los eventos de hipoxia son frecuentes y han estado pre-expuestos a altas concentraciones de metales, esta relación puede invertirse.

BIBLIOGRAFÍA

- Alva Martínez A.F., 1996. La calidad del agua en la pista de remo y canotaje "Virgilio Uribe" México D.F. Informe de Servicio Social para obtener la Lic. en Biología. UAM-Xochimilco. 35 pp.
- American Public Health Association (APHA), 1995. Standard methods for the examination of water and waste water. 19th American Public Health Association, Inc. Hanover, Maryland.
- Becker, D. Scott, Curt D. Rose and Gary N. Bigham. 1995. Comparison of the 10-day freshwater sediment toxicity tests using *Hyaella azteca* and *Chironomus tentans*. *Environ. Toxicol. and Chem.* 14(12): 2089-2094.
- Bonilla-Barbosa J., Gavito Baranda C., Bahena Muñoz N., Cortés Hernández E., Nava Curricchi G., 1997. Restauración del Río y las riberas del parque natural acuático Las Estacas, Morelos, México. http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/CB/EO/CBO-38.pdf. Consultado el 10 de junio, 2010.
- Borgamann, U., K.M. Ralph y Warren P. Norwood., 1989. Toxicity test procedures for *Hyaella azteca*, and chronic toxicity of cadmium and pentachlorofenol to *H. azteca*, *Gammarus fasciatus* and *Daphnia magna*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18:756-764.

- Borgamann, U., Warren P. Norwood, y I.M. Babirad., 1991. Relationship between chronic toxicity and bioaccumulation of cadmium in *Hyaella azteca*. *Can. Journal of Fish. and Aquat. Scien.* 48: 1055-1060.
- Borgamann, U., Warren P. Norwood y C. Clarke., 1993. Accumulation, regulation and toxicity of cooper, zinc, lead and mercury in *Hyaella azteca*. *Hydrobiologia.* 259: 79-89.
- Bousfield, E.L., 1973. Shallow water Gammaridean amphipoda of New England. Cornell University Press. Ithaca, N.Y. 245 pp.
- Boyd, C. E. and D. E. Ferguson., 1964. Susceptibility and resistance of mosquito fish to several insecticides. *J. Econ. Entomol.* 57: 430-431
- Cairns, M.A., A.V. Nebeker, J.H. Gakstatter, y W. L. Griffis., 1984. Toxicity of copper-spiked sediments to freshwater invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.* 3: 435-445.
- CEM, 1991. Microwave Application Note For Acid Digestion. CEM Corporation.
- DeMarch, B. G. E., 1976. The effects of photoperiod and temperature on the induction and termination of reproductive stage in the freshwater amphipod *Hyaella azteca* (Saussure). *Can. J. Zool.* 55: 1595-1600.
- DeMarch, B. G. E., 1977. The effects of constant and variable temperatures on the size, growth and reproduction of the freshwater amphipod *Hyaella azteca* (Saussure). *Can. J. Zool.* 56: 1801-1806.
- EPA, 1984a. Ambient water quality criteria for chromium. U.S. EPA 440/5-84-029. Washington. 99 pp.
- EPA, 1984b. Ambient water quality criteria for cadmium. U. S. EPA 440/5-84-032. Washington. 127 pp.
- EPA., 1992. Short-terms methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organism. Second edition March. EPA/600/4-89/001. 249 pp.
- EPA., 1993. Acute toxicity of waters to freshwater and marine organisms. Fourth edition
- EPA, 1994. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. EPA/600/R-94/024. U.S. EPA, Washington, D.C. 133 pp.
- Ernst, W.H.O., 1990. Mine vegetation in Europe. In: A.J. Shaw (Ed.) *Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary Aspects*. Lewis, Boca Raton, FL, pp. 21-37
- Evans D. H., 1987. The fish gill: site of action and model for toxic effects of environmental pollutants. *Environ. Health Perspect.*, 71: 47-58.
- Farvar, M. T. Y.J. P. Milton, 1972. *The careless technology: ecology and international development*. Natural History Press, Garden City, N. Y. 1030 p.
- García P. M.T., 1995. Comparación hidrológica de los canales de dos zonas chinamperas de la región Xochimilco-Tlahuac a través de sus parámetros físico-químicos. Tesis para obtener la Lic. en Biología. Facultad de Ciencias, UNAM. 64 pp.
- García-Calderón J.L., Márquez G.A.Z., Pérez R.A., Galindo M.M.A. y Estrada H.M., 1995. Diagnostico sobre la mortandad de peces ocurrida el 18 de mayo de 1995, en el lago del parque ecológico de Huayamilpas, Delegación Coyoacán. D.F. Informe Junio de 1995.
- Hach., 1992. Hach Water Analysis Handbook. 2nd Edition. Hach Company. 831 pp.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Lindeman, D.H., y W.T. Momot, 1983. Production of the amphipod *Hyalella azteca* (Saussure) in a northern Ontario lake. *Can. J. Zool.* 61: 2051-2059.
- Kumaruguru, K.A., Selvi D. y Venugopalan V.K., 1980. Copper toxicity to an Estuarine clam (*Meretrix casta*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24:853-857.
- Ley Federal de Derechos, 2010. Título II. De los Derechos por el Uso o Aprovechamiento de Bienes del Dominio Público. Capítulo VIII Agua. Artículos 222 al 231-A 157-175 p.
- Mattson V. R., Hockett J. R., Highland T. L., Ankley G. T. 2008. Effects of low dissolved oxygen on organisms used in freshwater sediment toxicity tests. *Chemosphere* 70 1840-1844.
- McMahon B.R., 2001. Respiratory and circulatory compensation to hypoxia in crustaceans. *Resp. Physiol.* 128 349-364.
- Moraitou-Apostolopoulou, M., M Kiortsis, V. Verriopoulos and S. Platanistioti, 1983 Effects of copper sulfate on *Tisbe holothuriae* Humes (Copepoda) and development of tolerance to cooper. *Hydrobiol.*, 99: 145-150.
- Montaser Akbar and D.W. Golightly, 1998. Inductively Coupled Plasmas in Analytical Atomic Spectrometry. 2da Ed.
- Munkittrick K.R., B.R. Blunt, M. Leggett, S. Huestisand, L.M. Mccarthy, 1995. Development of a sediment bioassay to determine bioavailability of PAHs to fish. *J. of Aquat. Ecosystems Health* 4(3): 169-181.
- Nimma, Del Wayne R., Mary J. Wicox, John F. Karish, John D. Tessary, Terri L. Craig, Ervin G. Gasser and James R. Self, 1995. Non-availability of metal from an urban landfill in Virginia. *Chem. Specia. and bioavail.* 7(2): 65-72.
- Pawlisz A.V., Kent R.A., Schneider U.A., and Jefferson C., 1997. Canadian water quality guidelines for chromium. *Environ. Toxicology and Water Quality.* 12 (2): 123-183 pp.
- Schuytema, G. S., D.F. Krawczyk, W.L. Griggis, A.V. Nebeker, M.L. Robideaux, B.J. Brownawell y J.C. Westall, 1988. Comparative uptake of hexachorebenzene by fathead minnows, amphipods and oligochaete worms from water and sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 1035-1045.
- Scmitz, E.H., y P.M. Scherrey, 1983. Digestive anatomy of *Hyalella azteca* (Crustacea, amphipoda). *J. Morphol.* 175: 91-100.
- Shaw, Jennifer L. and Jeffrey P. Manning., 1996. Evaluating macroinvertebrate population and community level effects in out-door microcosms: use of in situ bioassays and multivariate analysis. *Environ. Toxicol. and Chem.* 15(5): 608-617.
- Strong, D.R., 1972. Life history variation among populations of an amphipod (*Hyalella azteca*). *Ecology.* 53: 1103-1111.
- Viswanathan, P.N. y C.R. Krishna Murti, 1989. Effects of temperature and humidity on ecotoxicology of Chemicals. In: P. Bordeau, J.A. Haines, W. Klein y C.R. Krishna Murti eds., *Ecotoxicol. and Climate.* SCOPE 38. John Wiley and Sons, Suffolk, U.K. 139-154
- Webb, M., 1974. Metallothionein and the toxicity cadmium. In: McIntyre A.D. y Mills C.F. (Eds.) *Ecol. Toxicol. Res.* Plenum Press. New York. 177-186.

MONITOREO AMBIENTAL

EVALUACIÓN AMBIENTAL DEL ESTADO TRÓFICO Y TOXICIDAD EN EL EMBALSE ZIMAPÁN, MÉXICO

Bravo-Inclán L., Saldaña-Fabela M. P., Sánchez-Chávez J. J.
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Morelos.
lubravo@tlaloc.imta.mx, psaldana@tlaloc.imta.mx y jjsanche@tlaloc.imta.mx

Palabras clave: Estado trófico, limnología, toxicidad, cianofitas.

RESUMEN

El embalse Zimapán está ubicado en la parte central de México. Se empezó a llenar por primera vez en 1995, y desde entonces su principal propósito ha sido la generación de energía eléctrica. Tiene un volumen medio de 1,460 millones de m³ y presenta una profundidad media de 52.40 m. El cuerpo de agua tiene dos tributarios: el río Tula, que conduce las aguas residuales de la Ciudad de México, así como aguas de retorno agrícola; y el río San Juan, que aporta aguas municipales e industriales. El crecimiento socioeconómico así como el clima semiseco semicálido de la zona están provocando una presión intensa sobre el recurso agua. El principal objetivo del estudio fue conocer la calidad del agua y toxicología del embalse y de los dos ríos tributarios. Se presentan resultados de cinco años (2002 a 2006), con énfasis en el estado trófico del embalse y análisis toxicológicos. Zimapán se clasificó como cálido meromítico con termoclina entre 8 y 14 m, con presencia de quimioclina desde los 30 y 40 m y con una capa profunda estancada y anóxica. Las concentraciones de fósforo total y nitrógeno total promedio en el embalse fueron de 1.381 mg/L y 5.977 mg/L, respectivamente. Se encontró una elevada concentración promedio de clorofila *a*, de 38 µg/L, abatiendo la transparencia (valor promedio de disco de Secchi de 1.94 m) y anoxia en el agua del fondo del embalse, que lo clasifican como eutrófico-hipereutrófico y con algunos florecimientos de cianofitas. Utilizando *Vibrio fischeri* se detectó toxicidad en la zona profunda cercana a dos estaciones del

embalse, que se pueden relacionar con las actividades industriales y municipales de la cuenca del río San Juan.

INTRODUCCIÓN

El proceso de eutroficación (crecimiento excesivo de algas impulsado por las mayores entradas de fósforo y nitrógeno) es un problema que afecta la calidad del agua de un embalse que interfiere con los usos benéficos del recurso así como la protección del ambiente. La eutroficación es un problema que no está mejorando. El incremento en la población, los cambios en el uso del suelo (tanto rurales como urbanos), así como el incremento en el uso de fertilizantes y las granjas de animales, entre otros, han provocado el incremento de entradas de nutrientes de un orden de magnitud, tanto en aguas superficiales como costeras (Novotny, 2003).

De acuerdo con Cooke *et al.*, (2005), la calidad total del agua de lagos y embalses en muchas áreas de los Estados Unidos, sur de Canadá y Europa, continúa deteriorándose. Esta situación es semejante para los cuerpos de agua mexicanos, los cuales se ubican en la zona subtropical y tropical (Salas y Martino, 1991; Olvera-Viascán *et al.* 1998; Shear y De-Anda, 2005). La clasificación de lagos y embalses en términos de calidad del agua y estado trófico, ha sido un tema importante de la limnología. La clasificación de lagos es útil para la comparación de cuerpos de agua, el desarrollo de proyectos de manejo y el establecimiento de objetivos y metas de sustentabilidad (Nürnberg, 1996; Cooke *et al.*, 2005).

Para mantener la adecuada calidad del agua del embalse Zimapán, se debe evaluar de un modo holístico el sistema lago/cuenca, de modo que se pueda establecer un diagnóstico acertado y, de ese modo, poder proponer acciones factibles y efectivas, que permitan prevenir o posponer una mayor eutroficación del cuerpo de agua, por medio de métodos de manejo y rehabilitación.

Por otro lado, la mayoría de las pruebas toxicológicas son realizadas bajo condiciones controladas de laboratorio. Existen pocos estudios que evalúen los efectos de las sustancias tóxicas (por ejemplo, herbicidas) en comunidades naturales de agua dulce (Lugo *et al.*, 1998).

El objetivo del presente estudio fue caracterizar la calidad del agua y toxicología del embalse y de los dos ríos tributarios. Se presentan resultados de dieciséis campañas de muestreo (de mayo de 2002 a noviembre de 2006).

ÁREA DE ESTUDIO

El embalse Zimapán está ubicado en la mesa central de México. Su cuenca forma parte de la Región Hidrológica No. 26, también nombrada como Cuenca del Alto Pánuco, que incluye parte de los estados de Hidalgo, Querétaro y México. El embalse tiene dos ríos tributarios: el río Tula, que recibe aguas residuales de la Ciudad de México, así como las aguas de retorno agrícola de una gran extensión del estado de Hidalgo; y el río San Juan, que aporta aguas residuales municipales e industriales (principalmente de los ramos textil, papelería, química y artesanal). El crecimiento socioeconómico así como el clima semiseco semicálido que presenta la región están provocando una presión muy fuerte sobre el recurso agua. Las dos cuencas tienen una superficie total de 11,978 km²; el 54.7% de esta superficie corresponde a la cuenca del río Tula y el 45.3% a la cuenca del río San Juan.

El embalse fue llenado por primera vez en 1995 y desde entonces su principal propósito es la generación de energía eléctrica: además. Asimismo se destina a otros usos como la pesquería, que cuenta con un total de 762 pescadores y 2,286 redes. En 1998, la captura fue básicamente de tilapia (*Oreochromis aureus*) con un 96% y el 4% restante fue de carpa, lobina y bagre. La captura de lobina es apreciada como una actividad deportiva de pesca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se establecieron estaciones de muestreo en los ríos Tula y San Juan, dependiendo de la facilidad de acceso a las mismas. En el embalse, de acuerdo con su morfología se establecieron seis estaciones de muestreo, cuatro de ellas en la zona intermedia y profunda. Las otras dos ubicadas cerca de los ríos, en los sitios denominados Epazote y Sabina en donde se muestreo en la superficie y cerca del fondo (figura 1). Además se evaluó el efluente, a unos 2 km aguas abajo de la Casa de Máquinas, operada por la CFE.

En cada estación se realizaron lecturas de los parámetros ambientales, lecturas del disco de Secchi y toma de muestras de agua. Cada muestra fue analizada para: P-total, N-total, clorofila *a* y otros parámetros de calidad del agua. Además, se tomó muestra para el análisis de toxicidad aguda por medio de la bacteria bioluminiscente *Vibrio*

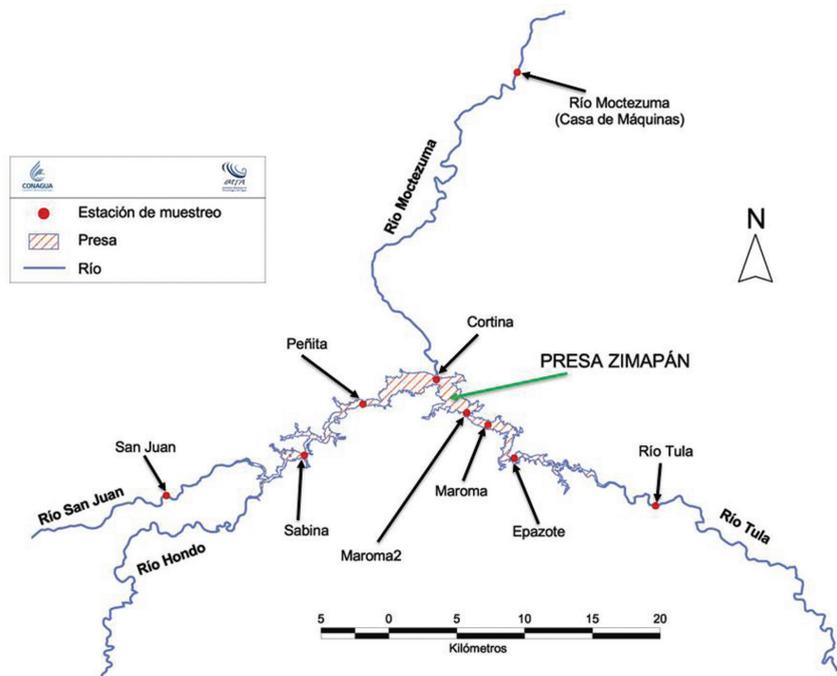


Figura 1. Estaciones de muestreo en la presa Zimapán

fischeri (antes conocida como *Photobacterium phosphoreum*) y que está incluida como análisis voluntario en la norma mexicana NMX-AA-112-2010-SCFI. El análisis de *V. fischeri* fue realizado por medio del procedimiento y equipo Microtox®.

La prueba de toxicidad con *V. fischeri* consiste en que, cuando existe la presencia de uno o varios tóxicos en la muestra de agua, la emisión de la luz que produce normalmente este organismo decae de forma proporcional a la concentración de los contaminantes presentes en la muestra; por lo que se evalúa el porcentaje de abatimiento de la emisión bioluminiscente. Posteriormente los resultados evalúan las unidades de toxicidad (UT) y/o concentración efectiva (CE_{50} ; ver tabla 1).

Tabla 1. Clasificación del nivel de toxicidad de acuerdo con la CETESB (1990).

Unidades de toxicidad (UT)	Clasificación	Concentración efectiva (CE ₅₀) %
> 4	Muy tóxica	<75
2 – 4	Tóxica	50 – 75
1.33 – 1.99	Moderadamente tóxica	25 – 50
< 1.33	Levemente tóxica	< 5

Para la evaluación del estado trófico, los métodos de muestreo usados fueron los descritos por Castagnino (1982) con modificaciones propuestas por Olvera-Viascán (1992), Bravo-Inclán (1995) y Olvera-Viascán *et al.* (1998). Así mismo, el muestreo estuvo basado en la metodología de evaluación de la eutroficación en lagos y embalses cálidos tropicales (Castagnino, 1982; Salas y Martino, 1991).

Los análisis de los parámetros fisicoquímicos (P-total, N-total, alcalinidad, dureza, sólidos suspendidos totales, etc.) fueron realizados en el laboratorio usando los procedimientos del Métodos Estándar (APHA, 2005). El análisis de clorofila *a* fue realizado por extracción con acetona al 90% y lectura por espectrofotometría (APHA, 2005). Los perfiles de temperatura, oxígeno disuelto y conductividad fueron medidos en campo con la ayuda de multiparámetros marca YSI, modelos No. 6000 y 6600, de la superficie al fondo de cada estación y a cada dos metros hasta los 30 m de profundidad; de 30 a 50 m, se midió a cada 5 m; y con profundidades > 50 m, se realizó a cada 10 m.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el estudio, el embalse tuvo una capacidad de almacenamiento media de 912 millones de m³, una profundidad máxima de 105 a 115 m y una profundidad media de 52.4 m. El clima cerca del cuerpo de agua es semi-seco semi-cálido, con lluvias en verano. La vegetación xerófitas es favorecida por este tipo de clima; se presenta una gran diferencia entre la precipitación y la evaporación medias anuales, es una situación que afecta de modo importante la calidad del agua del embalse (tabla 2).

Los registros históricos sobre la calidad del agua de los dos ríos que entran al embalse, claramente muestran una disminución, debido principalmente a las altas

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

concentraciones de nutrientes, sólidos suspendidos, coliformes fecales y totales, etc. Tres estudios realizados por la CFE (1998, 1999 y 2000) reportaron que el embalse fue considerado eutrófico debido a las concentraciones de P-total, N-total y disco de Secchi. En campo la franja blanca que se observa arriba del nivel del agua, muestra la naturaleza de agua dura, presente en el sistema embalse–cuenca.

Tabla 2. Datos generales del embalse Zimapán

Característica	Unidades	Datos generales
Año del estudio		2002 y 2005
Área del embalse	(km ²)	17.4
Altitud del embalse	(msnm)	1 540 – 1 555
Área de la cuenca	(km ²)	11 978
Altitud (NAMO)	(msnm)	1 560
Profundidad máxima	(m)	105 – 115
Capacidad del embalse	(Mm ³)	911.8
Clima		BS1 hw Seco, subtipo semiseco semicálido, con lluvias en verano
Temperatura media anual	(°C)	entre 16 y 20 °C
Precipitación media anual	(mm)	Entre los 400 y 500 mm.
Evaporación media anual	(mm)	≈ 1,200
Usos del embalse		Generación de energía eléctrica y pesca (96% de tilapia); pesca deportiva de lobina.

Fuente: CFE, 2001; Saldaña-Fabela *et al.*, 2002.

De los dos principales ríos que llegan al embalse, el río Tula contribuye con 16 veces más agua que el volumen abastecido por el río San Juan. El área del embalse corresponde a alrededor de 17.4 km² (tabla 2) y con un volumen medio (V) de 911.8 Mm³, le corresponde una profundidad media (\bar{z}) y por la fórmula, $\bar{z} = V / A$, que da por resultado un valor alto, con 52.4 m. Además, el tiempo de retención hidráulica (T_w) se calculó con el volumen medio de agua del embalse y el gasto anual de salida (Q_e) con la fórmula $T_w = V / Q_e$, y que tuvo un valor relativamente favorable, con 1.16 años.

El embalse Zimapán se clasifica como un cuerpo de agua meromóctico con presencia de termoclina estable entre los 8 y 14 m de profundidad, a partir de marzo o abril hasta octubre; con una mezcla parcial desde la superficie hasta los 30 m de profundidad, entre los meses más fríos de mediados de otoño a mediados de invierno (de noviembre a febrero); y, presencia de quimioclina entre 30 y 40 m hasta el fondo; esta capa más profunda es anóxica, estancada y con una conductividad relativamente elevada. Se presenta una diferente calidad del agua en estas tres capas (ver más adelante). La topografía montañosa protege, en cierta medida la superficie del agua de la acción mecánica del viento, sin embargo, por las tardes, se presentan vientos significativos, sobre todo en la zona entre las estaciones de Cortina y Peñaíta.

En Zimapán la mayor porción de entradas de agua, sedimentos y nutrientes son aportados al cuerpo de agua a través de dos ríos tributarios, localizados en un punto distante aguas arriba de la cortina; esta situación provoca que, cerca de ellos se presente una zona inicial encañonada y angosta y con flujo horizontal relativamente alto; cerca de la cortina se presenta una zona más amplia, profunda y de agua sin flujo horizontal y que, por ello, es más parecida a un ambiente léntico.

Para conocer más a detalle la calidad del agua del embalse Zimapán se recomienda consultar otros trabajos previos (CFE, 1998, 1999 y 2000; Saldaña-Fabela *et al.*, 2002 y Bravo-Inclán *et al.*, 2008). La calidad del agua del embalse Zimapán denota la alta contaminación de sus ríos tributarios, en el que: el río Tula, se caracteriza por el aporte de aguas residuales de la zona metropolitana de la ciudad de México, así como aguas de retorno agrícola del Distrito de Riego 003; y el río San Juan, que capta descargas industriales y municipales de las ciudades de San Juan del Río y de Tequisquiapan, así como del Distrito de Riego 023, San Juan del Río. En la tabla 3 se observa que mientras la capa superficial está bien oxigenada, las capas media y profunda tienen valores por debajo de los 0.65 mg/L. Asimismo, el potencial redox (E_h) fue muy bajo en las tres capas, e incluso, en el sustrato profundo se tienen valores negativos altos, con un promedio de -165.6 mV.

El embalse presentó una turbiedad relativamente baja en la parte superficial y media, con 7.4 y 1.0 UTN respectivamente; en la zona profunda se triplica el valor superficial, ya que se registraron 21.9 UTN. La transparencia en el embalse, medida por medio de la profundidad de visión del disco de Secchi (tabla 3), presenta un valor anual promedio de 1.94 m, con una amplia variabilidad, ya que se obtuvo un

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

valor máximo para el mes de mayo de 2005 en la estación Cortina, con 5.67 m y tan sólo un valor de 0.28 m en la estación Sabina (julio de 2002).

Tabla 3. Calidad del agua del embalse Zimapán (2002-2006), 16 campañas de muestreo.

Parámetro	Unidades	Profundidad			Promedio 2002-2006	Desviación estándar 2002-2006
		Superficial	Media	Profunda		
Temperatura del agua	° C	22.58	20.90	19.14	21.05	4.16
Oxígeno disuelto	mg/L	8.87	0.65	0.64	4.51	5.33
pH	Unidades	8.74	8.13	7.68	8.22	0.63
Conductividad eléctrica	µS/cm	1267	1411	1767	1491	573
Potencial Redox	mV	75.3	52.9	-165.6	-1.4	160.6
Turbiedad	UTN	7.4	1.0	21.9	13.3	33.4
Disco de Secchi	M	1.94	NR	NR	1.94	1.16
Alcalinidad total	mg/L	343	347	386	361	46
N-total	mg/L	6.030	7.178	5.393	5.977	2.230
N-NH ₃	mg/L	0.400	1.136	1.122	0.81	1.12
P-total	mg/L	1.254	1.529	1.491	1.381	0.570
P-orto (orto fosfato)	mg/L	0.852	1.206	1.279	1.059	0.396
Rel N:P	adimensional	4.86	4.70	3.61	4.35	1.09
Clorofila <i>a</i>	µg/L	38.3	NR	NR	38.3	41.8
Toxicidad con <i>Vibrio fischeri</i>	UT	8.86	ND	13.78	12.02	18.10

UTN.- Unidades de turbidez nefelométrica; UT.- unidades de toxicidad; ND.- No detectado.

Los altos valores de pH y de alcalinidad permiten caracterizar al cuerpo de agua como de agua dura. El pH en el epilimnion se presentan valores alcalinos elevados (promedio general de 8.74 unidades.), que coincide con la presencia de una elevada productividad primaria fitoplanctónica; en cambio en el hipolimnion, se encuentra entre 6.45 y 8.30 unidades. Por otro lado, la anoxia en las aguas profundas favorece la

formación de sustancias reductoras como Fe, Mn, H₂S y NH₄ (Olvera-Viascán, 1992; Nürnberg 1996 y 2009). Wetzel (2001) menciona que en lagos estratificados, los valores de E_h < 100 mV sugieren una clasificación de cuerpo de agua hipereutrófico, con altas concentraciones de H₂S y muy altas de orto fosfato (PO₄⁻³), como es el caso de Zimapán. De modo práctico, la formación de ácido sulfhídrico se detecta fácilmente por el olor característico a “huevo podrido”, que se detecta en varias ocasiones en los túneles de acceso, cercanos a la cortina de la presa, así como en varias de las muestras de la zona profunda.

La alta productividad primaria que se presenta en el embalse, está directamente relacionada con la concentración de clorofila *a* detectada en el embalse, así como el estado eutrófico, en el que se encuentra, lo cual determinan y/o limitan los usos del agua. Del análisis de la comunidad fitoplanctónica del embalse, se detectaron florecimientos de cianobacterias (algas verde-azules) que son identificadas como potencialmente generadoras de toxinas (microcistinas, anatoxinas, etc.). Los géneros identificados en el embalse fueron: *Lyngbya*, *Microcystis* y *Oscillatoria*. (Saldaña-Fabela *et al.*, 2002); estos géneros producen toxinas que pueden ser bioacumuladas en los organismos acuáticos, y dañar por ejemplo, el hepatopáncreas de los peces (Chorus, 1999).

Para el análisis con *Vibrio fischeri* (Microtox) las estaciones en donde los resultados fueron positivos durante la mayor parte del muestreo (de junio a febrero) fueron Peñita profunda y Cortina profunda, los valores máximos fueron los correspondientes al mes de julio de 2002, con 82.4 y 41.9 unidades de toxicidad (UT), respectivamente, así como en junio de 2006 en la estación Cortina profunda con 55.6 UT (figura 2). Todos estos valores corresponden a una clasificación de muy tóxica (> 4 UT). Sobresale que, de un total de 36 muestras detectadas con toxicidad, un 47% resultaron clasificadas como muy tóxicas y 13.9% como tóxicas (entre 2 y 4 UT).

En la tabla 4, se aprecian valores promedio de toxicidad por *V. fischeri* más tóxicos y con mayor frecuencia de valores detectados en las estaciones Peñita profunda, Cortina profunda y, por último en la estación Maroma 2 superficial. Destaca que los valores en la capa de profundidad media no presentaron toxicidad en todo el estudio. Durante el 2002, los análisis de toxicidad utilizando a *Daphnia magna*, en todas las estaciones resultaron 100% sin toxicidad, por lo que se decidió omitir el uso de esta prueba.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

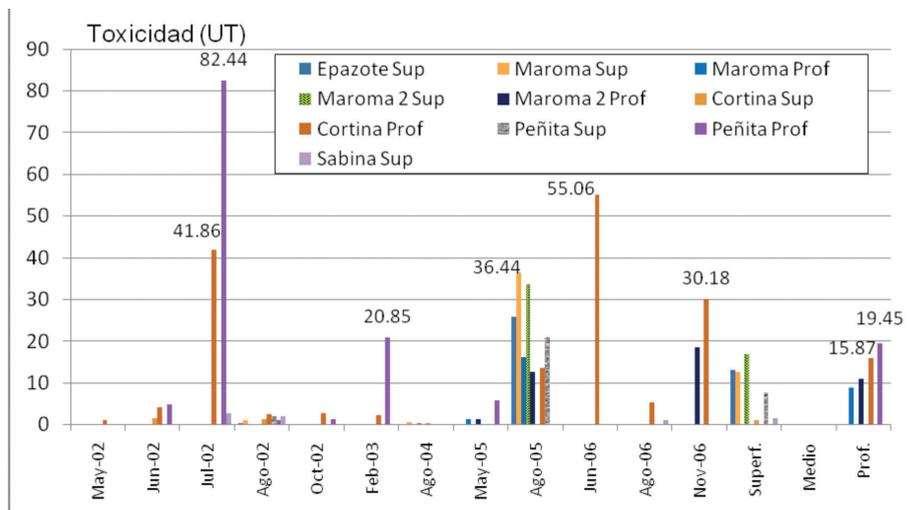


Figura 2. Resultados de toxicidad en estaciones superficiales y profundas del embalse Zimapán, periodo 2002-2006.

De acuerdo con el criterio de lagos cálidos tropicales, Salas y Martino (1991) señalan que el embalse Zimapán puede considerarse eutrófico-hipereutrófico. Por otro lado, con los criterios de evaluación de lagos sugeridos por la OECD (1982) y Nürberg (1996), la clasificación del embalse se corrobora nuevamente. Los valores promedio de cinco años de evaluación fueron: fósforo total y nitrógeno total promedio de 1.381 mg/L y 5.977 mg/L, respectivamente. Estos valores junto con la elevada concentración de clorofila *a* ($38.3 \pm 41.8 \mu\text{g/L}$) y la anoxia en el hipolimnio, corroboran el estado trófico arriba mencionado (Bravo-Inclán *et al.*, 2008). Por último, su transparencia (disco de Secchi) de 1.94 ± 1.16 m, sugiere la posibilidad de que se trate de un embalse eutrófico.

CONCLUSIONES

El embalse Zimapán fue clasificado cálido con una mezcla al año y con una capa profunda más densa, que lo clasifica como meromítico, con presencia de termoclina que varía entre los 8 y 14 metros de profundidad. El agua del embalse es agua dura

MONITOREO AMBIENTAL

y alcalina con un pH elevado en el epilimno (pH promedio superficial de 8.74 unidades), debido a la alta productividad fitoplanctónica, mientras que en las capas profundas, predominan los procesos de descomposición con aguas cercanas a la anoxia (promedio de 0.64 mg/L) y el pH del agua es cercano a la neutralidad (con datos entre los 8.30 y 6.45 unidades).

Tabla 4. Resultados promedio de toxicidad (en unidades de toxicidad, UT) relacionados con la profundidad, obtenida con la bacteria *Vibrio fischeri* en el embalse de la presa Zimapán

Estaciones	Toxicidad (UT) con base en la profundidad ^{1/}			n	Lugar con base en UT (y con base en n)
	Superficial	Media	Profunda		
Epazote superficial	13.12			2	4 (5)
Epazote profundo			ND	0	
Maroma superficial	12.69			3	5 (4)
Maroma medio		ND		0	
Maroma profundo			8.89	2	7 (5)
Maroma 2 superficial	16.99			2	3 (5)
Maroma 2 medio		ND		0	
Maroma 2 profundo			10.90	3	6 (4)
Cortina superficial	1.13			3	10 (4)
Cortina medio		ND		0	
Cortina profundo			15.87	10	3 (1)
Peñita superficial	7.73			3	8 (4)
Peñita medio		ND		0	
Peñita profundo			19.45	6	2 (2)
Sabina superficial	1.51			4	9 (3)
Sabina profunda		ND		0	

^{1/} Promedio sin tomar en cuenta los valores no detectados.

N.D.- No detectado; n.- Número de análisis que registraron toxicidad.

Los valores máximos de toxicidad con *Vibrio fischeri* (Microtox®) fueron de Peñita profunda y Cortina profunda, así como con una mayor frecuencia de datos positivos y que en buena medida corresponden a muy tóxicos. Estos valores sugieren un problema de contaminación tóxica, proveniente del río San Juan y, de modo secundario, también del río Tula. En verano y finales de otoño se detectaron géneros de cianobacterias que son potencialmente generadoras de toxinas.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

El embalse se clasificó como hipereutrófico con base en las altas concentraciones de P-total, N-total (promedio de 1.381 y 5.977 mg/L, respectivamente); y se clasifica como eutrófico – hipereutrófico, con base en la concentración de clorofila *a* (promedio de 38.3 µg/L) y de transparencia medida por medio del disco de Secchi (promedio de 1.94 m). Por la condición anóxica y cercana a pH 7 en el hipolimnio, se sospecha de una importante carga interna de fósforo, que se libera del fondo a la columna de agua; esta carga puede subir al epilimnio durante el mezclado (en otoño – invierno).

Los tributarios de este embalse introducen altas cantidades de nutrientes (carga externa), además, la calidad del agua del embalse se considera deteriorada, debido a que se reciben descargas municipales e industriales de la ciudad de México y de San Juan del Río y Tequisquiapan, así como de aguas de retorno agrícola, procedentes del Distrito de Riego No. 003 (Hidalgo), así como del DDR No. 023 (en San Juan del Río). La evaluación del estado trófico y de la calidad del agua del embalse Zimapán es sólo el primer paso para el manejo del cuerpo de agua; además, esta actividad es útil para establecer futuros objetivos en la persecución de la rehabilitación del sistema embalse/cuenca.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th Ed., American Pollution Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- Bravo-Inclán, L., 1995. Estudio limnológico de la presa Madín, Méx., con énfasis en su estado trófico y en el manejo de cuenca. Tesis de Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 87 pp.
- Bravo-Inclán, L., Saldaña-Fabela, P. y J. Sánchez-Chávez, 2008. Long term eutrophication diagnosis of a high altitude body of water, Zimapan Reservoir, Mexico. *Water Science & Technol.* **57**(11): 1843-1849.
- Castagnino W. A., 1982. Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales (Research of simplified eutrophication models in tropical lakes). Technical Report. World Health Organization (WHO)/Pan American Health Organization (PAHO)/Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Science (CEPIS). Lima, Peru, 27 pp.
- CETESB, 1990. Estudio de caso río Pariba do Sul, Brasil, En: Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales. Anexo 1. Companhia de Tecnologia de Saneamiento Ambiental. Centro Panamericano de Ingeniería. OMS. OPS, 92 pp.

- CFE, 1998, 1999 y 2000. Monitoreo de la calidad del agua del embalse de la P.H. Ing. Fernando Hiriart Valderrama, Contratos FHB-S-005/98, EP- 048/99 y EP-050/00.
- CFE, 2001. Prontuario de datos técnicos C.H. Ing. Fernando Hiriart Balderrama (Zimapan). (Informe técnico). Abril de 2001, Querétaro. 41 pp.
- Cooke G. D., Welch E.B., Peterson S.A. and Nichols, S. A., 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. CRC/Lewis, Third Edition. Boca Raton. 591 pp.
- Chorus, I., 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health. Consequences, Monitoring and Management. First Edition. E & FN Spon. World Health Organization. London, Great Britain. 416 pp.
- Novotny, V. 2003. *Water Quality: diffuse pollution and watershed management*. 2nd Edition. John Wiley & Sons. New York. 864 pp.
- Nürnberg, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake Reserv. Manage.* 12(4): 432-447.
- Nürnberg, G.K. 2009. Assessing internal phosphorous load – Problems to be solved. *Lake Reserv. Manage.* 25: 419-432.
- Lugo, A., Bravo I.L., Gaytán, M., Oliva, M.G., Alcocer, J., Chávez, M. y G. Vilaclara, 1998. Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Guadalupe Dam, Mexico. *Aquat. Ecosys. Health & Manage.* 1(3-4): 333-343.
- OECD, 1982. Eutrophication: monitoring assessment and control. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- Olvera-Viascán V. 1992. Estudio de la eutroficación de la presa Valle de Bravo, México. *Ing. Hidráulica en México* 7: 148-161.
- Olvera-Viascán V., Bravo-Inclán L. and Sánchez-Chávez J. 1998. Aquatic Ecology and Management Assessment in Valle de Bravo Reservoir and its Watershed. *Aquat. Ecosys. Health & Manage.* 1(3-4): 277-290.
- Salas H.J. and Martino P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Wat. Res.* 25(3): 341-350.
- Saldaña-Fabela, P., Bravo-Inclán, L. y J. Sánchez-Chávez, 2002. Evaluación de la calidad del agua del embalse de la presa Zimapan, Hidalgo; con fines de aprovechamiento para uso y consumo humano. Subcoordinación de Hidrobiología y Evaluación Ambiental. Coord. de Tratam. y Calidad del Agua. IMTA, SEMARNAT (informe final TC-0222). Jiutepec, Mor., 174 pp.
- Shear H. and De-Anda, J., 2005. Phosphorus and Eutrophication in a Subtropical Lake Basin. Lake Chapala-Mexico. In: Vikram, R.M. (Ed.) *Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes*. Cap. 3. Science Publishers, Inc. Enfield. USA. pp. 87-105.
- Wetzel, R.G., 2001 *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, Third edition, San Diego, California, 1006 pp.

LA CONTAMINACIÓN DE RECURSOS NATURALES EN EL ESTADO DE HIDALGO, MÉXICO

Peña Betancourt S. D.¹, Vidal Gaona M. G.² y Córdova I. A.¹

¹UAM-Xochimilco. ²UNAM-Facultad de Ciencias

spena@correo.xoc.uam.mx

Palabras clave: contaminación, híbridos de maíz, medio ambiente

RESUMEN

El uso de híbridos de maíz mejorados representa una alternativa para optimizar la producción nacional, sin embargo la contaminación por hongos y micotoxinas en estos nuevos recursos naturales es una probabilidad al no adaptarse al medio ambiente. Las micotoxinas, pueden permanecer en el suelo por largos períodos, impidiendo el desarrollo de cultivos por actuar como inhibidores microbiales, que impiden el proceso germinativo natural de las semillas; por lo que se consideran como bio-indicadores del deterioro ambiental. En este trabajo se determinó el contenido de hongos fitopatógenos y micotoxinas presentes en tres genotipos de maíz híbrido mejorado, comercializadas por las empresas Asgrow y Pionner. Se colectaron 12 mazorcas de cinco localidades de los municipios de Tlaxcoapan y Tlahuelilpan, Hidalgo. Se separaron 100 granos de cada variedad de maíz se desinfectaron con hipoclorito de sodio y se sembraron en el medio agar-malta-sal dejando en incubación durante 7 días a 27 °C. Las colonias se identificaron por sus características morfológicas macro y microscópicas utilizando un microscopio de luz. Se determinó el contenido de humedad, calidad física, germinación en cada genotipo, así como la presencia de aflatoxinas y fumonisinas. Al inspeccionarlas visualmente las mazorcas presentaron poca uniformidad en los granos de color oscuro y con un polvo de color rojizo en las hojas. Los hongos asociados a las variedades de maíz fueron *Fusarium*

spp, *Penicillium spp*, *Aspergillus spp* y *Alternaria spp*. El genotipo identificado como Oso, mostró la mayor contaminación de flora fúngica patógena y la presencia de aflatoxinas en una concentración de 13 µg/kg. Se detectó una correlación positiva entre la infección por hongos, el clima que se presentó durante el desarrollo del grano y la deficiente calidad física del grano. Se concluye que la contaminación por hongos fitopatógenos y la presencia de micotoxinas pueden ser bioindicadores del deterioro ambiental de las zonas agrícolas maiceras.

INTRODUCCIÓN

En México se producen 21.3 millones de toneladas de maíz al año, sin que sea suficiente para el consumo interno. Lo anterior es debido a la utilización de semillas criollas y tierras de temporal, a pesar de saber que el medio ambiente y en particular el clima es un factor importante para el desarrollo de buenas cosechas. El exceso de agua, o la falta de ella, pueden provocar desequilibrios en la microbiota natural, favoreciendo la presencia de hongos fitopatógenos, los cuales a través de sus esporas que junto con el aire y las gotas de lluvia, pueden diseminarse desde la raíz hasta el grano, causando un deterioro en las características físicas y nutricionales; así como un menor rendimiento en la cosecha (Askun, 2006). Por ello la comercialización de semillas mejoradas ha ido en aumento como lo demuestran las ventas que se estiman en 24.5 millones de toneladas a cargo de las compañías Asgrow, Aspros, Cargill y Pioneer, con un valor de 56 millones de dólares (MacMillan y col., 2003) y el impacto de ellas en el estado de Hidalgo (Pérez y col, 2006).

El cultivo del maíz (*Zea mays* L.), presenta una alta susceptibilidad a diversas enfermedades como son el carbón de la espiga (*Sphacelotheca reiliana*), la roya (*Puccinia sorghi*) y pudrición de la mazorca (*Fusarium spp*) durante su desarrollo (Buccio y col., 2003; Molina y col., 2003); por lo que actualmente diversos centros de investigación han desarrollado nuevos híbridos de maíz mejorado (mayor contenido de proteína y resistencia a hongos). La calidad física de las semillas puede verse afectada además por el abuso de fertilizantes y plaguicidas y por la presencia de microorganismos principalmente de mohos (Gamez, 1996). La comercialización del maíz para consumo humano está regulada en el territorio nacional, en la cual se establecen los grados 1, 2, 3 y 4 para determinar la calidad física de la semilla (NMX-FF-043-SCFI-2003). La Norma para regular el contenido máximo de aflatoxinas en

grano para elaboración de tortillas establece un nivel máximo de 12 µg/kg o partes por billón (ppb) (SSA, 2002).

Los compuestos fenólicos son metabolitos naturales de los vegetales que actúan como defensa contra el ataque de microorganismos patógenos (Bakan y col., 2003); principalmente bajo situaciones de estrés (Kim, et al., 2003). Los fenoles son solubles e insolubles. En el primer grupo están los fenoles libres, glucosilados y esterificados, que se ubican en mayor cantidad en el pericarpio mientras que su concentración es menor en el endospermo (Yu, et al., 2001). El maíz (*Zea mays*) contiene más fenoles totales que el trigo, arroz y avena (Adom y Liu, 2002). El principal fenol es el ácido ferúlico, que representa alrededor de 85 % de los fenoles totales (De la Parra, et al., 2007). Aunque hay trabajos sobre el contenido de fenoles en el grano entero de maíz (Sosulski, et al., 1982; Del Pozo-Insfran, et al., 2006; De la Parra, et al., 2007), pocos cuantifican estos compuestos a pesar de que su presencia tiene relevancia debido a que el contenido de fenoles en el germen del grano de maíz está asociado con la tolerancia a la contaminación por *Fusarium* spp (Bakan, et al., 2003); entre mayor cantidad de fenoles solubles contenga, menor presencia de *Fusarium graminearum* y su micotoxinas. Los fenoles en el grano entero varían entre 347 a 500 µg g⁻¹. (Cabrera, et al., 2009)

El Estado de Hidalgo tiene 2.1 millones de hectáreas, de las cuales, 30% son tierras para el cultivo de cereales, principalmente de maíz, cebada, avena forrajera y trigo; 23% son tierras de riego y el resto de temporal; el sector agropecuario representa una de las principales fuentes de empleo para los Hidalguenses, ya que más de la tercera parte de la población económicamente activa se dedica al campo. El Valle del Mezquital, Hidalgo, se encuentra dentro de la zona de transición entre Valles Altos y El Bajío; cuenta con 27 municipios y está localizado en la meseta central de México, que se ha caracterizado por sembrar maíz con semillas criollas de bajos rendimientos, aproximadamente de 6 ton/ha; por lo que el gobierno impulsó el uso de semillas de maíz híbrido mejorado. A partir del 2000, se han comercializado más de 49 híbridos V-30, H126, H129, H133, H135, H311, H-151, en el estado, conjuntamente con híbridos de empresas comerciales cuyos rendimientos son mayores (8 ton/ha). Durante la cosecha 2006, algunos municipios del Valle del Mezquital vieron afectado el rendimiento de sus cosechas al obtener plantas caídas, mazorcas de menor tamaño, con granos de color negrusco y hojas decoloradas con la presencia de polvillo de color rosa (Gamez, 1996).

Entre las más de 300 micotoxinas que se conocen, las aflatoxinas pueden permanecer en el suelo por largos períodos, impidiendo el desarrollo de cultivos porque actúan como inhibidores microbiales, impidiendo o retrasando la germinación de las semillas; por lo que pueden considerarse como bio-indicadores del deterioro ambiental. En México las aflatoxinas son las únicas micotoxinas que se regulan (SECOFI, 2003).

Aspergillus flavus es un hongo patógeno oportunista que crece bajo climas tropicales y subtropicales es decir con temperaturas de 25° C y una humedad relativa del 70%. Se conoce que produce aflatoxinas en campo y en almacén, siendo la Aflatoxina B1 (AFB1) el metabolito secundario más abundante y activo biológicamente. *Fusarium graminearum* crece en temperaturas cálidas aproximadamente de 28 °C, produce principalmente la micotoxina Zearalenona y *Fusarium moniliforme* en temperaturas de 30 °C, preferentemente se le encuentra invadiendo cultivos en años secos, produce fumonisinas y afecta la calidad del grano de maíz (Mendoza y col., 2003).

El objetivo del estudio fue identificar los hongos fitopatógenos, la presencia de micotoxinas y compuestos fenólicos, observando su relación con la calidad física y poder germinativo de tres genotipos de maíz híbrido mejorado, comerciales sembrados en dos municipios del Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo.

METODOLOGÍA

El Valle del Mezquital está ubicada en la meseta central en la zona de transición, ubicada entre 1900 a 2100 msnm. El municipio de Tlaxcoapan, está localizado a 65 km de la ciudad de Pachuca; al noroeste colinda con Tezontepec de Aldama, al Norte con el municipio de Tlahuelilpan; al oriente con Tetepango, al Sur con Atitalaquia y al poniente con la ciudad de Tula de Allende. Tlahuelilpan, colinda al norte con Mixquiahuala, al sur con Tlaxcoapan, al oriente con Tetepango y al poniente con Tezontepec de Aldama. Ambos municipios presentan un clima templado, con una temperatura media anual de 17°C y una precipitación pluvial entre 680 a 850 milímetros por año.

Se utilizaron muestras de maíz procedentes de tres genotipos de maíz híbrido identificados como Oso y leopardo (procedentes de la empresa Asgrow) y 30V46 (Pionner), se colectaron en seis localidades de dos municipios del Valle del

Mezquital, durante el ciclo agrícola 2007-2008. El híbrido Leopardo colectado en la localidad conocida como La bodega del municipio Tlahuelilpan, el híbrido de maíz Oso de las localidades de la barranca y San Miguel del municipio de Tlaxcoapan, y del 30V46 de las localidades Cbetis, la bodega y acequia en los municipios de Tlaxcoapan y Tlahuelilpan. De cada localidad se tomaron 12 mazorcas al azar, las cuales se desgranaron manualmente y se homogenizaron mediante un sistema de cuarteo en el laboratorio.

Se determinó el contenido de humedad del grano (método 44-40 AACC, 2001) y la calidad física de acuerdo con la NMX-FF-034/2-SCFI-2003, separando y cuantificando los granos dañados y el material extraño. La prueba de germinación de acuerdo con el protocolo del ISTA, modificando los sustratos por tierra y agrolita. Para determinar los hongos presentes en cada variedad se utilizaron submuestras de 100 granos escogidos al azar, se desinfectaron con hipoclorito de sodio (NaOCl) al 2% durante 3 min, se lavaron con agua destilada y secaron en papel toalla. Se sembraron 10 granos de cada variedad en cajas Petri con 15 ml de agar malta (MA) y agar-malta-sal (MSA) y se incubaron durante 7 días a 27 °C en oscuridad. Se contabilizaron las colonias y se expresaron como UFC/g. La identificación de las colonias se realizó previa tinción con azul de lactofenol al microscopio de luz, basada en las características macroscópicas y microscópicas de cada colonia (Sampson y Pitt 2000). La infección de cada variedad de maíz híbrido se expresó en porcentaje. Para los fenoles solubles la extracción se hizo con 1.5 g de harina y 30 mL de metanol al 80 % dejando en agitación a temperatura ambiente. El filtrado se concentró en un rotavapor (Heidolph modelo Laborata 4010) a 40 °C, hasta un volumen de 15 mL, para después aforar con agua destilada a un volumen final de 20 mL. La solución se ajustó a pH 2 con HCl 2N y un potenciómetro (Beckman 45 pH meter). Se realizó una extracción líquido-líquido con acetato de etilo dos veces, juntando las fases orgánicas de cada caso, donde se encontraban los fenoles libres. Para la cuantificación de fenoles se expresó en función del ácido tánico (Sigma, MN, USA), con el cual se preparó una curva patrón. Todos los análisis se realizaron por duplicado.

AFLATOXINAS (RIDAWIN-TEST)

Se pesaron 5g de cada genotipo de maíz finamente molido y pasado por un tamiz del #24, y se extrajo con 25ml de metanol al 70%, posteriormente, se mezcló 1ml

con 6ml de agua destilada. Se procedió a aplicar 50 µl de los estándares y de la muestras en cada pocillo, 50 µl del conjugado, 50 µl del anticuerpo, desechando el exceso de los pocillos y lavando 3 veces con 250 µl de agua destilada, 100 µl de la solución cromógena y 100 µl de la solución stop, agitar ligeramente y dejar reposar por 10 minutos antes de leer en el elisómetro a 450 nm.

FUMONISINAS (RIDAWIN-TEST)

El mismo procedimiento que el anterior. Se construyo una curva de calibración estándar, para interpolar las absorbancias de las muestras y así determinar la concentración de micotoxinas en las muestras.

RESULTADOS

El contenido de humedad para los híbridos comerciales colectados en campo, no variaron de manera significativa, sin embargo el híbrido de maíz comercial denominado Oso fue el de mayor contenido (50%), seguido del 30V46 (35%) y Leopardo (29%). La mycoflora presente en las semillas de los tres genotipos de maíz híbrido se presenta en el cuadro 1, en donde se observa que la mayor contaminación se detectó en el maíz Oso con una cuenta total de 2515×10^3 UFC/ g. y con 1270×10^3 y 1260×10^3 en los híbridos Leopardo y 30V46.

Fusarium sp se detectó en los tres genotipos de maíz híbrido, principalmente en el maíz Oso (1465×10^3), seguido por Leopardo (995×10^3) y 30V46 (887×10^3). Además de otros hongos como *Penicillium spp*, *Alternaria spp* y *Aspergillus spp*. El Oso resultó con una calidad física de nivel 4 y con 84% de germinación. *Fusarium oxysporum* y *F. moniliforme* se aislaron e identificaron en los híbridos de maíz Leopardo y 30V46 respectivamente.

La calidad física detectada en el híbrido Leopardo fue México 3, por presentar niveles fuera de la norma principalmente en impurezas y daño por hongos, con un 87% de germinación. El híbrido de maíz 30V46, que es de ciclo intermedio y tolerante a siete enfermedades, mostró una calidad física México 1, (cuadro 2) lo cual explica la menor contaminación por hongos detectada y una mayor adaptación a la zona, sin embargo obtuvo un 64% promedio de germinación. Las aflatoxinas se detectaron en

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Cuadro 1. Micoflora de 3 genotipos de maíz híbrido comercial procedente de la cosecha 2007-2009, del valle del mezquital, estado de Hidalgo

Variable	Oso	Leopardo	30V46
Total mycoflora ^a	2515	1270	1260
Fusarium ssp	1465	995	887

^a x 10³ CFU/g

Cuadro2. Dominancia de género en diferentes híbridos de maíz % de grano contaminados

Variable	Oso	Leopardo	30V46
<i>Penicillium</i>	4	5	1
<i>Alternaria</i>	14	1	ND
<i>Fusarium solani</i>	10	2	20
<i>Fusarium oxysporum</i>	38	2	ND
<i>Aspergillus</i>	10	5	10
<i>Fusarium moniliforme</i>	10	5	10
Otro	2	1	1

ND: no detectado

Cuadro 3. Valores promedio de análisis físicos y germinación de híbridos de maíz comerciales, en el estado de Hidalgo

Nombre comercial (origen)	Hongos, en porcentaje (%)	Impurezas en porcentaje (%)	Suma de daños (%)	Nivel de calidad física	Germinación (%)
Oso (La barranca Tlaxcoapan)	3.1	6.40	16.90	4	84
Leopardo (La bodega, Tlahuelilpan)	15.5	-	17.1	3	87
30V46 (Cbtis, Tlaxcoapan)	1.4	0.005	2.77	1	64

ND: no detectado

MONITOREO AMBIENTAL

Cuadro 4. Niveles de aflatoxinas y compuestos fenólicos, en 3 híbridos de maíz procedentes del estado de Hidalgo

Nombre comercial (origen)	Hongos, en porcentaje (%)	Impurezas en porcentaje (%)	Suma de daños (%)	Nivel de calidad física	Germinación (%)
Oso (La barranca Tlaxcoapan)	3.1	6.40	16.90	4	84
Leopardo (La bodega, Tlahuelilpan)	15.5	-	17.1	3	87
30V46 (Cbtis, Tlaxcoapan)	1.4	0.005	2.77	1	64

ND: no detectado

todas las muestras en un rango de 9 a 13.86 µg/kg.

DISCUSIÓN

El contenido de humedad en los granos de maíz, se debió posiblemente a la precipitación pluvial inusual registrada en los municipios de Tlaxcoapan y Tlahuelilpan durante el ciclo agrícola 2007-2008.

El contenido de microorganismos detectados en los tres genotipos de maíz, demuestra su elevada presencia en el suelo agrícola del Valle del Mezquital y la susceptibilidad de cada genotipo. El hongo *Fusarium spp*, el de mayor incidencia, hecho que concuerda con los hallazgos de otros autores en los estados de Guanajuato y Nayarit; no obstante la alta incidencia de especies de *Fusarium* en este estudio fue mayor que la encontrada en El Bajío por Narro y col, 1992; lo que comprueba su parasitismo facultativo. En el híbrido Oso, también se detectó la presencia de *Alternaria alternata*, *Penicillium spp* y *Aspergillus spp*, los cuales pueden sintetizar metabolitos secundarios de alta peligrosidad para la salud humana como son las micotoxinas (Molina, 2004; Robledo y col., 2001). Además este híbrido durante la cosecha del ciclo 2004-2005, había presentado un alto porcentaje de incidencia a la enfermedad del carbón de la espiga y bajos rendimientos por ha, lo cual indica su

bajo establecimiento en la zona.

El maíz híbrido denominado comercialmente Leopardo, tolerante al carbón de la espiga, durante el ciclo primavera-verano 2003 presentó una alta incidencia de la enfermedad y a la pudrición de la mazorca con bajo rendimiento por ha. En este estudio se detectó la mayor cantidad de compuestos fenólicos y la presencia de aflatoxinas ambos contaminantes probablemente influyeron negativamente en la calidad física.

Las peores características de calidad física detectadas en los genotipos Leopardo y Oso se debieron al estrés térmico sufrido por las semillas durante su crecimiento, hecho que se presentó en el municipio de Tlaxcoapan, después de las intensas lluvias, registradas. El genotipo 30V46 fue el que presentó las mejores características de calidad física, sin embargo exhibió el mayor bajo poder germinativo, lo que sostiene que la calidad física puede ser independiente de la calidad fisiológica (Cisneros-López y col, 2007). Además la semilla (híbrido 30V46) es recomendada por la empresa Pioner para los Altos de Jalisco, Aguascalientes y Zacatecas. En este estudio se relaciona además con la presencia de inhibidores químicos como son las micotoxinas y compuestos fenólicos; siendo el ácido ferúlico y p-cumárico los fenoles responsables de un bajo poder germinativo (Tejeda y col., 2004). Estos inhibidores posiblemente se vieron favorecidos por las condiciones ambientales presentes en los municipios de Tlahuelilpan y Tlaxcoapan en el estado de Hidalgo, durante el ciclo agrícola estudiado.

El nivel de contaminación por aflatoxinas detectado en el maíz híbrido Oso, se encuentra por arriba del nivel máximo permitido para el grano cuyo destino es la elaboración de tortilla que es de 12 ppb, ya que existen estudios epidemiológicos que indican que la AFB₁ está involucrada en la incidencia de neoplasias gastrointestinales y hepáticas en países de África, Filipinas y China (Task Force Report 2003). En México existen estudios que han informado que la población mexicana está consumiendo alimentos con bajas concentraciones de AFB₁ (Guzmán de Peña y col 2007). En el estado de Tlaxcala, se demostró la presencia de zearalenona en el grano de maíz en una concentración máxima de 83 µg/kg (Briones y col., 2007).

CONCLUSIÓN

En este estudio se identificó el hongo *Fusarium spp.*, como el más frecuente en

los 3 genotipos híbridos de maíz estudiados, procedentes de los municipios de Tlaxcoapan y Tlahuelilpan del Valle del Mezquital en el estado de Hidalgo; seguido por *Penicillium spp*, *Alternaria alternata* y *Aspergillus spp*, hongos fitopatógenos con capacidad para sintetizar micotoxinas, sustancias químicas de alto riesgo para la salud humana. La presencia de hongos fitopatógenos y sus micotoxinas pueden ser indicadores del deterioro de suelos agrícolas.

Se agradece el apoyo económico de la Fundación Hidalgo Produce para la realización de este trabajo

BIBLIOGRAFÍA

- AACC, 2001. American Association of Cereal Chemist. Approved method 44-40. AACC, St Paul, MN, USA, 1200 p.
- Askun T., 2006. Investigation of fungal species diversity of maize kernels. *Journal of Biological Sciences* 6 (2):275-281.
- Bucio Villalobos Carlos Manuel, Martínez Jaime Oscar Alejandro y Morales González Rosa Hilda., 2003. Contaminación con Hongos en Maíz Recién Cosechado en el Estado de Guanajuato durante el año 2003. Instituto de Ciencias Agrícolas de la Universidad de Guanajuato. Unidad de Estudios Superiores de Salvatierra de la Universidad de Guanajuato.
- Cabrera, M., Y, Salinas, G., Velazquez, E., Trujillo., 2009. Contenido de fenoles solubles e insolubles en las estructuras del grano de maíz y su relación con propiedades físicas. *Agrociencia*. 43: 827-839.
- Gámez, V.A., 1996. Híbridos y variedades de maíz liberados por el INIFAP. Publicación Especial No16, SAGAR, INIFAP. Toluca, Méx.
- Guzmán de Peña D., 2007. Exposure to aflatoxin B₁ in experimental animals and its public health significance. *Salud pública Méx.* 49(3).
- MacMillan J.A, Aquino, P., 2003. Impact of hybrid seed on competitiveness of Mexican maize production. *Can J. Agric Econ.* 46: 463-472.
- Mendoza, 2003. Herencia genética y citoplásmica de la resistencia a la pudrición de la mazorca del maíz causada por *Fusarium moniliforme*. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 21 (3): 267-271.
- Molina-Gil, D., Cortez-Rocha, Burgos-Hernández, A. Rosas Burgos, Sánchez-Maríñez., 2004. Micoflora y presencia de fumonisinas en maíz de reciente cosecha en Sonora. *Revista salud publica y nutrición, edición especial No1-2004*, Depto. de Investigación y Posgrado en Alimentos de la Universidad de Sonora.
- Pérez C.J, Ramírez A. H, Zacatenco, G.G., 2006. Impacto del maíz de alta calidad de proteína (ACP) en la nutrición humana y animal en el estado de Hidalgo. *Memorias* 20

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Aniversario de Investigación y desarrollo. Hgo, Méx.
- Robledo M L, Marín S, Ramos A J., 2001. Contaminación natural con micotoxinas en maíz forrajero y granos de café verde en el estado de Nayarit (México). *Rev Iberoam Micol*: 18: 141-144.
- Samson, R. A. and J. I. Pitt, 2000. Integration of modern taxonomic methods for *Penicillium* and *Aspergillus* classification. Harwood academic publishers, Amsterdam.
- SECOFI, 2003. NMX-FF-043-SCFI-2003 Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Productos alimenticios no industrializados para consumo humano. Especificaciones y métodos de prueba.
- SECOFI, 2003. NMX-FF-034/2-SCFI-2003 Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Productos alimenticios no industrializados para consumo humano. Cereales. Maíz amarillo para elaboración de almidones y derivados. Especificaciones y método de prueba.
- SSA, 2002. NOM-187-SSA1/SCFI-2002. Productos y servicios. Masa, tortillas, tostadas y harinas preparadas para su elaboración y establecimientos donde se procesan. Especificaciones sanitarias. Información comercial. Métodos de prueba.
- Task Force Report, 2003. Mycotoxins and human disease, *En: Cast*, ed. Mycotoxins: Risks in plant, animal, and human systems. Council for Agricultural Science and Technology pag. 139.

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL
EN PLAYAS DE USO RECREATIVO
(ACAPULCO, GRO.)**

²Flores Mejía M. A.¹, Flores Hernández M. y Ríos Miranda M. L.¹

¹Centro de Estudios Tecnológicos del Mar, ²Universidad
Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

miguelito161@hotmail.com, miguel flores _59@hotmail.com.

Palabras clave: calidad bacteriológica, enterococos fecales, residuos sólidos, playas recreativas.

RESUMEN

Se realizaron 6 muestreos con 2 estaciones por cada playa que conforman el Acapulco tradicional: la playa de Caleta se ubica en los 16° 49' 28" N y 99° 54' 40" O; Caletilla, 16° 49' 30" N y 99° 54' 26" O; e Isla Roqueta, 16° 51' 10" N y 99° 54' 30" O. Con la finalidad de evaluar la calidad bacteriológica del agua durante un año de 2006 a 2007, se determinaron las bacterias Enterococos fecales mediante la técnica de sustrato cromogénico definido, como indicador de calidad del agua. Los resultados obtenidos mostraron que la calidad bacteriológica del agua varió en tiempo y espacio, registrándose valores entre 10 a >1600 NMP/100 mL en todas las estaciones. La calidad bacteriológica del agua en las tres playas se encuentra dentro de los límites permisibles sin riesgo sanitario hasta antes de la época de lluvias (julio a septiembre) disminuyendo drásticamente hasta no recomendable o alto riesgo sanitario durante la temporada vacacional de agosto. Así mismo, los resultados considerando el arrastre de residuos sólidos ocasionado por las precipitaciones y escurrimientos pluviales, concuerda con los trabajos que se han realizado con anterioridad por otras dependencias federales para este puerto vacacional.

INTRODUCCIÓN

Las playas se han considerado como un espacio de carácter público que atrae a las personas tanto para propósitos comerciales como de recreación. Sin embargo, la

falta de planeación ha provocado que el desarrollo turístico sea desordenado y que conlleve la pérdida de la calidad ofertada. Esto ha dado lugar a diversos impactos económicos y ambientales que amenazan la permanencia de los recursos y los espacios naturales que favorecen la actividad turística (Bernal 2000).

En las zonas costeras los efectos por la contaminación bacteriológica y estética es cada día mayor así como el cambio drástico del uso de suelo, donde los ecosistemas naturales son transformados en ambientes artificiales; los principales ambientes afectados son playas, arrecifes coralinos, humedales y manglares, entre otros. El problema de la contaminación de aguas costeras ha despertado la atención a nivel mundial, ya que las descargas de aguas residuales de origen industrial y doméstico con alto contenido de desechos orgánicos causan problemas serios de salud y modifican al ecosistema marino en los lugares adyacentes a las descargas (Foynt, 1971). Por ello, en 2002 la Organización Mundial de la Salud publicó las enfermedades a las que se enfrentan los bañistas en aguas recreativas contaminadas por microorganismos, resaltando las gastrointestinales y de la piel.

Para evaluar la calidad bacteriológica del agua se utilizan organismos como indicadores bacteriológicos, ya que su sola presencia revela contaminación, el tipo de organismo superior que la produjo y si ésta es reciente. Sin embargo, el número de indicadores para determinar la calidad del agua es extenso y no existe un acuerdo de cuál es el más útil. Por ello existe una gran variedad de parámetros así como sus niveles permisibles (Noble *et al.*, 2003).

Por décadas, el grupo de bacterias coliformes fecales se ha empleado en nuestro país como el indicador de contaminación de origen fecal. Sin embargo, a partir del 2003, la Secretaría de Salud incluyó a los Enterococos fecales como indicador bacteriológico para aguas marinas o salobres de uso recreativo con contacto primario, debido a que es más resistente a las condiciones del agua marina, a la temperatura y tiene mejor relación con las enfermedades gastrointestinales, respiratorias y dermatológicas (Barcinas *et al.* 1990, Bordalo 2003 y Secretaría de Salud 2003).

La Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Acapulco (CAPAMA), la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), llevaron a cabo durante 2007 el diagnóstico de la situación actual de las playas del puerto de Acapulco,

donde se reporta una mayor contaminación bacteriológica para el año 2002, durante los meses de julio, agosto y septiembre en las playas que conforman la Bahía de Acapulco. Gro.

De acuerdo con los resultados preliminares del Censo de Población y Vivienda 2010 la población del municipio rebasa el millón y medio de habitantes, esto sin considerar la población flotante (turística). El crecimiento poblacional observado en el último quinquenio es del 1%. Siendo el sector turístico el más competitivo y el que contribuye a la generación de empleos (12 mil 800 empleos formales actualmente).

La derrama económica generada por el sector turismo en el 2010 fue 2 mil 161 millones 314 mil pesos aportada por los visitantes, incrementando 10% en relación al año del 2009 (Secretaría de Fomento Turístico Estatal 2009).

Mantener aguas limpias y que cumplan con ciertas características ambientales constituye uno de los elementos fundamentales en la elección del sitio, donde vacacionar por los turistas; de allí la gran importancia de conocer la calidad sanitaria en las playas. Por lo tanto, contribuir a tener un programa integral de manejo de playas de la Bahía de Acapulco juega un papel fundamental, sin olvidar que la buena gestión del recurso natural condiciona la captación de visitantes al destino turístico.

Tomando en consideración lo anterior, el objeto de este estudio fue el evaluar la calidad bacteriológica del agua en las playas Caleta, Caletilla e Isla de la Roqueta durante un periodo de 12 meses.

ÁREA DE ESTUDIO

La playa de Caleta se ubica a los 16° 49' 28" N y 99° 54' 40" O; Caletilla, 16° 49' 30" N y 99° 54' 26" O; e Isla Roqueta, 16° 51' 10" N y 99° 54' 30" O. La playa de Caleta mide aproximadamente 250 metros de largo, Caletilla 200 metros y la Isla de La Roqueta 160 metros (figura 1).

Las playas de Caleta y Caletilla son dos de las más conocidas y visitadas del puerto de Acapulco ya que disponen de aguas tranquilas y transparentes, a estas playas

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

las separa un acceso a un islote, que junto con la isla de La Roqueta, las protege del alto oleaje del Océano Pacífico, por lo cual son ideales para la visita de niños, personas de edad avanzada y el turismo nacional. En temporada de mayor afluencia, la contaminación por la basura se incrementa considerablemente predominando objetos de plástico y papel como bolsas, popotes, vasos, servilletas, cajetillas de cigarrillos, entre otros. Sin embargo, es importante resaltar que el gobierno del estado a través de una paraestatal Administradora Pública de Playas y concesionarios de la zona federal tratan de mantener estas playas en condiciones aceptables.



Figura 1. Área de estudio y estaciones de muestreo

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron 6 muestreos en dos estaciones a lo largo de las playas Caleta, Caletilla e Isla de la Roqueta (tabla 1), durante el periodo del 2 de julio de 2006 al 3 de septiembre del 2007.

La periodicidad de los muestreos fue la siguiente:

- a) Cada mes se colectaron dos muestras de agua de mar (una en cada estación).
- b) Cuando la calidad del agua no fue apta para uso recreativo se cambio la periodicidad de los muestreos, incrementándose a tres muestreos mensuales (uno por mes) hasta que las condiciones del agua se restablecían.

Las estaciones de muestreo se fijaron en función de la afluencia o uso de bañistas; presencia o descarga de drenajes pluviales y/ o de aguas residuales; asentamientos irregulares y/o áreas sin infraestructura de saneamiento y alcantarillado y sitios donde se realizan actividades de comercio informal y fileteo.

Las muestras de agua se colectaron en frascos estériles de 100 ml (tomando como referencia la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-120-SCFI-2006 para evaluar la sustentabilidad de la calidad ambiental) en puntos donde la profundidad del agua era aproximadamente 1 m, se tomaron 2 muestras contracorriente a 30 cm de profundidad y posteriormente se transportaron al laboratorio del Centro de Estudios Tecnológicos del Mar No.18 en hielo para mantenerlas a 4 °C para su posterior análisis. Las muestras se analizaron utilizando el método de Sustrato Cromogénico Definido Enterolert® de IDEXX (American Society for Testing and Materials # D-6503-99), para Enterococos fecales, el cual consiste en agregar a 100 ml de muestra del reactivo Nutriente-Indicador Enterolert® y se agita para diluirlo, después se vacía al dispositivo Quanta-Tray para sellarlo e incubarlo a 37°C por 24 horas.

Finalmente, se determina el número más probable de bacterias con las tablas después de pasar sobre el dispositivo Quanta-Tray luz Ultravioleta y de contabilizar las celdas pequeñas y grandes que sean fluorescentes o positivas. Para posteriormente comparar los resultados con los valores establecidos por la NMX-AA-120-SCFI-2006 para agua de mar de uso recreativo de contacto primario rango NMP/100 mL (tabla 1).

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Tabla 1. Valores permisibles de bacterias de Enterococos Fecales como indicador bacteriológico NMX-AA-120-SCFI-2006

Enterococos NMP/100 mL	Clasificación de la playa
0-500	Apta para uso recreativo
≥500	No apta para uso recreativo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se procesaron un total de 72 muestras donde la concentración máxima de Enterococos fecales fue de 1600 NMP/100 mL en todas las estaciones para el mes de agosto, y en septiembre disminuyó por lo menos en dos estaciones hasta 920 NMP/100 mL. Para los demás meses del año, la menor concentración de bacterias de Enterococos fecales registrada en este estudio fue de 10 NMP/100 mL en las tres estaciones antes del periodo de máxima afluencia turística (tabla 2).

Tabla 2. Descripción de las estaciones de playas

Playa	Estación
Caleta	1
Caletilla	2
Isla de la Roqueta	3

Se observa que la calidad bacteriológica del agua en la mayoría de los meses de muestreo para la estación tres (Isla Roqueta) fue limpia, sin riesgo sanitario (LSRS), calidad que la hace apta para llevar a cabo actividades de uso recreativo de contacto primario y sin riesgo sanitario para los usuarios (tabla 1). Durante el periodo de máxima afluencia turística (semana santa y vacaciones de diciembre); únicamente durante los meses de octubre a junio, la calidad bacteriológica se mantuvo en los límites permisibles en todas las estaciones. A partir de los meses de julio, agosto y septiembre la calidad del agua disminuyó variando desde aceptable, no recomendable hasta de riesgo sanitario. Lo que significa que el agua no era apta para llevar a cabo actividades recreativas de contacto primario (tabla 1 y figura 2).

Después del periodo de máxima afluencia turística la calidad bacteriológica fue muy variable en cada estación. La calidad bacteriológica no recomendable se mejoró pasando a recomendable para los meses posteriores al mes de riesgo (agosto) y las

estaciones 1 y 2 presentaron riesgo sanitario y no recomendable en al menos dos ocasiones respectivamente, en cambio para la estación 3 la calidad bacteriológica fue recomendable y aceptable en la mayoría de los meses (tabla 1 y figura 2). La densidad de Enterococos fecales mostró una gran variación con respecto al tiempo. Durante los meses de octubre a junio para todas las estaciones, la calidad bacteriológica del agua era limpia, sin riesgo sanitario, registrándose valores que van de 10 a 64 NMP/100 mL (figura 2).

Sin embargo en los meses de julio a septiembre la calidad bacteriológica del agua de mar en promedio fue de riesgo sanitario (> 500 NMP/100 mL), lo que ocasionó que el agua de la playa no fuera apta para que se realizaran actividades recreativas con contacto primario (bañarse o sumergirse), por el alto riesgo a contraer enfermedades. Las playas de Caleta y Caletilla fueron las más afectadas.

La figura 2, muestra el valor promedio de Enterococos fecales presentes en cada estación durante el periodo muestreado.

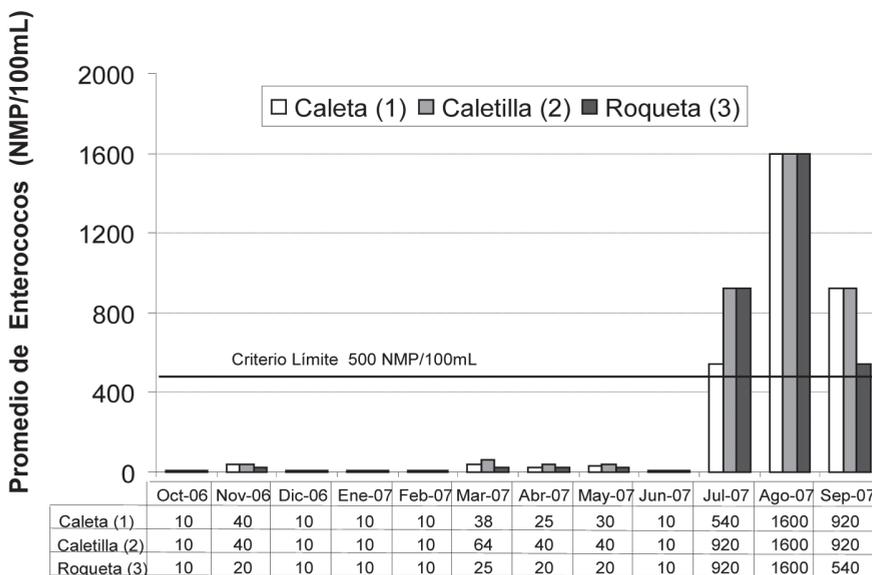


Figura 2. Calidad bacteriológica del agua en tres playas en Acapulco Gro., durante el periodo de octubre del 2006 a septiembre de 2007

El incremento de la abundancia de Enterococos a niveles de riesgo (> 500 NMP/100mL) que alcanzan hasta 1600 NMP/100mL en agosto, se asocia al incremento de la afluencia turística, cuya fuente puede ser tanto el lavado corporal de los bañistas como la insuficiente infraestructura sanitaria que aportan contaminación fecal a las playas

Durante el periodo de máxima afluencia turística se incrementan los servicios como: renta de toldos y sombrillas, permisos a prestadores de servicio y vendedores ambulantes que ocasiona que los servicios públicos de agua, sanitarios y de recolección de basura sean mayores y se requiera instalar sanitarios portátiles, cuya limpieza, en muchas ocasiones, es inadecuada y origina una fuente de contaminación fecal y un gran riesgo de enfermedades para los bañistas, especialmente gastroenteritis, la cual se ha relacionado directamente con contaminación de aguas recreativas por fuentes puntuales y con el tiempo de exposición de los usuarios (Cabelli, 1983; Dufour, 1984; Silva-Iñiguez *et al.*, 2007).

De acuerdo con la Comisión Federal para la Protección Contra Riesgos Sanitarios (Cofepris) sólo siete playas representan un riesgo sanitario a nivel nacional, por rebasar la norma de 200 Enterococos NMP/100 mL de agua, a diferencia de lo establecido por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), donde existe riesgo sólo cuando la abundancia de Enterococos supera 500 NMP /100mL. Si aplicamos cualquiera de estos criterios, las playas recreativas analizadas en éste estudio presentan riesgo sanitario temporal, acotado a los meses de julio a septiembre.

CONCLUSIÓN

La abundancia de bacterias, Enterococos fecales, mostró un rápido y marcado incremento durante los meses de julio, agosto y septiembre 2006, ocasionando que la calidad bacteriológica del agua en las playas analizadas fuera no recomendable y de alto riesgo sanitario. Sin embargo de enero a junio del 2007 la cantidad de bacterias disminuyó a <64 NMP/100mL, muy por debajo del límite de riesgo, por lo que para el resto del periodo analizado las playas Caleta, Caltilla y la Roqueta de fueron aptas para las diversas actividades recreativas de contacto primario.

El incremento del contenido bacteriano ocurrido durante los meses de julio a septiembre de 2006 con conteos que rebasan el límite aceptable se relaciona principalmente con el incremento en la afluencia de bañistas, con la insuficiente infraestructura sanitaria y con el uso inadecuado del suelo en el municipio de Acapulco y principalmente de la bahía.

En las playas que comprenden el Acapulco tradicional, se realizan programas constantes de recolección y transporte de desechos (en la zona arenosa y acuática) que las mantienen en condiciones óptimas por lo menos durante 9 meses del año, pero se requiere de un estudio de infraestructura urbana en las colindancias de estas playas así como de las concesiones que se otorgan a particulares en las zonas aledañas.

BIBLIOGRAFÍA

- Barcinas I., J. M. González, J. Iriberry y L. Egea., 1990. Survival strategy of *Escherichia coli* and *Streptococcus fecalis* in illuminated fresh and marine systems. *Journal of Applied Bacteriology* 68:189-198.
- Bernal, R., R.G., 2000. Muestreo micropaleontológico In: Granados Barba, A., V. Solís Weiss y R.G. Bernal Ramírez (eds.). *Métodos de Muestreos en la Investigación Oceanográfica*. Postgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 448.
- Bordalo, A. A., 2003. Microbiological water quality in urban coastal beaches: The influence of water dynamics and optimization of the sampling strategy. *Water Research* 37 3:233-241.
- Cabelli, V. J., 1983. Health effects criteria for marine recreational waters. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EPA.600/1-80-031.
- Cacho-Cruz, A., 1995. Análisis de datos sobre la contaminación bacteriológica, en el área de bañistas de las Bahías de Manzanillo y Santiago, Col. (Noviembre de 1988-1989). Tesis. FACIMAR, Universidad de Colima, México.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2003. Diagnóstico de las playas de Acapulco, Guerrero Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Acapulco (CAPAMA) 2002.
- Dufour, A. P., 1984. Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EPA 600(1):84-004
- El saneamiento de las playas turísticas mexicanas. Una perspectiva ambiental, 2003. Semarnat, México. Secretaría de Salud. Lineamientos para determinar la calidad del agua de mar para uso recreativo con contacto primario. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Foyn, E., 1971. Municipal wastes. In: D.W. Hood (ed.). *Impingements of man on the ocean*. John Wiley & Sons. Inc., Nueva York.
- Guía Esquema de Certificación de Calidad de Playas con base a Criterios de Desempeño Sustentable NMX-AA-120-SCFI-2006. 45.
- Noble, R. T., D. F. Moore, M. K. Leecaster, C. D. McGee y S. B. Weisberg, 2003. Comparison of total coliform, fecal coliform, and *Enterococcus* bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. *Water Research* 37: 1637-1243.
- Silva, I. L. Gutiérrez, C. G. C., Galeana, M. L., López M. A., 2007. El impacto de la actividad turística en la calidad bacteriológica de agua de mar. *Gaceta Ecológica. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. 82:69-76. México D.F
- Organización Mundial de la Salud (OMS), 2002. Guía para ambientes seguros en aguas recreativas. Vol.1. México.
- Pérez-Guzzi, J. I., A. S. Zamora, A. M. Folabella, F. Isla y A. Escalante, 2006. Situación Sanitaria de la zona Balnearia de la Ciudad de Mar del Plata, Argentina. 1er Congreso Internacional del Agua. Córdoba, Argentina.
- Secretaría de Fomento Turístico Estatal (SEFOTUR), 2009. Diagnóstico de la competitividad de las playas de Acapulco, Gro. México. 20 pp.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), 2007. El saneamiento de las playas turísticas mexicanas. Una perspectiva ambiental. 30 pp.
- Velasco-Alvarado, J.C., 1986. Estudio bacteriológico en la zona de las Bahías de Manzanillo y Santiago, Col. durante el periodo verano-otoño de 1984. ESCM, México.

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN PUNTUAL Y DIFUSA EN LA BAHÍA DE ACAPULCO GUERRERO

Arellano Franco H. E., Saldaña-Fabela M. P., Ruiz López A. J., Izurieta Dávila J. L.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec Morelos.

arellano.he@gmail.com ; ajruiz@tlaloc.imta.mx; psaldana@tlaloc.imta.mx; izurieta@tlaloc.imta.mx

Palabras clave: Nutrientes, Microorganismos patógenos, Modelación, Contaminación difusa, Saneamiento.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue estimar los aportes de nutrientes y microorganismos patógenos, que por acción de las fuentes de contaminación puntuales y difusas, recibe la cuenca de la bahía de Acapulco, Guerrero; los más importantes son los que transportan los escurrimientos naturales de los principales cuatro arroyos que cruzan dicha cuenca. De igual forma, se estimaron las contribuciones de las aguas residuales, teniendo en cuenta la dinámica poblacional a través de un ciclo anual para este importante centro turístico.

Dicha estimación de llevó a cabo mediante el empleo del modelo *GWLF*, a través de la plataforma *ArcView* que fue calibrado con datos analíticos provenientes de dos etapas de monitoreo de calidad del agua, con parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de los arroyos, playas y estaciones en el interior de la bahía. De igual forma se estableció un monitoreo de la calidad microbiológica de los escurrimientos en cuatro arroyos durante la temporada de lluvias.

La modelación y datos de salida del modelo, son referencias para estimar el impacto de estos aportes en la calidad microbiológica del agua de la bahía (microorganismos patógenos CF y EF), como base para efectuar recomendaciones sobre el uso con contacto primario de la zona costera, contribuyendo a dar cumplimiento a los

criterios de ecológicos para protección a la vida acuática y a los establecidos para protección de riesgo sanitario en aguas con uso recreativo.

INTRODUCCIÓN

En la primera mitad del siglo pasado, el deterioro de la calidad del agua en zonas urbanas estuvo asociado con las fuentes puntuales de industrias, operaciones comerciales y descargas domésticas, sin embargo no fue sino hasta la década de los años 1970, cuando se observó que una parte significativa de la contaminación de las zonas urbanas eran originadas a partir de fuentes no puntuales. Las fuentes no puntuales han sido identificadas por la USEPA como la mayor causa de contaminación de cuerpos de agua superficiales.

La degradación de la calidad de los recursos hídricos es la resultante de la contaminación que afecta a los cuerpos de agua, ya sean contaminantes originados por fuentes puntuales, como descargas industriales o domésticas, o por fuentes de origen difuso, como los generados por actividades urbanas o rurales (fertilizantes, agrotóxicos, combustibles, solventes, etc.). Dentro de los principales contaminantes que se asocian a la contaminación difusa son los nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente), plaguicidas, compuestos orgánicos, sedimentos, especies químicas inorgánicas como metales pesados y organismos patógenos.

Los organismos patógenos, tales como los Coliformes fecales (CF), han sido utilizados desde hace mucho tiempo como indicadores de calidad del agua marina para recreación y contacto primario. Aunque de acuerdo con Cabelli (1983), se ha demostrado que para las aguas costeras en las cuales existe el uso recreativo con contacto primario, los Enterococos fecales (EF) son mejores indicadores para establecer las relaciones cuantitativas entre la abundancia de microorganismos fecales y el riesgo de enfermedad, por lo que el empleo de éstos últimos se ha hecho extensivo para evaluar la calidad microbiológica del agua en zonas costeras.

En el año 2002, a través de un estudio realizado por la CONAGUA e IMTA en el que fue evaluada la calidad microbiológica de las playas mexicanas, se muestra que en casi un 25% de ellas se presentaron inadecuados patrones de calidad microbiológica en el agua. Dicho estudio indicó que el decremento en la calidad del agua de las

zonas costeras con uso recreativo y contacto primario de México se debe, en gran medida, a una falta de tratamiento y disposición de las aguas residuales de los centros urbanos, aunado al aumento del turismo en las regiones costeras mexicanas. Ambos factores ocasionan daño a la ecología costera afectando a las pesquerías comerciales, a los sistemas acuáticos, y a las actividades socioeconómicas de cada región. Ésta problemática es sumamente complicada, debido a que hay orígenes diversos de contaminación y cada uno de ellos se encuentra sujeto a restricciones económicas, técnicas y políticas que condicionan la intervención gubernamental para la resolución de dichos problemas.

METODOLOGÍA

La zona de estudio está ubicada entre las coordenadas 16°48' N 99°50' O y 16°53' N 99°55' O, y comprende la cuenca exorreica del anfiteatro de la bahía de Santa Lucía, en el municipio de Acapulco de Juárez, en el estado de Guerrero. El clima predominante en la región de Acapulco es cálido sub-húmedo, con lluvias en verano. La temporada de lluvias es de junio a septiembre y la temperatura media anual es de 27.6 °C. La precipitación promedio anual que ocurre en Acapulco es de 1,415 mm, siendo los meses más lluviosos de junio a septiembre, en éste último mes se superan los 300 mm, que equivale al 27% de la precipitación total anual. Esta zona comprende un área de 55.55 km², en la cual se asienta una importante zona urbana con actividad turística ampliamente reconocida a nivel nacional e internacional la cual, hasta el año 2006, tenía una afluencia turística anual de más de 3 millones de visitantes, además de los más de 717,000 habitantes permanentes.

A través de la utilización del modelo GWLF (*Generalized Watershed Loading Function*), se llevó a cabo la estimación de los aportes de nitrógeno, fósforo y microorganismos patógenos que afectan a la bahía de Santa Lucía en Acapulco, Guerrero, por efecto de las diferentes fuentes de contaminación puntual y difusa. Se estimó la producción de aguas residuales municipales por la demanda turística, y se contrastó esta información con evaluada en campo durante los meses de marzo y julio de 2008.

En este periodo, se llevaron a cabo muestreos de calidad fisicoquímica y microbiológica del agua en matrices tales como agua residual municipal, agua de los

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

escurrimientos de los arroyos (los cuales cruzan el anfiteatro y que encuentran su desembocadura en la bahía), playas turísticas y en el interior de la bahía (Figura 1).

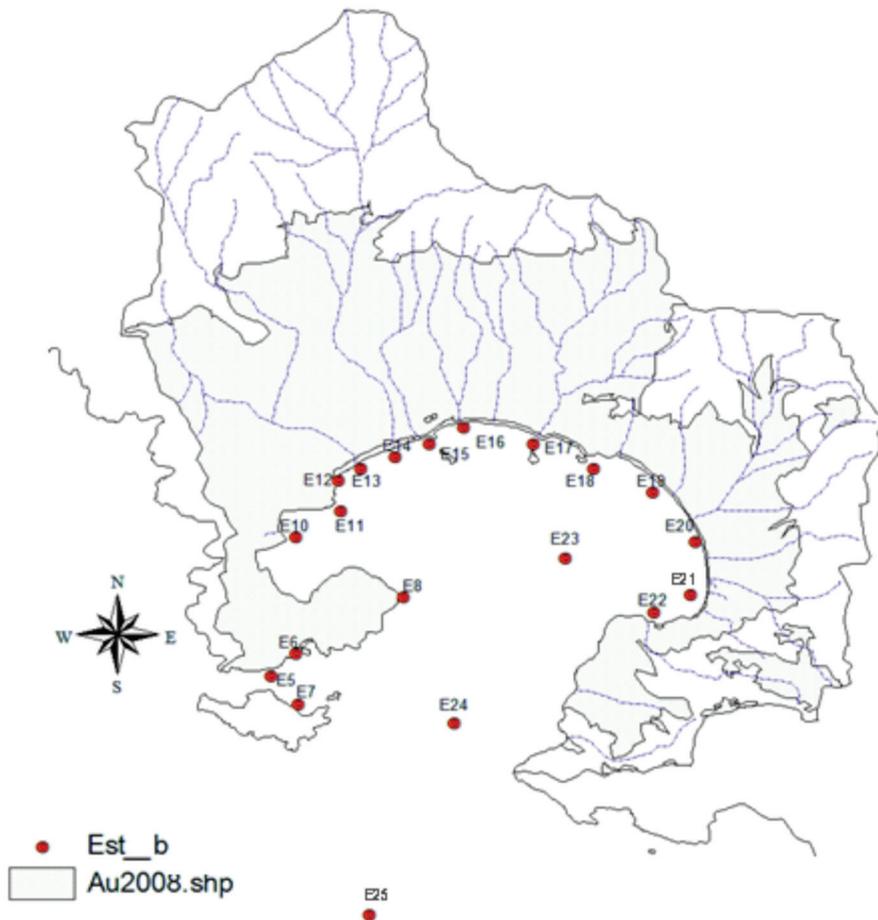


Figura 1. Estaciones de trabajo al interior de la bahía.

Para evaluar la influencia de los escurrimientos y la calidad microbiológica de los 4 arroyos principales (Aguas Blancas, El Camarón, La Garita y Costa azul), se realizaron 6 muestreos en época de lluvias (del mes de mayo a noviembre de 2008). En ellos se monitoreó parámetros fisicoquímicos y el contenido de CF y EF, realizando la determinación de las concentraciones en el laboratorio de calidad del agua del IMTA, mediante los métodos correspondientes, autorizados en la normatividad nacional (NMX-AA-042-1987, NMX-AA-120-2006).

Estos datos, obtenidos de las caracterizaciones de calidad del agua, fueron de utilidad para calibrar el modelo GWLF y así determinar los aportes de nutrientes y organismos patógenos que a pesar de sus diversos orígenes (forestal, urbano, animales de granja, vida salvaje, banco de materiales, aguas sub superficiales, fuentes puntuales y sistemas sépticos), se encuentran en la bahía, y así mismo fueron de ayuda para efectuar la evaluación del estado de calidad microbiológica del agua para determina el potencial de peligro sanitario de la zona costera con fines de uso en actividades recreativas y de contacto primario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Con los resultados de los muestreos y evaluaciones de campo efectuados en los meses de marzo y julio de 2008, se estimó, mediante el modelo GWLF la producción de aguas residuales y posteriormente, dicho estimación fue comparada con lo obtenido en las mediciones de aforo de las dos descargas de la zona poniente de la cuenca (playas Mozimba y Olvidada). Dicha comparación, permitió estimar el flujo que se pierde por infiltración en el trayecto del sistema de captación de aguas residuales y drenaje de la ciudad, y calcular las cargas de nutrientes que llegan en forma subterráneas a la bahía. De esta forma se estimó la producción neta de aguas residuales para la ciudad y puerto de Acapulco, considerando las dos zonas turísticas que están comprendidas en el área de estudio. El flujo total fue de $1.9 \text{ m}^3/\text{s}$, el cual aproximadamente tiene una pérdida por infiltración de $0.8 \text{ m}^3/\text{s}$, que representa un flujo de 1868 kg/día de nitrógeno total y 454.6kg/día de fósforo total que llegan a la bahía en forma subterránea.

Para el análisis microbiológico de los 4 arroyos principales y durante los seis eventos de muestreo efectuados en lluvias, se adoptó como criterio para el inicio de la toma

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

de muestras, el primer escurrimiento resultado de la precipitación de la lluvia, posterior al cual se efectuaron muestreos consecutivos cada 15 minutos mientras persistieran la precipitación y el escurrimiento en el cauce de los arroyos.

Tabla 1. Contenido de los indicadores microbiológicos de calidad del agua en arroyos.

Coliformes fecales (NMP/100mL)						
Arroyo	18-may-08	20-may-08	09-jun-08	30-jul-08	08-sep-08	11-nov-08
<i>Aguas Blancas</i>	N/R	4.57E+07	5.37E+06	6.85E+06	2.45E+06	1.86E+03
<i>El Camarón</i>	N/R	5.05E+06	1.14E+06	2.99E+06	7.46E+05	4.61E+04
<i>La Garita</i>	1.50E+06	1.16E+03	7.67E+03	6.06E+05	6.78E+05	1.68E+03
<i>Costa Azul</i>	N/R	N/R	1.50E+03	2.24E+06	1.11E+05	4.06E+03
Enterococos fecales (NMP/100mL)						
Arroyo	18-may-08	20-may-08	09-jun-08	30-jul-08	08-sep-08	11-nov-08
<i>Aguas Blancas</i>	N/R	1.59E+05	4.76E+05	7.14E+05	2.54E+05	6.16E+03
<i>El Camarón</i>	N/R	1.09E+06	3.94E+04	1.75E+05	8.59E+04	9.91E+03
<i>La Garita</i>	1.01E+05	3.51E+05	9.70E+05	1.23E+06	1.97E+06	5.87E+03
<i>Costa Azul</i>	N/R	N/R	2.89E+05	1.77E+05	2.53E+06	1.25E+03

N/R= No reportado

En la tabla 1, se observa que la máxima concentración de CF fue de 4.57×10^7 NMP/100mL, obtenida durante las primeras lluvias del mes de mayo de 2008 en el arroyo Aguas Blancas, el cual recibe parte de las descargas de aguas residuales que se infiltran y se conducen hasta su desembocadura en la bahía. Se puede también apreciar que existe una tendencia de estos indicadores (CF) a disminuir conforme avanza el periodo de lluvias, lo que es explicado en gran parte por el lavado de las microcuencas que conforman el área de estudio.

De las cuatro microcuencas, el arroyo Aguas blancas fue el que tuvo las máximas concentraciones de CF, presumiblemente debido al arrastre de material de origen orgánico proveniente de la acumulación de la microcuenca, y a medida que el temporal de lluvias avanza hasta llegar al mes de noviembre, se observa la disminución de sus concentraciones por el efecto del lavado de la cuenca. Cabe mencionar que en esta cuenca se encuentra la mayor densidad poblacional y mayor gasto de descargas de aguas residuales municipales. Lo anterior se debe principalmente al mal estado en que se encuentra el sistema de alcantarillado de la ciudad. En todos los casos, se advierte que las concentraciones rebasaron el límite máximo permitido por los

MONITOREO AMBIENTAL

Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, en el rubro de Protección de la Vida Acuática (200 NMP/100mL) (DOF, 1989).

En relación a los EF, su máximo contenido fue de 2.53×10^6 detectado en el escurrimiento del arroyo la Garita, durante el mes de septiembre de 2008. De acuerdo al modelo GWLF el mes de septiembre es el de mayor precipitación en toda la cuenca. En el caso de este parámetro microbiológico, se aprecia una tendencia a incrementarse ligeramente conforme avanza el temporal de lluvia, llegando a su máximo en el mes de septiembre, cuando el arrastre y lavado de la cuenca es mayor y posteriormente se reducen. A pesar de lo anterior, las concentraciones detectadas sobrepasan en todos los casos el límite de protección sanitaria señalada en el marco normativo de México para EF en playas, en el rubro de uso recreativo y de contacto primario.

Tabla 2. Concentraciones de indicadores microbiológicos de calidad del agua en playas.

<i>Playa</i>	Coliformes fecales (NMP/100mL)		Enterococos fecales (NMP/100mL)	
	<i>mar-08</i>	<i>jul-08</i>	<i>mar-08</i>	<i>jul-08</i>
Caletilla	1.10E+03	2.42E+04	3.00E+01	8.00E+01
Caleta	9.00E+00	1.30E+04	2.00E+01	3.00E+01
Aguas blancas	1.50E+02	2.16E+02	3.87E+03	<1
El Camarón	<3	1.07E+03	<1	1.00E+01
Michoacán	3.90E+01	9.60E+02	1.00E+01	1.22E+03
Papagayo	2.10E+01	NR	9.60E+01	NR
La Diana	9.30E+01	1.55E+04	7.40E+01	1.55E+05
Condesa	4.60E+02	1.01E+04	8.50E+01	<1
Copacabana	4.30E+01	1.09E+03	<1	<1
Hyatt	2.10E+01	1.41E+04	1.09E+02	4.00E+01
Roqueta	9.00E+00	1.12E+04	<1	6.00E+01

En lo que respecta al muestreo en playa (tabla 2 y figura 2), se observa que en todas las estaciones de muestreo en playa, los CF se incrementan de manera importante de marzo a julio. Los valores mínimos de marzo se observan en las playas El Camarón, Caleta y Roqueta (< 9 NMP/100mL), que contrastan con las concentraciones máximas de julio, especialmente en Caletilla, La Diana, Hyatt y

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Caleta con abundancias de 1.3×10^4 a 2.42×10^4 CF NMP/100mL. El incremento en la abundancia de CF, coincide con el periodo de máxima afluencia turística al puerto.

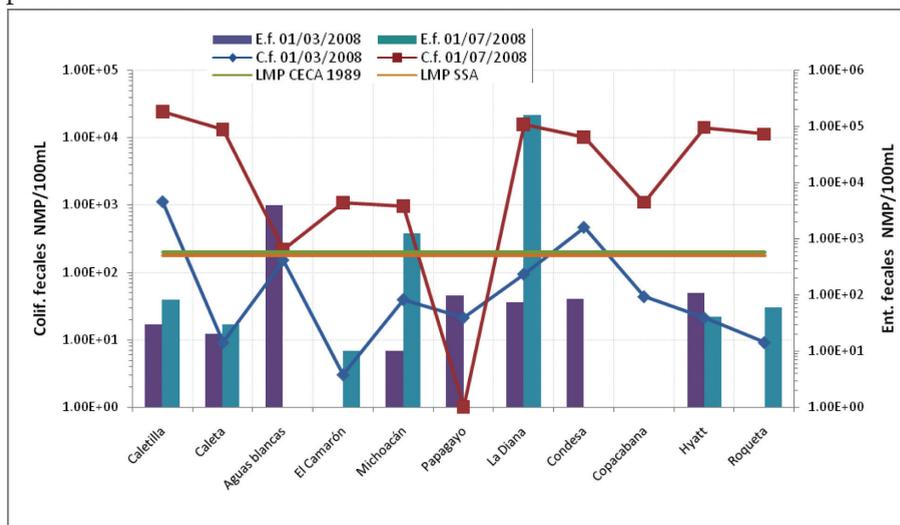


Figura 2. Comportamiento de los indicadores microbiológicos de calidad del agua en las playas turísticas.

Para los EF, durante marzo, sólo la playa de Aguas Blancas presenta una concentración por arriba del límite sanitario de 500 NMP/100mL, con 3.87×10^3 NMP/100mL contenido que la clasifica como playa con riesgo sanitario, mientras que el resto de las playas se mantienen con concentraciones de Enterococos fecales reducidas (< 100 EF NMP/100mL), y son aptas para uso recreativo y de contacto primario (tabla 2, Figura 2).

En el segundo muestreo, del mes de julio, la concentración de EF se incrementa a niveles por arriba del criterio de seguridad en dos playas, en La Diana, (1.55×10^5 NMP/100mL) y en la playa Michoacán (1.22×10^3 NMP/100mL), mientras que las ocho restantes se conservaron con valores por debajo del límite de riesgo sanitario (< 100 EF NMP/100mL). En la playa La Diana, hay escurrimiento permanente del arroyo y al final del mismo se encuentra un estanque artificial en donde se retiene

MONITOREO AMBIENTAL

el agua de este arroyo para después conducirla a la bahía y la playa de Michoacán, se ubica frente al parque Papagayo, en donde hay una gran afluencia turística, en especial en la temporada vacacional, además de ser uno de los arroyos que trae consigo el contenido de descargas de tipo residual.

Para el caso de la caracterización de la bahía, los datos de concentraciones de nutrientes y microorganismos patógenos se presentan en la tabla 3.

Tabla 3. Concentraciones de Nutrientes y Organismos patógenos en la bahía.

Estación	Coliformes fecales (NMP/100mL)		Enterococos fecales (NMP/100mL)		Nitrógeno total (mg/L)		Fósforo total (mg/L)	
	mar-08	jul-08	mar-08	jul-08	mar-08	jul-08	mar-08	jul-08
E5	<3	7.30E+01	4.00E+01	<1	<1.20	<1.20	0.053	0.090
E6	9.00E+00	3.28E+03	1.00E+01	3.00E+01	<1.20	<1.20	0.107	0.050
E7	2.30E+01	2.72E+02	1.00E+01	2.72E+02	<1.20	<1.20	0.049	<0.0186
E8	2.40E+02	9.32E+02	<1	<1	<1.20	<1.20	0.030	0.020
E10	2.30E+01	1.41E+02	<1	2.26E+02	<1.20	<1.20	<0.018	0.050
E11	7.50E+01	7.20E+01	2.00E+01	2.13E+02	<1.20	<1.20	0.034	0.050
E12	2.10E+01	2.23E+02	4.10E+01	5.20E+01	1.50	<1.20	0.035	0.080
E13	4.60E+02	2.06E+02	4.10E+01	1.08E+02	<1.20	<1.20	0.052	0.050
E14	2.10E+01	2.59E+02	<1	<1	<1.20	<1.20	<0.018	0.040
E15	7.00E+00	1.44E+02	<1	3.10E+01	<1.20	<1.20	0.036	0.060
E16	<3	3.41E+02	<1	9.60E+01	<1.20	<1.20	0.035	0.030
E17	7.00E+00		<1		<1.20	<1.20	0.041	0.180
E18	4.00E+00	2.42E+02	2.00E+01	1.00E+01	<1.20	<1.20	<0.018	0.090
E19	4.00E+00	4.10E+01	2.00E+01	1.00E+01	<1.20	<1.20	0.052	0.080
E20	<3	7.52E+02	<1	2.42E+04	<1.20	<1.20	0.042	0.090
E21	4.30E+01	2.45E+02	7.50E+01	1.97E+02	<1.20	<1.20	0.043	0.070
E22	<3	5.19E+02	<1	8.60E+02	<1.20	<1.20	0.043	0.030
E23	<3	1.07E+02	<1	1.00E+01	<1.20	<1.20	0.030	0.030
E24	4.00E+00	2.20E+02	1.00E+01	1.00E+01	<1.20	<1.20	0.032	0.040
E25	<3	3.84E+02	2.00E+01	1.00E+01	<1.20	<1.20	0.034	0.019

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

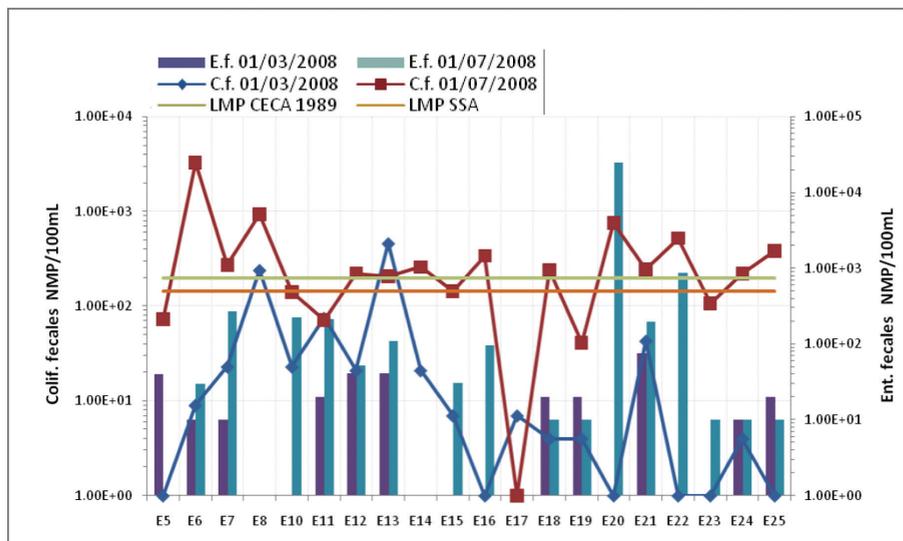


Figura 3. Comportamiento de los indicadores microbiológicos de calidad del agua en la bahía.

En la figura 3, se aprecia un incremento en la concentración de CF en agua de la bahía de Acapulco de marzo a julio. Durante el mes de marzo, el valor máximo fue de 4.60×10^2 en la estación E13, mientras que para el mes de julio, casi de forma uniforme, las concentraciones se incrementaron en un orden de magnitud, teniendo concentraciones por lo general mayores de 1.0×10^2 NMP/100mL, y un valor máximo en la estación E6 de 3.28×10^3 NMP/100mL (figura 1).

Podemos observar la dispersión e identificar los puntos de muestreo en donde las concentraciones de CF en la bahía son mayores. Sobresalen en particular 5 sitios del primer muestreo, de los cuales tres se encuentran dentro de la bahía de Acapulco. El de mayor concentración está situado en el lugar conocido como “La roca del Elefante” (E8) en el límite de la bahía. El que le sigue se localiza frente a la playa del arroyo Costa Azul (E20), y el tercero se ubica frente a la playa El Secreto (E22), en donde se localiza de forma permanente una descarga de agua residual proveniente de la zona habitacional y que llega a esta playa para mezclarse con el agua marina. Los otros dos sitios con concentraciones de CF elevadas se encuentran fuera de la bahía, el sitio E6 se asocia a las descargas de los servicios sanitarios de las playas de

Caleta y Caletilla y el E25, ubicado 2km mar adentro frente a la bahía, se ubica en el área de influencia de la pluma de la descarga de aguas residuales de la Ciudad de Acapulco.

Para el segundo muestreo se observó que en el canal que lleva hasta la isla de Roqueta se incrementan las concentraciones de CF debido principalmente a la alta afluencia turística durante el periodo de muestreo, además del aumento en el aporte de los principales arroyos por acción de las lluvias, cuyas aguas contienen también elevadas concentración de CF (tabla 1).

De acuerdo con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, (CECA, 1989), se especifica que el límite máximo permisible para los CF no deben exceder de 200 NMP/100mL, para agua dulce o marina, de contacto primario con uso recreativo y protección de la vida acuática, es por ello, que los CF se emplearon para contrastar los resultados obtenidos para los escurrimientos de los arroyos, así como también en el agua de las playas.

Los EF, tuvieron un comportamiento similar a lo observado en CF. En el mes de marzo se presentaron concentraciones reducidas, de 10 a 75 EF NMP/100mL mientras que en julio se observaron ligeros incrementos para la mayoría de los sitios sin embargo sus concentraciones fueron menores a 300 NMP/100mL. Solo en las estaciones E20 y E22 los conteos bacterianos alcanzaron valores superiores (2.42×10^4 , y 8.60×10^2 NMP/100mL, respectivamente) que exceden el criterio de calidad de seguridad sanitaria (500 NMP/100mL).

En el caso del nitrógeno total, no se apreciaron cambios espaciales o temporales de su concentración para toda la bahía, con niveles por debajo del límite de cuantificación ($<1.20\text{mg/L}$). Para el fósforo, se observaron algunas variaciones numéricas entre sitios, así como ligeros incrementos para algunas estaciones durante el mes de julio, sin embargo dichas diferencias no aportan información relevante a este estudio.

CONCLUSIONES.

De acuerdo con las estimaciones de las cargas de nutrientes (nitrógeno y fósforo) que se aportan a la bahía de Santa Lucía, en el municipio de Acapulco, se calculó

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

que ésta es del orden de 1868 kg/día de nitrógeno total y de 454.6kg de fósforo, concentraciones que se presume provienen de las infiltraciones de agua residual del sistema de alcantarillado de la ciudad y puerto de Acapulco. Al mismo tiempo, los arroyos son una importante fuente de nutrientes y microorganismos patógenos como los CF y EF a la bahía, los cuales provienen en gran medida de las descargas clandestinas hacia los cauces de los arroyos que cruzan en el anfiteatro, y que afectan la calidad del agua en la zona de mezclado.

Las aguas de la bahía de Santa Lucía, en el municipio de Acapulco son utilizadas con fines recreativos y de contacto primario aún cuando en ocasiones persiste riesgo sanitario asociado a la carga de microorganismos de origen fecal. Se recomienda implementar un plan de rehabilitación del alcantarillado a fin de minimizar el aporte de nutrientes y de microorganismos patógenos para evitar su infiltración durante la conducción hasta un sistema de tratamiento. Asimismo, sería conveniente intensificar la recolección de los residuos sólidos generados en la cuenca, ya que estos actualmente son vertidos y depositados clandestinamente en los principales cauces de los arroyos, los cuales tienen como destino final, la bahía de Santa Lucía. De esta manera podría mejorarse la calidad del agua de la bahía y cumplir con la reglamentación que actualmente se encuentra vigente en nuestro país para protección de la vida acuática y para protección contra riesgos sanitarios y que aplica en esta zona debido al su uso como espacio recreativo de gran interés socioeconómico. Aunado a esto, es necesaria la vigilancia de la región mediante un programa de monitoreo de calidad del agua más estricto para los afluentes naturales que drenan a la bahía, a fin de lograr contar con información continua actualizada que permita prevenir posibles eventos infecciosos en los usuarios de las playas y así mismo permita mantener al público informado sobre las variaciones de la calidad del agua de éstas playas recreativas.

BIBLIOGRAFÍA.

- Novotny Vladimir & Harvey Olem., 1994. Water Quality, Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution. Van Nostrand Reinhold. Ed. John Wiley and Sons, Inc. 1st ed., New York, USA, 1054pp.
- Cabelli, VJ., 1983. Health effects criteria for marine recreational waters. Research Triangle Park, USEPA. 98 p. EPA-600/1-80-031.

- CONAGUA e IMTA, 2002. Estudio de Calidad del Agua y Evaluación del Impacto sobre su Uso en la Bahía de Acapulco, Informe Final, 80p.
- Diario Oficial de la Federación, 1989. Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA 001/89. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 13 de diciembre de 1989, México D.F.
- INEGI, 2005. Compendio de Estadísticas Turísticas del Municipio de Acapulco de Juárez 2002 - 2006; Dirección General de Turismo Municipal; H. Ayuntamiento Constitucional de Acapulco de Juárez. II Conteo de Población y Vivienda.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. SCFI., 1980. Norma Mexicana NMX-AA-003-1980 Aguas residuales – muestreo.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. SCFI., 1987. Norma Mexicana NMX-AA-42-1987 Calidad del agua determinación del Número mas Probable (NMP) de Coliformes Totales, Coliformes Fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. SCFI., 2006. Norma Mexicana NMX-AA-120-2006. Que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas. Pag. 29-37.
- Secretaría de Salud, 2004. Lineamientos para determinar la calidad del agua de mar para uso recreativo con contacto primario. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. México.
- Warfield Corina, Rus Juanito, Hart Ian, and Bode Goldman Josh, 2004. *Improving coastal water quality in México*. School of Public Policy. University of California, Berkeley, USA. 47pp.

**BIOMONITOREO DE LA CONTAMINACIÓN METÁLICA
ATMOSFÉRICA CON *Tillandsia usneoides* L.
EN TLAXCOAPAN, HIDALGO**

Calvario-Rivera C. I.¹, Beltrán-Hernández R. I.¹, Del Razo-Jiménez L. M.²,
Vázquez-Rodríguez G. A.¹ y Lucho-Constantino C. A.³.

¹Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. ²Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN. ³Universidad Politécnica de Pachuca.

calvario78@yahoo.com.mx; rosa@uaeh.edu.mx, ldelrazo@cinvestav.mx,
gvazquez@uaeh.edu.mx, a_lucho@yahoo.com.mx

Palabras claves: Biomonitorio, contaminación metálica, *Tillandsia usneoides*.

RESUMEN

Tillandsia usneoides L. es una bromelia epífita aérea que cubre sus requerimientos nutrimentales directamente del aire, por lo que ha mostrado ser muy útil en el biomonitorio de contaminantes atmosféricos. Debido a lo anterior, se le seleccionó para evaluar la depositación metálica atmosférica en Tlaxcoapan, Hgo. Con la finalidad de evaluar los contaminantes en el aire, se colocaron unidades de monitoreo atmosférico (minivol, Arimetrics) y biomonitores (*T. usneoides* L.) durante los meses de febrero a abril de 2008. Posteriormente, se analizó la concentración de Ca, Cu, Mn, Pb, Fe y Zn en los filtros de los minivols y en el biomonitor; en este último también se analizaron las concentraciones de clorofilas y malondialdehído (MDA; indicador de daño oxidativo) con el propósito de observar si existe correlación entre la absorción metálica y ambos parámetros biológicos. El biomonitor mostró preferencia por la bioacumulación de Pb y Ca (concentraciones máximas de 51.2 y 20,566 mg/kg de peso seco, respectivamente), además los factores de enriquecimiento calculados, tanto en los filtros como en el biomonitor, indican que *T. usneoides* refleja en gran medida el Pb presente en el aire ambiente. Por otra parte, se observó una correlación significativa entre las concentraciones de MDA, Ca, Pb y Zn, y el contenido de clorofilas totales. *T. usneoides* mostró ser un biomonitor adecuado para Pb y Ca y aunque a nivel macroscópico la planta no sufrió daños

visibles debido a la depositación atmosférica, la correlación entre los parámetros biológicos medidos podría indicar un posible estrés metálico.

Palabras clave: Biomonitor, contaminación metálica atmosférica, estrés oxidativo, clorofila.

INTRODUCCIÓN

Los metales están clasificados entre los grupos de contaminantes antropogénicos más peligrosos debido a su toxicidad y persistencia en el ambiente, por lo que la evaluación de la depositación metálica atmosférica es de vital importancia. Desde el 2004, el Consejo Estatal de Ecología en el estado de Hidalgo se encarga de monitorear contaminantes criterio (PM, SO₂, CO, CO₂, NO_x) en la región de Tula-Tepeji y otros poblados cercanos mediante una red de monitoreo. Sin embargo, el riesgo potencial que representan esos contaminantes, se calcula solamente como una función de su concentración en la fase del vapor, sin tomar en consideración el tiempo de exposición, biodisponibilidad y, efectos antagonísticos y/o sinérgicos (Lowry, 1995). En contraste con los métodos físicos y químicos convencionales, los métodos biológicos permiten la evaluación directa del potencial tóxico de los contaminantes del aire, de manera que los datos biológicos pueden ser usados para estimar el impacto ambiental sobre otros organismos incluyendo humanos (Carreras *et al.*, 2008). Por ello, el biomonitoreo es una alternativa competitiva, la cual consiste en la observación continua de un área con la ayuda de biomonitores (Kettrup y Marth, 1998; De Temmerman *et al.*, 2004). Los biomonitores pueden ser muy útiles debido a su alta sensibilidad a un amplio espectro de sustancias o a su tolerancia a altos niveles de una sustancia acumulada en sus tejidos durante cierto período de tiempo. Además, debido a su bajo costo de mantenimiento y cultivo, es posible usarlos para monitorear grandes áreas (De Temmerman *et al.*, 2004). Entre las especies comúnmente empleadas como bioindicadores de los contaminantes atmosféricos, se encuentra *Tillandsia usneoides* L. la cual es una bromeliácea epífita aérea, que vive sobre árboles u otros tipos de estratos inertes, absorbiendo agua y nutrientes directamente del aire y tiene la capacidad de acumular en sus tejidos concentraciones relativamente altas de metales y otros elementos tóxicos (Brighigna *et al.*, 1997; Pignata *et al.*, 2002). El presente trabajo, pretende evaluar la relación entre la acumulación de elementos metálicos atmosféricos y la respuesta fisiológica

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

en el biomonitor *Tiillandsia usneoides* L. expuesto en Tlaxcoapan ubicado dentro del corredor industrial Tula-Vito-Apasco, el cual es considerado como zona crítica debido a que existe una intensa actividad industrial y comercial que continuamente está emitiendo desechos al ecosistema (NOM-043-SEMARNAT-1993).

METODOLOGÍA

Sitio de muestreo

Tlaxcoapan (N 20° 05.509', O 99° 13. 671') es un pequeño poblado (20,000 habitantes) ubicado al suroeste del estado de Hidalgo (figura 1). En sus cercanías se encuentran diversas industrias, entre las que destacan una refinería, una termoeléctrica, extractoras de materiales pétreos, cementeras, entre otras (Periódico Oficial, 2002; INEGI 2005).

Muestreo y análisis de materia particulada PM_{10}

Para el análisis de la concentración elemental en el material particulado de los aerosoles, en Tlaxcoapan se colocó una unidad de monitoreo atmosférico (minivol)



Figura 1. Localización geográfica del municipio de Tlaxcoapan

durante la época de estiaje (febrero a abril) de 2008. La captación del material particulado se realizó en filtros de policarbonato de 47 mm, los cuales se analizaron para determinar la concentración de elementos traza utilizando el método del PIXE (*Proton Induced X-Ray*) de acuerdo a la metodología propuesta por la EPA, (1999), el NIST, (2005) y Skov *et al.* (2006).

Muestreo y análisis de plantas

De forma paralela al monitoreo de PM_{10} y empleando la técnica del biomonitoreo activo se colocaron plantas de prueba de *Tillandsia usneoides* L. a una altura de 6 m utilizando soportes semejantes a los árboles (figura 2). El muestreo se realizó semanalmente recolectando 3 muestras al azar durante 12 semanas.



Figura 2. Soporte empleado en el biomonitoreo con *T. usneoides*

Análisis de metales

Para el análisis de metales, se colocaron aproximadamente 300 mg de planta (peso seco) y 10 mL de HNO₃ en vasos de teflón. Posteriormente, las muestras se llevaron a digestión en un horno de microondas (CEM, E.U.A.) de acuerdo al método 3052 de la EPA. La determinación de cada uno de los metales se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica (VARIAN, Australia).

Determinación de clorofilas

Se colocaron 200 mg de planta fresca, previamente lavada, en frascos de vidrio y se adicionaron 5 mL de dimetilformamida (DMF) concentrada. Dichos recipientes se taparon, se mantuvieron en oscuridad y se refrigeraron. Después de 48 h se determinó la absorbancia de las muestras a tres longitudes de onda: 618, 647 y 665 nm empleando un espectrofotómetro (Thermo Scientific, E.U.A.). Las concentraciones de las clorofilas (a, b y totales) se determinaron empleando las ecuaciones de Lambert Beer descritas por Inskeep y Bloom (1985).

Determinación de MDA

El contenido de MDA se determinó de acuerdo al método basado en Buege y Aust (1978). Se obtuvo un extracto empleando 300 mg de planta fresca y 10 mL de TCA (ácido tricloroacético) al 2.5%. El extracto se centrifugó a 4000 rpm durante 20 minutos. Se tomó 1 mL del sobrenadante y se le adicionaron 2 mL de TBA (ácido tiobarbitúrico) al 0.5% y 5 µL de BHT (hidroxitolueno butilado) al 3.75%. Posteriormente, la muestra se calentó durante 30 minutos a baño María. Al final de dicho tiempo, la muestra se introdujo en hielo para detener la reacción. La absorbancia de las muestras se determinó a 532 y 600 nm empleando un espectrofotómetro (Thermo Scientific, E.U.A.). La concentración de MDA se calculó empleando el coeficiente de extinción molar 155 mM⁻¹.cm⁻¹.

Factores de enriquecimiento

El cálculo del factor de enriquecimiento se realizó de acuerdo a Szczepaniak y Biziuk (2003), quienes indican que es necesario normalizar las concentraciones obtenidas empleando uno de los elementos mayoritarios presentes en los suelos de la zona. Los elementos más frecuentemente utilizados como referencia son Sc, Mn, Al, Fe, Si y Ti (Loska *et al.*, 1995; Szczepaniak y Biziuk, 2003; Zambrano *et al.*, 2009). Las

concentraciones fueron normalizadas con base en la abundancia de Ca en el suelo y de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$FE = \left(\frac{X_m}{Ca} \right)_{\text{Biomonitor}} / \left(\frac{X_m}{Ca} \right)_{\text{Suelo}} \quad \text{Ec. (1)}$$

donde: FE es el factor de enriquecimiento; X_m es la concentración del elemento examinado; $()_{\text{Biomonitor}}$ se refiere a la cantidad del elemento en *T. usneoides*; $()_{\text{Suelo}}$ se refiere a la cantidad del elemento en el suelo. Las concentraciones elementales en el suelo corresponden a las reportadas por Lozano y Bernal (2005).

RESULTADOS

En la tabla 1 se muestra un resumen de las concentraciones medidas en el biomonitor (mg/kg de peso seco). C_i corresponde a la concentración del elemento en la muestra no expuesta, mientras que C_m corresponde a la concentración del elemento en el biomonitor expuesto. *T. usneoides* mostró preferencia por la bioacumulación de Ca y Pb, alcanzado valores máximos de 20,566 y 51.2 mg/kg de peso seco, respectivamente. En el caso del Zn la tendencia observada fue decreciente, mientras que para el Fe y el Mn, las tendencias fueron variables.

Por otra parte, empleando las concentraciones elementales obtenidas del monitoreo de materia particulada (datos no mostrados), se calcularon los FE para cada elemento en los filtros. De forma similar, empleando las concentraciones elementales en *T. usneoides*, se calcularon los FE para cada elemento en el biomonitor (tabla 2).

En las figuras 3 y 4, se muestran las dinámicas de MDA, Pb y clorofilas (a, b y totales) en *T. usneoides* expuesta en el poblado de Tlaxcoapan. Las concentraciones de Pb y MDA (daño oxidativo) incrementaron de forma simultánea, al final del periodo de estudio se observó el valor máximo de MDA (33.0 nmol de MDA/kg de peso fresco). Se observó que al mismo tiempo que incrementaba el periodo de exposición, la concentración de Pb y de MDA, disminuían las concentraciones de clorofilas en la planta.

Con el objetivo de encontrar relaciones estadísticamente significativas entre los parámetros biológicos medidos y la mayoría de los metales analizados, se calcularon las correlaciones de Pearson para cada par de variables (tabla 3).

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Tabla 1. Concentraciones medidas en *T. usneoides* (mg/kg de peso seco) expuesta durante la temporada de estiaje de 2008 en el municipio de Tlaxcoapan.

METAL	C_i ± SD	C_m
Ca	8483 ± 467	
Mínima		14950 ± 357
Promedio		17705 ± 1958
Máxima		20566 ± 293
Cu	7.5 ± 0.4	
Mínima		1.4 ± 0.1
Promedio		4.0 ± 1.5
Máxima		7.5 ± 0.4
Fe	614 ± 32.2	
Mínima		503 ± 22.0
Promedio		598 ± 46.8
Máxima		679 ± 31
Mn	36.9 ± 0.4	
Mínima		41.7 ± 1.1
Promedio		48.3 ± 4.9
Máxima		56.1 ± 1.8
Pb	0.30 ± 8x10 ⁻⁵	
Mínima		9.9 ± 0.2
Promedio		36.5 ± 12.9
Máxima		51.2 ± 1.1
Zn	28.16 ± 0.54	
Mínima		6.0 ± 0.2
Promedio		10.9 ± 3.4
Máxima		28.2 ± 0.5

MONITOREO AMBIENTAL

Tabla 2. Factores de enriquecimiento (FE) para cada uno de los elementos analizados en *T. usneoides* y en el material particulado (PM₁₀) durante la temporada de estiaje de 2008 en el municipio de Tlaxcoapan.

METAL	FE	
	Biomonitor	Filtro
Esenciales		
Ca	2.00	1.00
Cu	26.49	213.62
Fe	171.20	690.37
Mn	9.07	9.52
Zn	58.08	619.50
No esenciales		
Pb	224.00	256.35

Tabla 3. Análisis de correlaciones de Pearson entre las concentraciones de metales encontradas en *T. usneoides* y los parámetros biológicos medidos.

	Cha	Chb	Cht	MDA	Pb	Ca	Mn	Fe
Cha	-	-	-	-	-	-	-	-
Chb	0.604	-	-	-	-	-	-	-
Cht	0.761	0.657	-	-	-	-	-	-
MDA	-0.864	-0.601	-0.811	-	-	-	-	-
Pb	-0.719	-0.741	-0.633	0.769	-	-	-	-
Ca	-0.797	-0.778	-0.759	0.781	0.829	-	-	-
Mn	ns	ns	-0.613	ns	ns	ns	-	-
Zn	0.685	0.664	0.751	-0.811	-0.804	-0.873	ns	ns
Cu	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.598

ns: no significativa

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

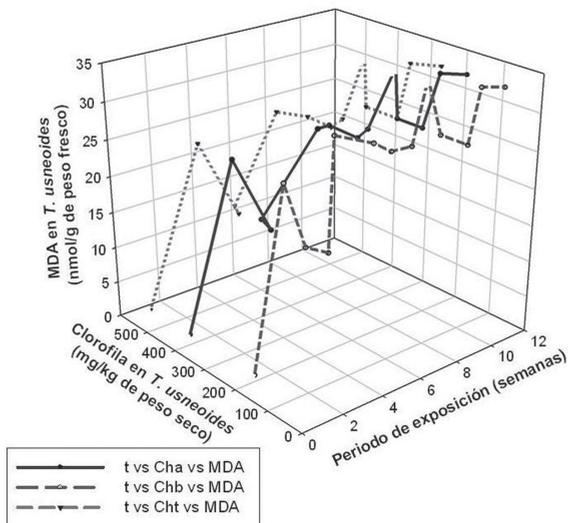


Figura 3. Dinámicas de MDA, clorofilas a (cha), b (chb) y totales (cht) en *T. usneoides* expuesta en el municipio de Tlaxcoapan durante la temporada de estiaje de 2008.

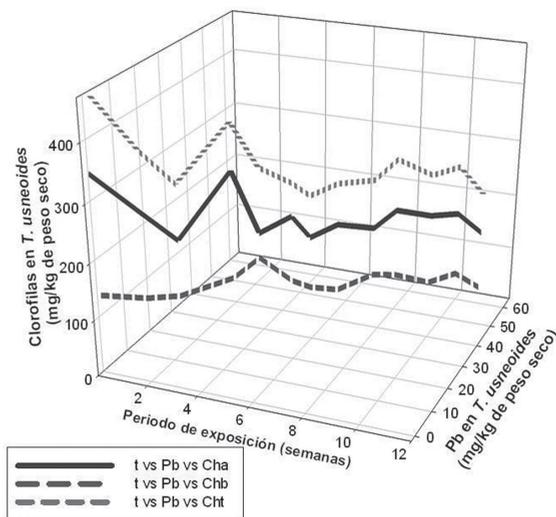


Figura 4. Dinámicas de Pb y clorofilas a (cha), b (chb) y totales (cht) en *T. usneoides* expuesta en el municipio de Tlaxcoapan durante la temporada de estiaje de 2008.

DISCUSIÓN

Aunque las concentraciones de Pb medidas en *T. usneoides* fueron relativamente altas, las muestras permanecieron verdes e incluso se observaron pequeños brotes durante ambos periodos de estudio. Esto indica que la planta fue fisiológica y metabólicamente hábil para acumular los elementos presentes en la atmósfera. Por otra parte, ciertos estudios han mostrado que el Ca juega un papel muy importante en la capacidad de las plantas para tolerar metales tóxicos como el Pb y aunque en la actualidad no se conoce del todo la ruta mediante la cual el Pb es absorbido por las plantas, a nivel molecular no se espera que las células de las plantas posean transportadores específicos para Pb y otros elementos no esenciales, más bien se presume el uso de unos ya existentes. Por lo tanto, es posible que el Pb^{2+} pueda ser transportado a través de la ruta del Ca^{2+} . También, es posible que la ruta del Ca sea usada por los iones de Pb para cruzar la membrana celular debido a la alta afinidad del Pb a los sitios enlazantes del Ca en las estructuras biológicas (Habermann *et al*, 1983; Vijverberg *et al*. 1994; Antosiewicz, 2005).

T. usneoides mostró ser un biomonitor adecuado para Pb y Ca, sobre todo para el primero, ya que de acuerdo a los FE calculados, la planta refleja más del 80% del Pb en el aire ambiente. Aunado a lo anterior, *T. usneoides* no sufrió daños visibles debido a la depositación atmosférica aún cuando hubo alcanzado las máximas concentraciones de ambos elementos.

Ciertas investigaciones han relacionado el contenido de clorofilas con diversos tipos de estrés en las plantas y la senescencia. Es bien conocido que el contenido de clorofila en las plantas es un importante parámetro para evaluar el estatus de las mismas. Por ejemplo, el contenido de clorofilas, puede ser usado como un índice del potencial fotosintético así como de la productividad de una planta. Además, la concentración de clorofila proporciona una estimación indirecta del estatus nutrimental de la planta debido a que la mayor parte del N, sobre todo en las hojas, se encuentra en las clorofilas (Goericke y Repeta, 1993). Con base en lo anterior y los valores de las correlaciones altamente significativas entre las concentraciones de MDA, Cha, Chb, Ca, Pb y Zn, el daño oxidativo generado en *T. usneoides* podría ser atribuido a un posible estrés metálico.

CONCLUSIONES

T. usneoides mostró ser un biomonitor adecuado para Ca y Pb. La depositación metálica en *T. usneoides* no afectó el crecimiento de la planta, ya que se observaron brotes, aún cuando se alcanzó la concentración máxima de Pb.

El incremento en la concentración de MDA en el biomonitor expuesto, así como la disminución en el contenido de clorofilas, puede ser atribuido a un posible estrés metálico por el aumento en las concentraciones de Pb y Ca en los tejidos de la planta.

Aunque estos resultados son preliminares, proporcionan una idea del impacto que puede tener la exposición prolongada de un organismo en los sitios estudiados.

BIBLIOGRAFÍA

- Antosiewicz D.M., 2005. Study of calcium-dependent lead-tolerance on plants differing in their level of Ca-deficiency tolerance. *Environ. Pollut.* 134: 23-34.
- Goericke R. y Repeta D.J., 1993. Chlorophylls a and b and divinyl chlorophylls a and b in the open subtropical North Atlantic Ocean *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101: 307-313.
- Brighigna L., Ravanelli M., Minelli A. y Ercoli L., 1997. The use of an epiphyte (*Tillandsia caput medusae morren*) as bioindicator of air pollution in Costa Rica. *Sci Total Environ.* 198: 175-180.
- Buege J.A. y Aust S.D., 1978. Microsomal lipid peroxidation. *Meth. Enzym.* 52: 302-310.
- Carreras H.A., Wannaz E.D. y Pignata M.L., 2008. Assessment of human health risk related to metals by the use of biomonitors in the province of Córdoba, Argentina. *Environ. Pollut.* 157: 117-122.
- De Temmerman L., Bell J.N.B., Garrec J.P., Klumpp A., Krause G.H.M. y Tonneijck A.E.G., 2004. Biomonitoring of air pollution with plants-considerations for the future. In: Klumpp A., Ansel W. y Klumpp G. (Eds.), *Urban Air Pollution, Bioindication and Environmental Awareness*. Cuvillier Verlag, Göttingen, pp. 337-373.
- EPA. Environmental Protection Agency, 1999. Determination of metals in ambient particulate matter using proton induced X-ray emission (PIXE) spectroscopy. Compendium of methods for the determination of inorganic compounds in ambient air. 1-20.
- EPA. 3052. Environmental Protection Agency, 2009. Microwave assisted digestion of siliceous and organically based matrices, available at: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/3052.pdf>.
- Habermann E., Crowell K. y Janicki P., 1983. Lead and other metals can substitute for Ca²⁺

- in calmodulin. *Arch. Toxicol.* 54: 61-70.
- INEGI, 2005. II Censo de Población y Vivienda 2005 del Estado de Hidalgo, México. Disponible en <http://www.inegi.org.mx/inegi/default.aspx?s=est&c=10215>. Última fecha de consulta: septiembre de 2009.
- Inskeep W.P. y Bloom P.R., 1985. Extinction coefficients of chlorophyll a and b in N,N-dimethylformamide and 80% acetone. *Plant Physiol.* 77: 483-485.
- Kettrup A. y Marth P., 1998. Specimen banking as an environmental surveillance tool. En: Schuurman G. y Market B. (Eds.), *Ecotoxicology: Ecological Fundamentals, Chemical Exposure and Biological Effects*, John Wiley & Sons Inc., Nueva York, pp. 413-436.
- Loska K., Cebula J., Pelczar J., Wiechula D. y Kwapulinski J., 1995. Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland. *Water, Air, and Soil Pollut.* 93: 347-365.
- Lozano R. y Bernal J.P., 2005. Characterization of a new set of eight geochemical reference materials for XRF major and trace element analysis. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas.* 22 (3): 329-344.
- Lowry L.K., 1995. Role of biomarkers of exposure in the assessment of health risks. *Toxicol Lett.* 77: 31-38.
- NIST. National Institute of Standards & Technology, 2005. Air particulate on filter media. Certificate of analysis, standard reference material 2783. Disponible en: https://srms.nist.gov/certificates/view_cert2gif.cfm?certificate=2783. Última fecha de consulta: noviembre de 2009.
- NOM-043-ECOL-1993. Norma Oficial Mexicana. Disponible en: http://www.sma.df.gob.mx/simat/emisiones/emi_con_atm_043.pdf. última fecha de consulta: mayo de 2010.
- Periódico Oficial de Hidalgo, 2002. Ordenamiento Ecológico Territorial. Región Tula-Tepeji. Publicado el 10 de junio de 2002. Tomo CXXXV, No. 24.
- Pignata M.L., Gudinó G.L., Wannaz E.D., Plá R.R., González C.M., Carreras H.A. y Orellana L., 2002. Atmospheric quality and distribution of heavy metals in Argentina employing *Tillandsia capillaris* as a biomonitor. *Environ. Pollut.* 120: 59-68.
- Skov H., Wahlin P., Christensen J., Heidam N.Z. y Petersen D., 2006. Measurements of elements, sulphate and SO₂ in Nuuk Greenland. *Atmosph. Environ.* 40: 4775-4781.
- Szczepaniak K. y Biziuk M., 2003. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environ. Res.* 93: 221-230.
- Vijverberg H.P.M., Oortgiesen M., Leinders T. y van Kleef R.G.D.M., 1994. Metal interactions with voltage and receptor activated ion channels. *Environ. Health Perspect.* 102: 153-158.
- Zambrano G.A., Medina C.C., Rojas A.A., López V.D., Chang M.L. y Sosa I.G., 2009. Distribution and sources of bioaccumulative air pollutants at Mezquital Valley, Mexico, as reflected by the atmospheric plant *Tillandsia recurvata* L. *Atmos. Chem. Phys.* 9: 6479-6494.

CAPTACIÓN DE METALES EN HONGOS DEL GÉNERO *Lycoperdon* DEL VALLE DE MÉXICO

Guerrero. Gutiérrez, P., Ramos-Bello, R., Hernández-Quiroz M.

Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México

paux@ciencias.unam.mx, rorabe2003@hotmail.com, edafoman@yahoo.com

Palabras clave: plomo, cadmio, hongos, suelos

RESUMEN

Los cuerpos fructíferos de los hongos macroscópicos son bioacumuladores y bioindicadores de metales pesados provenientes del suelo. En este estudio, se determinó el grado de contaminación por plomo y cadmio en suelos boscosos del Valle de México y la acumulación de ambos metales en los hongos del género *Lycoperdon*. Se tomaron muestras de hongos y suelos en el Valle de los Tezontles, Ajusco; Santa Catarina del Monte, Texcoco; y Paso de Cortés, municipio de Amecameca y se cuantificaron los parámetros fisicoquímicos de los suelos, y los contenidos totales de metales empleando espectrofotometría de absorción atómica (EAA) por horno de grafito (THGA). Los suelos de las tres localidades presentaron concentraciones normales según las normas oficiales mexicanas. Los niveles más altos se encontraron en el Ajusco, probablemente por efecto del viento que los dispersa. De las tres especies de hongos, ninguna superó los niveles de plomo encontrados en el suelo, pero se duplicaron y triplicaron los niveles de cadmio. *L. molle* y *L. umbrinum* fueron las especies que más porcentaje de captación presentaron; el 91% de los hongos del Ajusco y el 52% de Texcoco superaron los niveles recomendados para ingesta de hongos en las normas europeas. No se recomienda su uso como bioindicadores ni biorremediadores; se sugiere ampliar el estudio a otros géneros comestibles como *Agaricus* que podrían resultar tóxicos.

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados no esenciales, como el Cd, el Hg, el Pb y el As se encuentran dentro de las cuatro sustancias inorgánicas más tóxicas según la Agencia para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades, del gobierno de los Estados Unidos (ATSDR, 2007). Pueden llegar al ambiente naturalmente, pero es cuantiosa su deposición por aerosoles provenientes de actividades industriales y combustión de petróleo. Los bosques próximos a las áreas urbanas como la Ciudad de México, están sometidos a estos aerosoles con capacidad de contaminar suelos a cientos de kilómetros de la fuente de emisión original (Alloway, 1995; Steinnes y Friedland, 2006). En estas zonas, existen organismos con la capacidad de acumular metales pesados que funcionan como puertas de entrada de estos compuestos al ecosistema (Aruguete *et al.*, 1998; Pokorny *et al.*, 2004). En particular, los hongos macroscópicos son acumuladores de metales pesados provenientes del suelo (Kalač y Svoboda, 2000) y son una vía importante para que estos metales entren en la red alimentaria, ya sea por las micorrizas o por la ingesta de animales (Pokorny *et al.*, 2004) y a la vez son favorecidos en la gastronomía (Kalač y Svoboda, 2000; Markert *et al.*, 2000).

Hasta el momento no se habían hecho investigaciones al respecto, incluso cuando la Ciudad de México tiene niveles muy importantes de este tipo de contaminantes (Morton, 2006) y abundantes comunidades micófilas en sus alrededores. En este estudio se pretendió conocer el grado de contaminación por Pb y Cd en suelos boscosos en la periferia del Valle de México, analizar si ésta conlleva a la bioacumulación de estos metales en hongos comestibles del género *Lycoperdon* y si su concentración los hace potencialmente peligrosos para el consumo humano.

METODOLOGÍA

Se eligieron tres puntos de colecta en el Valle de México, considerando que fueran zonas boscosas relativamente conservadas y a diferentes distancias y direcciones del área urbana: el Valle de los Tezontles, en el Parque Nacional Cumbres del Ajusco, delegación Tlalpan; Santa Catarina del Monte, en Texcoco; y Paso de Cortés, en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, municipio de Amecameca. Se llevó a cabo una colecta en dichos sitios, tomando todos los carpóforos disponibles junto con dos muestras por triplicado de suelo, con profundidades de 0 a 10 y de 10 a 20 cm.

Los hongos se limpiaron, describieron y herborizaron siguiendo técnicas micológicas tradicionales (Qixun, W., *et al.*, 2004), se identificaron con ayuda de las claves de Pegler *et al.* (1995) y Ellis y Ellis (1990), se molió una muestra suficiente en un molino de acero inoxidable, y finalmente se depositaron en la colección de la Facultad de Ciencias de la UNAM (FCME). A los suelos secos, se les determinó textura por el método de la pipeta (Fernández, *et al.*, 2006); pH en agua y cloruro de potasio (1 N pH 7; potenciómetro Conductronic pH20); y contenido de materia orgánica, mediante un analizador elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 Series II. Posteriormente, se molieron mediante un mortero de ágata.

Para la cuantificación de metales, se utilizaron vasos de Teflón HP-500 Plus™ y un horno de microondas MARS 5/X CEM Corp. Como estándar de suelos se utilizó material certificado NIST SRM® 2709 (Suelo San Joaquín); y para hongos, se utilizaron muestras adicionadas con una concentración conocida de ambos metales. Se determinó el límite de detección del método multiplicando tres veces la desviación estándar de ocho blancos.

La digestión de los hongos, se llevó a cabo con una mezcla oxi-acídica de $\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}_2$ (5:1) (6 mL para una muestra de 0.3g) y la de suelos con $\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}_2:\text{HF}$ (4:1:1) (6 mL para 0.3 g). Estas muestras se predigirieron por una y dos horas y se aforaron a 10 y 20 mL respectivamente, habiendo agregado 1 mL de H_3BO_3 post-digestión a los suelos. Posteriormente se filtraron con membranas de nitrocelulosa de 0.22 μm y cuantificaron los metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) por Horno de Grafito (THGA), en un equipo Perkin-Elmer Analyst™ 800 con una lámpara de cátodo hueco de Pb y de Cd. Los porcentajes de recuperación de Pb fueron de 79 y 85% y los de Cd de 90 y 95% para suelos y hongos respectivamente.

Para comparar la concentración de metales en los suelos de los tres sitios, se realizó una prueba de análisis de varianza de una vía (ANOVA), utilizando el paquete de cómputo Statistica 6.0. En el caso de los hongos, en aquellos sitios con dos especies, se realizó una prueba T, y en donde se encontraron tres especies, se realizó de nuevo un análisis de varianza de una vía, utilizando el mismo paquete estadístico.

RESULTADOS

En total, se encontraron tres especies del género en las localidades visitadas: *Lycoperdon umbrinum*, *L. perlatum* y *L. molle*. En el Valle de los Tezontles, predominó

L. umbrinum, aunque también se encontró *L. molle*. En Santa Catarina del Monte, se encontraron las tres especies; y en Paso de Cortés, *L. molle* y, en mayor cantidad, *L. perlatum*.

En todos los casos, se encontraron suelos moderadamente ácidos (NOM-021-REC/NAT 2004). Asimismo, en los tres sitios se encontraron suelos con altos a muy altos contenidos de materia orgánica en los primeros diez centímetros, cantidad que disminuyó a mayor profundidad, hasta obtener valores medios o muy bajos. Los suelos resultaron ser migajones, migajones arenoso y migajones limosos (Fernández *et al.*, 2006). Los más ricos en arcillas fueron los de Santa Catarina del Monte y los más arenosos fueron los de Paso de Cortés (tabla 1). En conjunto, estos parámetros sugieren una biodisponibilidad alta de metales en el suelo (Alloway, 1995).

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los suelos

Sitio	Profundidad (cm)	pH H ₂ O 1:2.5	% de Materia Orgánica	Clasificación textural
Valle de los Tezontles	0-10	5.0±0.25	16.75	Migajón
	10-20	5.6±0.19	8.57	Migajón arenoso
Santa Catarina del Monte	0-10	5.3±0.13	11.82	Migajón limoso
	10-20	5.6±0.36	3.82	Migajón
Paso de Cortés	0-10	6.1±0.92	14.74	Migajón arenoso
	10-20	6.2±0.88	3.19	Migajón arenoso

La localidad con mayor nivel de Pb y Cd fue el Valle de los Tezontles, que fue significativamente mayor ($\alpha=0.05$) que la concentración de las otras dos localidades, mismas que para Pb no presentaron diferencias significativas, pero sí para Cd: las concentraciones fueron mayores en Santa Catarina del Monte y las más bajas en Paso de Cortés (figura 1). En los tres casos, la concentración media puede considerarse como normal según las normas mexicanas NOM-021-REC/NAT-2004 y PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que empiezan a considerar peligrosos los niveles de Cd en suelos a partir de 3 mg·Kg⁻¹ y los de Pb a partir de 100 mg·Kg⁻¹. La presencia de los metales disminuyó conforme aumentó la profundidad en los primeros veinte centímetros desde un 13% hasta un 83%.

El Pb no se acumuló en el tejido fúngico, encontrándose en los hongos en concentraciones menores a las de los suelos. A pesar de su baja concentración de

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Pb, se observó que la absorción de éste metal fue significativamente distinta para *L. perlatum* respecto a *L. umbrinum* y *L. molle* ($\alpha=0.05$) ya que la primera presentó el contenido de Pb más reducido, con niveles cinco veces menores a los encontrados en los suelos (figura 2). En el caso del Cd, las tres especies presentaron acumulación del metal en concentraciones de 3 a 4 veces mayores a las detectadas en suelo que se asocian principalmente a *L. umbrinum* y *L. molle*, éstas concentraciones fueron significativamente mayores ($\alpha=0.05$) a las encontradas en tejidos de *L. perlatum*, especie que acumuló el metal en menor proporción, (figura 3).

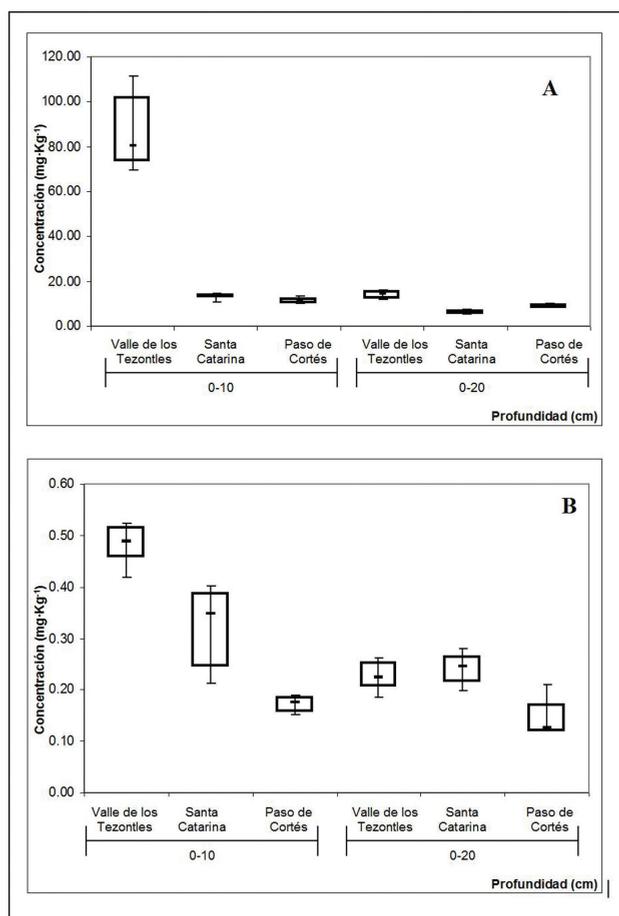


Figura 1. Contenido de (A) Pb y (B) Cd en los primeros 20 cm de suelo de las 3 localidades

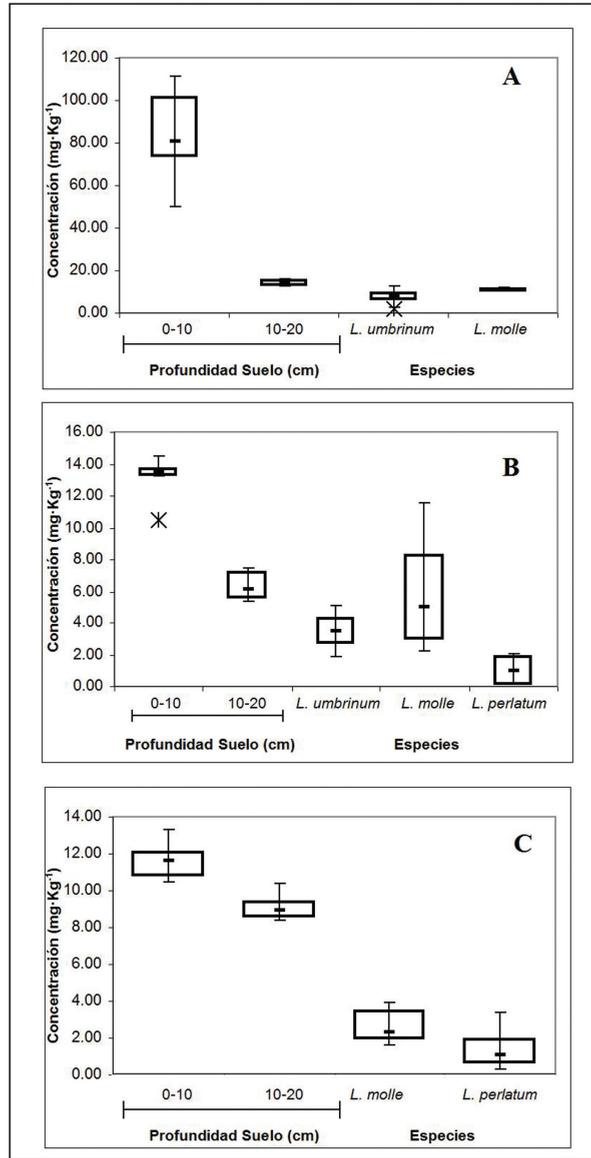


Figura 2. Contenido de Pb en los suelos y hongos de (A) Valle de los Tezontles, (B) Santa Catarina del Monte y (C) Paso de Cortés.

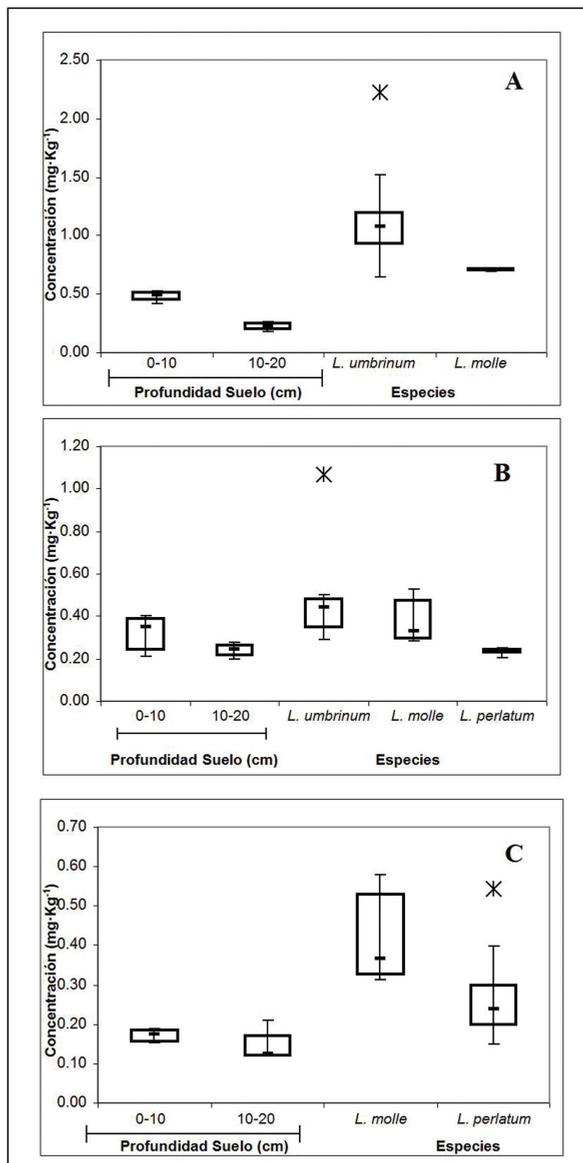


Figura 3. Contenido de Cd en los suelos y hongos de (A) Valle de los Tezontles, (B) Santa Catarina del Monte y (C) Paso de Cortés

DISCUSIÓN

Los suelos de las tres localidades estudiadas presentaron concentraciones de Pb y Cd consideradas como normales por las normas oficiales mexicanas, pero más altos que lo esperable en una zona sin perturbación (Roca *et al.*, 2008). El origen de los metales debe ser antropogénico (Martínez *et al.*, 2001 y 2007; Miranda *et al.*, 1994, 1998 y 2004), lo cual es sustentado por el hecho de que las mayores concentraciones de Pb y Cd se encuentran en la capa superficial del suelo y disminuyen considerablemente con la profundidad. Ello sugiere que el origen de ambos metales no es la composición mineral de la roca madre, sino la deposición atmosférica (Nicola *et al.*, 2003).

Las variaciones entre sitios debe observarse dentro del marco del complejo sistema de vientos del Valle de México (Jáuregui, 1988; Williams *et al.*, 1995, Bossert, 1997). El aire del centro de la ciudad es transportado hacia la zona del Ajusco, para luego volver a circular hacia el norte y noroeste (Jazcilevich *et al.*, 2005). Ello explica porqué los suelos colectados en este sitio tuvieron niveles mucho más altos de Pb y Cd. Por otro lado, en la zona de Chalco hay un intercambio de aire con el Valle de Cuautla al sur, por lo que el aire llega relativamente limpio al Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, no así más al norte que la Sierra de Río Frío. Este patrón esclarece por qué en el Paso de Cortés se encontraron las concentraciones más bajas de los tres puntos y en Texcoco, se encontraron intermedias.

A pesar de que los hongos del género *Lycoperdon*, están reportados extensamente como acumuladores de Pb, especialmente *L. perlatum*, en este estudio no se observó un incremento significativo de la concentración del nivel de fondo en sus tejidos, solo se observaron diferencias significativas para la captación del Pb del suelo siendo mayor en *L. molle* y *L. umbrinum* que en *L. perlatum*.

Las diferencias del comportamiento observado para la acumulación del Pb, respecto a lo reportado en la literatura, puede asociarse a las diferencia en los tipos de suelo encontrados en este estudio, así como a las diferencias taxonómicas de las especies europeas y americanas de hongos que si bien puede ser identificadas con las mismas claves, al ser morfológicamente iguales, desde el punto de vista de la sistemática molecular (Bridge *et al.*, 2005), se plantea que las morfoespecies fúngicas son en muchos casos complejos de especies similares cuyas diferencias no son distinguibles

a simple vista. Por otro lado, otra posible explicación se asocia a la posibilidad de que exista un nivel umbral a partir del cual los hongos empiezan a comportarse como acumuladores, sin embargo esto último no ha sido comprobado de manera experimental debido a la dificultad de mantener cultivos de las especies silvestres de *Lycoperdon* (Hall, *et al.*, 2003; Yun y Hall, 2004).

En el caso de Cd, y a diferencia de lo observado para el Pb, las tres especies lo acumularon en sus tejidos, principalmente *L. umbrinum* y *L. molle*, que no han sido reportadas como acumuladores de metales en otros trabajos, y las cuales triplicaron o cuadruplicaron, en algunos casos, la concentración de Cd presente en el suelo por lo cual debe tenerse particular cuidado al consumirlos en zonas cercanas a minas o industrias.

Esta evidencia de acumulación de metales por hongos, plantea la interrogante sobre si las numerosas especies del género, presentes en todo el país (Herrera, 1963 y 1964; Rodríguez, 1967; Calderón, 1986) tendrán la misma capacidad que las especies encontradas en este trabajo y por tanto el mismo peligro para su consumo.

Con relación a la toxicidad de las especies de hongos, ante la inexistencia de normas mexicanas, se tomaron estándares europeos (CCE, 2006), según los cuales los hongos tienen un nivel máximo permisible de 0.3 mg·Kg⁻¹ de Pb y 0.2 mg·Kg⁻¹ de Cd en peso fresco. Los valores que se obtuvieron en este trabajo fueron en peso seco, pero asumiendo un 90% del peso fresco como agua (Kansci *et al.*, 2003), puede decirse que los niveles de Cd en los tres sitios no son merecedores de preocupación, ni los niveles de Pb en el Paso de Cortés. Sin embargo, el 91% de los hongos del Valle de los Tezontles rebasan el nivel permisible de Pb, al igual que 52% de los de Santa Catarina del Monte. Este panorama enciende un foco rojo para el consumo de hongos silvestres en la zona suroeste del Valle de México. Otros géneros reportados como acumuladores, ejemplificados por *Agaricus* o *Russula*, podrían estar en condiciones más severas, por lo cual resulta adecuado llevar a cabo otros estudios que dejen en claro qué especies no deben ser colectadas para consumo. Otra recomendación pertinente es no consumir los hongos crudos, pues el hervirlos puede en algunos casos reducir los niveles de Pb en un 15 ó 20%, y los de otros metales hasta en un 40% (Svoboda *et al.*, 2002).

Por último, los datos presentados en éste estudio sugirieron que en México los hongos del género *Lycoperdon* no son óptimos para la remoción de plomo en suelos

debido a que bajo las condiciones preexistentes en la zona de estudio no mostraron capacidad de acumular dicho metal en sus tejidos (Kidd *et al.*, 2007). Pudieran ser utilizados para el Cd, una vez que se dando continuidad a estudios de ésta naturaleza se logre establecer el factor de bioacumulación que opera entre las concentraciones del suelo y la encontradas en los tejidos de los hongos.

CONCLUSIÓN

Lycoperdon es un género con la capacidad de tomar metales del medio. Las tres especies estudiadas (*L. perlatum*, *L. molle* y *L. umbrinum*) absorben Pb en cantidades menores a las del suelo, pero en concentraciones significativamente diferentes que dependen de la especie. *L. perlatum* es la que lo absorbe en menor proporción éste metal, respecto a *L. molle* y *L. umbrinum*. En cuanto al cadmio, *L. molle* y *L. umbrinum* tienen la capacidad de acumular Cd en concentraciones de 3 a 4 veces mayores a las del suelo en el que están creciendo, y en menor medida *L. perlatum*, por lo que debe limitarse el consumo de éstas especies en zonas cercanas a minas o en aquellas altamente contaminadas. El género no tiene un gran potencial para ser biorremediador, aunque con estudios más profundos podrían llegar a usarse especies del género *Lycoperdon* como indicadoras de Cd.

Es preocupante la situación de las especies fúngicas comestibles de la zona de estudio, ya que si bien en ésta investigación se logró evidencia respecto a las especies de *Lycoperdon*, los resultados pueden sugerir un peligro extrapolable a otros géneros favorecidos en la gastronomía. A pesar de que las especies del género *Lycoperdon*, no acumularon Pb en sus tejidos, pueden superar los niveles recomendables para consumo de otros metales como el Cd, en éste sentido, es importante la generación de nuevos estudios similares, en particular en la zona suroeste del Valle y otras áreas que circunden ciudades importantes a fin de conocer que especies de hongos son aptas para el consumo, mientras tanto y de manera preventiva es recomendable mantener la práctica de evitar su ingesta en crudo.

BIBLIOGRAFÍA

ATSDR., 2007. CERCLA list of priority hazardous substances. Agency for toxic substances and disease registry. Obtenido el 4 de mayo de 2010 en: <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.htm>

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Alloway, B.J., 1995. Cadmium. In: *Heavy Metals in Soils*. 2da ed. B.J. Alloway (editor). Blackie Academic & Professional, Gran Bretaña. pp. 122-151.
- Auruguete, D.M., J.H. Aldstadt y G.M. Mueller., 1998. Accumulation of several heavy metals and lanthanids in mushrooms (Agaricales) from the Chicago region. *Science of the Total Environment*. 224: 43-56.
- Bossert, J.E., 1997. An Investigation of Flow Regimes Affecting the Mexico City Region. *Journal of Applied Meteorology* 36: 119-140.
- Bridge, P.D., B.M. Spooner y P.J. Roberts., 2005. The Impact of Molecular Data in Fungal Systematics. *Advances in Botanical Research* 42: 33-67.
- Calderón, A., 1986. Contribución al conocimiento de las especies micorrícicas del género *Lycoperdon* en México. Tesis Profesional Facultad de Ciencias, UNAM. 63 pp.
- Comisión de las Comunidades Europeas (CCE), 2006. Reglamento (CE) N° 1881/2006 de la Comisión por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. Obtenido el 6 de abril de 2010 en: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2006R1881:20090701:ES:PDF>
- Diario Oficial de la Federación, 1996. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diciembre 31. Gobierno Federal, México. 85 p.
- Diario Oficial de la Federación, 2005. Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-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. Noviembre 11. Gobierno Federal, México, 70 p.
- Ellis, M. y P. Ellis, 1990. *Fungi without Gills (Hymenomycetes and Gasteromycetes): An Identification Handbook*. Chapman and Hall, Gran Bretaña. 329 p.
- Fernández, L., N.G. Rojas, T.G. Roldán, M.E. Ramírez, H.G. Zegarra, R. Uribe, R.J. Reyes Ávila, D. Flores y J.M. Arce, 2006. *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados*. Instituto Nacional de Ecología, México. 180 p.
- Hall, I.R., W. Yun y A. Amicucci, 2003. Cultivation of edible ectomycorrhizal mushrooms. *Trends in Biotechnology* 21(10): 433-438.
- Herrera, T., 1963. Especies de *Lycoperdon* del Valle de México. *Anales del Instituto de Biología de la UNAM* 34: 43-68.
- Herrera, T., 1964. Clasificación, descripción y relaciones ecológicas de los Gasteromycetes del Valle de México. *Anales del Instituto de Biología de la UNAM* 35: 9-43.
- Jáuregui, E., 1988. Local wind and air pollution interaction in the México basin. *Atmósfera* 1: 131-140.
- Jazcilevich, A.D., A.R. García y E. Caetano, 2005. Locally induced surface air confluence by complex terrain and its effects on air pollution in the valley of Mexico. *Atmospheric Environment* 39: 5481-5489.

- Kalač, P. y L. Svoboda, 2000. A Review of trace element concentrations in edible mushrooms. *Food Chemistry* 69: 273-281.
- Kansci, G., D.C. Mossebo, A.B. Selatsa y M. Fotso, 2003. Nutrient content of some mushroom species of the genus *Termitomyces* consumed in Cameroon. *Nahrung/Food* 47(3): 213-216.
- Kidd, P.S., C. Becerra, M. García y C. Monterroso, 2007. Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum*. *Ecosistemas* 2: 1697-2473.
- Markert, B., G. Kayser, S. Korhammer y J. Oehlmann, 2000. Distribution and effects of trace substances in soils, plants, and animals. In: *Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment*. B. Markert y K. Friese (editores). Elsevier, Países Bajos. pp. 3-32.
- Martínez, T., J. Lartigue, P. Ávila, G. Zarazua, S. Tejeda y A. Ramírez, 2001. X-Ray fluorescence analysis of dry deposit samples in Mexico City. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 249(2): 321-326.
- Martínez, T., J. Lartigue, F. Juárez, P. Ávila, C. Márquez, G. Zarazua y S. Tejeda, 2007. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ratios in dry deposit samples from the Metropolitan Zone of Mexico Valley. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273(3): 577-582.
- Miranda, J., T.A. Cahill y J.R. Morales, 1994. Determination of Elemental Concentrations in Atmospheric Aerosols in Mexico City Using Proton Induced X-Ray Emission, Proton Elastic Scattering, and Laser Absorption. *Atmospheric Environment* 28(14): 2299-2306.
- Miranda, J., A. López, R. Paredes, S. González, O.G. de Lucio, E. Andrade, J.R. Morales y M.J. Ávila, 1998. A study of atmospheric aerosols from five sites in Mexico City using PIXE. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*: 136-138: 970-974.
- Miranda, J., V.A. Barrera, A.A. Espinosa, O.S. Galindo, A. Núñez, R.C. Montesinos, A. Leal y J. Meinguer, 2004. PIXE analysis of atmospheric aerosols from three sites in México City. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 219-220: 157-160
- Morton, O., 2006. Contenido de Metales Pesados en Suelos Superficiales de la Ciudad de México. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 9(1): 45-47.
- Pegler, D.N., T. Læssøe y B.M. Spooner, 1995. *British Puffballs, Earthstars and Stinkhorns*. Royal Botanical Gardens, Kew, Gran Bretaña. 255 p.
- Nicola, F., G. Maisto y A. Alfani, 2003. Assessment of nutritional status and trace element contamination of oak woodlands through analysis of leaves and surrounding soils. *Science of the Total Environment* 311: 191-203.
- Pokorny, B., S. A. Sayegh-Petkovšek, C. Ribarič-Lasnik, J. Vrtačnik, D. Z. Doganoc y M. Adamič, 2004. Fungi ingestion as an important factor influencing heavy metal intake in roe deer: evidence from faeces. *Science of the Total Environment* 324: 223-234.
- Qiuxin, W., B.M. Thiers y D.H Pfister, 2004. Preparation, Preservation, and Use of Fungal Specimens in Herbaria. In *Biodiversity of Fungi, Inventory and Monitoring Methods*. G. Mueller, F. Bills y M.S. Foster, (eds.), Elsevier Academic Press, China. pp. 23-36.

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

- Roca, N., M.S. Pazos y J. Bech, 2008. The relationship between WRB soil units and heavy metal content in soils of Catamarca (Argentina). *Journal of Geochemical Exploration* 96: 77-85.
- Rodríguez, M., 1967. Algunas especies del género *Lycoperdon* de la República Mexicana. Tesis Profesional Facultad de Ciencias, UNAM. 27 p.
- Steinnes, E. y A.J. Friedland, 2006. Metal contamination of natural surface soils from long-range atmospheric transport: Existing and missing knowledge. *Environmental Reviews* 14(3): 169-186.
- Svoboda, L. P. Kalač, J. Špička y D. Janoušková, 2002. Leaching of cadmium, lead and mercury from fresh and differently preserved edible mushroom, *Xerocomus badius*, during soaking and boiling. *Food Chemistry* 79:41-45.
- Williams, M.D., M.J. Brown, X. Cruz, G. Sosa y G. Streit. Development and Testing of Meteorology and Air Dispersion Models for Mexico City. *Atmospheric Environment* 29(21): 2929-2960.
- Yun, W. e I.R. Hall, 2004. Edible ectomycorrhizal mushrooms: challenges and achievements. *Canadian Journal of Botany* 82: 1063-1073.

CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA EN UN LAGO URBANO EUTRÓFICO DEL ESTADO DE MÉXICO.

Gómez Q. L.¹, Salamanca Quevedo E.¹, Torres-Alvarado M. R.¹, Sepúlveda Jaúregui A.², Calva Benítez L. G.¹, Hoyos Santillán² y J., Thalasso Siret F.²

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa México, D. F.

² Centro de Investigaciones Avanzadas del Instituto Politécnico Nacional. México, D. F.
rta@xanum.uam.mx; cblg@xanum.uam.mx

Palabras clave: indicadores microbiológicos, lago eutrófico, variación espacio-temporal

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue analizar la distribución y abundancia espacio-temporal de los indicadores microbiológicos: bacterias coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales. El estudio se realizó en el lago de Guadalupe (Estado de México), un cuerpo de agua subtropical que recibe 15 hm³/año de aguas residuales municipales sin tratar, provenientes de cinco zonas urbanas. Las muestras se colectaron durante los años de 2007 a 2009, abarcando las temporadas de lluvias (junio-octubre) y secas (noviembre-mayo). El análisis microbiológico se llevó a cabo mediante la técnica de filtración a través de membrana, efectuando diluciones de las muestras (10^{-1} a 10^{-4}) e inoculando en medios selectivos para cada uno de los tres grupos microbianos. A nivel temporal la abundancia de los tres indicadores fue superior durante la temporada de lluvias (2.7×10^9 ufc/100 ml coliformes totales, 1.5×10^6 ufc/100 ml coliformes fecales y 2.7×10^9 ufc/100 ml estreptococos), disminuyendo en los meses de secas (1.9×10^6 ufc/100 ml coliformes totales, 3.3×10^5 ufc/100 ml coliformes fecales y 1.4×10^4 ufc/100 ml estreptococos). Se determinó una zonificación a nivel espacial de los tres indicadores, cuya abundancia fue mayor en las zonas cercanas a las descargas de aguas residuales y disminuyó hacia las proximidades de la zona de la cortina. Asimismo la relación CF/EF estableció que la contaminación fecal deriva principalmente de excretas humanas. La presencia de los estreptococos fecales en números elevados indica una contaminación crónica.

La densidad de los indicadores microbiológicos evaluada representa un riesgo para la salud humana.

INTRODUCCIÓN

El agua puede servir como vehículo para transmitir bacterias patógenas que causan enfermedades. La liberación de orina o heces fecales de animales y seres humanos en los ecosistemas acuáticos da como resultado también la introducción de microorganismos patógenos al agua como bacterias, virus y protozoarios. Las bacterias de origen fecal son las responsables de ocasionar diversas enfermedades del tracto gastro-intestinal, la piel y el aparato urinario en el hombre cuando éste ingiere agua contaminada con los microorganismos o cuando se pone en contacto con la misma como resultado de la práctica de algunas actividades recreativas. Las enfermedades asociadas a la presencia de bacterias patógenas en el agua representan un grave problema de salud pública a nivel mundial, y de manera general se ha observado que dichas enfermedades se incrementan en los meses de verano, cuando el aumento de la temperatura favorece la multiplicación de las bacterias, aunado al incremento de las actividades recreativas.

Las bacterias patógenas pueden llegar a los lagos y presas a través de la descarga de los ríos, los cuales pueden estar sujetos al aporte de aguas residuales; así como por el lavado de zonas agrícolas y ganaderas y en menor proporción por la presencia de aves y animales silvestres que habitan cerca del reservorio (Niemi & Niemi, 2000). En estos ecosistemas las bacterias patógenas están fuera de su hábitat normal y por lo tanto, están sujetas a los efectos de los factores ambientales como temperatura, radiación solar, sedimentación, depredación y presencia de compuestos tóxicos. Todos estos factores aumentan su tasa de muerte. Con base en lo anterior, se ha establecido que la presencia de las bacterias patógenas en las presas es el resultado del balance que hay entre su entrada al ecosistema y su tasa de mortalidad.

Debido a la gran diversidad de bacterias patógenas que pueden estar presentes en el agua, así como por las diferencias entre sus tasas de sobrevivencia que dan como resultado grandes variaciones espaciales y temporales de su abundancia, es imposible monitorearlas en su totalidad, por lo que la calidad bacteriológica del agua se determina utilizando organismos microbianos indicadores de contaminación fecal. Los microorganismos que se utilizan comúnmente para dicho fin, son las bacterias coliformes, totales y fecales, los enterococos fecales y *Clostridium perfringens*.

A partir de numerosos estudios sobre la calidad bacteriológica en los reservorios, se establece que en éstos persisten condiciones que favorece la multiplicación y crecimiento de diversas poblaciones bacterianas patógenas que representan un problema para la salud pública y para los organismos acuáticos. La presencia de bacterias patógenas y del grupo coliforme en los reservorios está relacionada con las descargas de aguas residuales, aportes de agua de escurrimientos de la cuenca y de aguas empujadas en diversas actividades recreativas. El problema de la contaminación bacteriológica se ha estudiado básicamente en presas construidas para fines de irrigación y de abastecimiento de agua potable (Rosas *et al.*, 1985). Con base en lo anterior el objetivo del presente estudio fue analizar la dinámica espacio-temporal de los indicadores microbiológicos en un lago eutrófico urbano.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La presa del Lago de Guadalupe se localiza en el Estado de México ($19^{\circ}48'30''$ N, $99^{\circ}15'$ O; a 2,350 m de altura) (figura 1). La cuenca de la presa presenta un alto grado de urbanización. La presa fue construida en 1936 para controlar y almacenar las aguas de Río Cuautitlán para riego de cultivos. Entre 1966 y 1968 fue reconstruida para aumentar su capacidad de almacenamiento.

La presa de Guadalupe tiene un volumen aproximado de 106 m^3 , con un área de 347 ha y 20 m de profundidad máxima. Los principales volúmenes de entrada a la presa provienen de los ríos Cuautitlán ($2.965 \text{ m}^3/\text{s}$), La Colmena ($1.121 \text{ m}^3/\text{s}$) y San Pedro ($0.240 \text{ m}^3/\text{s}$); así como el estero El Muerto. Con base en Hutchinson y Löffler (1956) y Lewis (1983) la Presa de Guadalupe se clasifica como un reservorio monomítico caliente, con una termoclina bien establecida entre los 3 y 4 m de profundidad (Lugo *et al.*, 1998).

Trabajo de campo y laboratorio

La recolección de muestra se efectuó a lo largo de cinco campañas de campo en el Lago de Guadalupe durante los años 2007 a 2009, para abarcar las épocas climáticas de secas y lluvias de la región, así como detectar el período de mezcla. El muestreo se llevó a cabo en siete estaciones distribuidas desde la zona de descarga de los ríos hasta

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

la cortina de la presa (figura 1). En cada estación se determinó *in situ* la temperatura, pH, salinidad y concentración de oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica (YSI Incorporated, modelo 566). Las muestras para la cuantificación de las bacterias coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales se colectaron con jeringas estériles de 1 ml. El análisis microbiológico se llevó a cabo con la muestra diluida (10^{-1} a 10^{-4}) mediante la técnica de Filtración a través de Membrana (APHA, 1989), utilizando filtros de membrana Millipore de $0.45 \mu\text{m}$ de poro y cuadriculados. Los filtros se colocaron en cajas de Petri con los medios de cultivo específicos para los grupos bacterianos: medio Endo para los coliformes totales, medio M-FC para los coliformes fecales y agar K-FC para los estreptococos fecales. La temperatura de incubación para los grupos microbianos fue de $35 \text{ }^\circ\text{C}$ en el caso de los coliformes totales y estreptococos fecales. En el caso de los coliformes fecales la temperatura fue de $44.5 \text{ }^\circ\text{C}$. El tiempo de incubación fue de 24 horas, al término del cual se contaron las unidades formadoras de colonias (ufc). Cada muestra se inoculó por duplicado, con los controles respectivos.

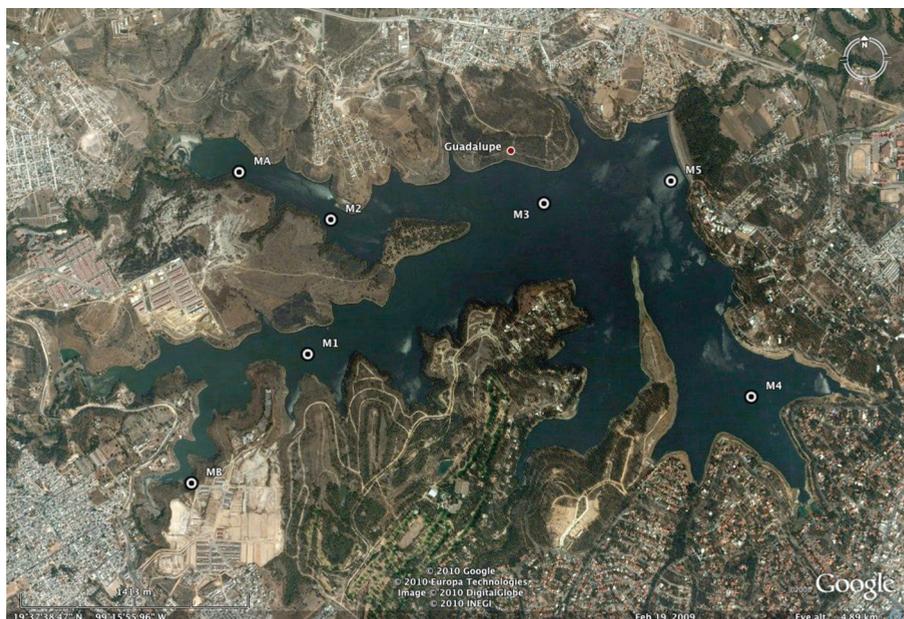


Figura 1. Localización del Lago de Guadalupe (Estado de México) y estaciones de muestreo.

Los resultados de las lecturas experimentales se analizaron estadísticamente para determinar si existían diferencias significativas ($p \leq 0.05$) a nivel espacio-temporal de las abundancias microbianas, para ello se empleó un análisis de varianza de una vía. En ambos casos se empleó como factor el tiempo (mes y época climática) (Zar, 1999). Se utilizó el programa estadístico NCSS (2000).

RESULTADOS

El nivel promedio de los indicadores microbiológicos fue de 5.29 ± 1.55 log ufc /100 ml de bacterias coliformes totales, 4.05 ± 1.01 log ufc/100 ml de coliformes fecales y 2.13 ± 0.20 log ufc /100 ml de estreptococos fecales. Las máxima abundancia de los grupos se presentó en los meses de lluvias (figura 2).

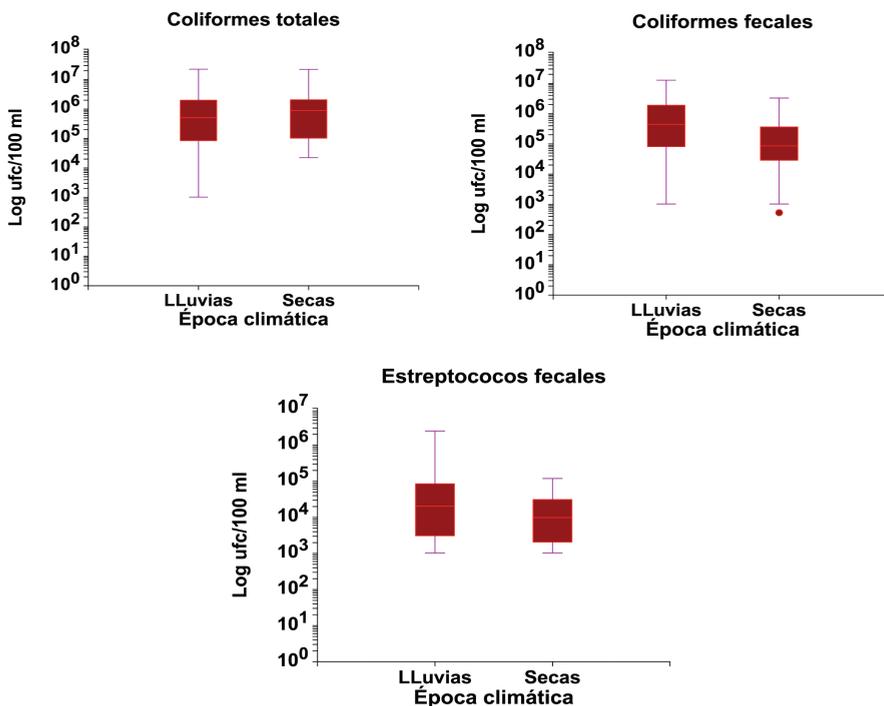


Figura 2. Variación estacional de los niveles de los indicadores microbiológicos en el Lago de Guadalupe, estado de México.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Las diferencias temporales sólo fueron significativas en el caso de los coliformes fecales. En relación con los procesos de mezcla y estratificación durante esta última se determinó una abundancia superior, aunque las diferencias no fueron significativas ($p < 0.05$) (tabla 1).

Tabla 1. Niveles de los indicadores microbiológicos en los meses de estratificación en el Lago de Guadalupe, estado de México.

Indicador microbiológico	Epilimnio	Hipolimnio
Bacterias coliformes totales (log ufc /100 ml)	5.40 ± 0.65 a $6.28 \pm .71$	5.00 ± 1.13 a 6.36 ± 0.91
Bacterias coliformes fecales (log ufc /100 ml)	4.02 ± 2.32 y 5.87 ± 0.80	4.33 ± 2.21 a 6.18 ± 0.56
Estreptococos fecales (log ufc /100 ml)	3.08 ± 2.10 a 4.65 ± 0.35	2.15 ± 0.91 a 3.40 ± 0.78

A nivel espacial el lago se dividió en tres zonas: fluvial, transición y lacustre. Los niveles de los coliformes fecales y estreptococos fecales fueron menores en la zona lacustre, en comparación con los coliformes totales que disminuyeron en la zona fluvial. Los coliformes totales fueron más abundantes en la zona de transición, en comparación con la densidad de los coliformes fecales y estreptococos que se incrementó en la zona fluvial (figura. 3).

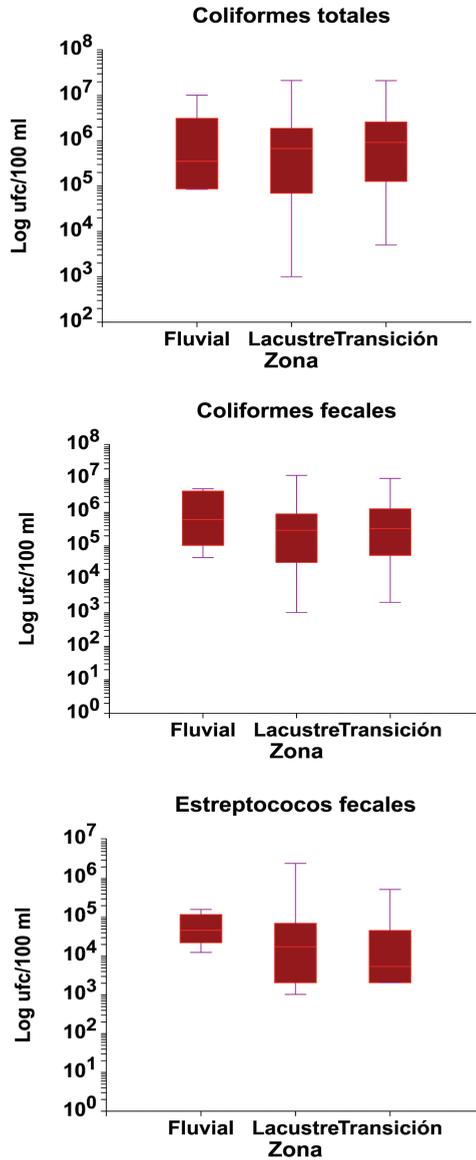


Figura 3. Variación espacial de los niveles de los indicadores microbiológicos en el Lago de Guadalupe, estado de México.

DISCUSIÓN

Se determinó la presencia de los tres indicadores microbiológicos en altas concentraciones. Davis *et al.* (2005) en el lago Canyon reportaron niveles altos de bacterias coliformes totales y fecales, con densidades bajas de estreptococos (3.93 ± 0.02 , 3.02 ± 0.03 y 1.16 ± 0.02 log ufc/100 ml, respectivamente). Dichos autores establecieron que los niveles altos de los indicadores microbiológicos se relacionan no sólo con el aporte de estos microorganismos a los ambientes lacustres provenientes de diversas fuentes, sino a su crecimiento y reproducción en los lagos bajo condiciones ambientales favorables. La abundancia de bacterias coliformes y estreptococos puede obedecer a las altas concentraciones de nutrientes y clorofila *a*, determinadas en la zona de estudio. Los niveles bajos de oxígeno cuantificados también pudieron contribuir a favorecer el desarrollo de los coliformes facultativos (Canosa & Pinilla, 1999).

En los meses analizados los niveles promedio de los tres indicadores microbiológicos fueron superiores al límite permisible establecido por la EPA para muestras individuales. El 95.7% de las muestras de coliformes totales excedió el límite de 4 log ufc/100 ml, en el caso de los coliformes fecales el 87.2% sobrepasaron el límite de 2.6 log ufc/100 ml y el 76.6% de la abundancia promedio de estreptococos sobrepasó el límite de 1.5 log ufc/100 ml. En lo que respecta a la legislación mexicana también los niveles de los indicadores microbiológicos detectados superan el máximo permisible establecido para los criterios de protección a la vida acuática, riego agrícola y abastecimiento urbano (3 log NMP/100 ml; CNA, 2000). Con base en la relación coliformes fecales/estreptococos fecales, en el 76.6% de las muestras la contaminación fecal humana es la fuente principal de bacterias coliformes en el lago.

En todos los casos los niveles de coliformes totales fueron superiores a los de los coliformes fecales, debido a que los primeros además de un origen fecal pueden provenir del suelo y de las plantas (Geldreich, 1974). La presencia de coliformes fecales indica un problema de contaminación fecal reciente y aunque hay suficiente evidencia que soporta que *Escherichia coli* es un definitivo indicador de contaminación fecal, algunos estudios han mostrado que altas tasas pueden ser encontradas en ecosistemas de agua tropicales naturales sin ninguna fuente de contaminación fecal (Tallon *et al.*, 2005).

Los estreptococos fecales son un grupo de bacterias más resistentes a los cambios en el medio ambiente y sobreviven más tiempo en condiciones adversas, por lo cual se consideran mejores indicadores microbiológicos en comparación con el grupo coliforme total. Su resistencia ante factores de estrés ambiental incluye la temperatura (encontrándose desde 10 a 60 °C) y pH (hasta 9.6) (Godfree *et al.*, 1997).

En la época de lluvias la abundancia de los indicadores microbiológicos se relacionó con el incremento del aporte de aguas residuales al lago. Aunado a lo anterior, durante esta temporada los suelos se saturan y como resultado hay un lavado de las zonas terrestres que acarrea más bacterias coliformes. Patel y Sinha (1998) reportaron una abundancia alta de bacterias coliformes justo después de la estación de monzón. Otras fuentes no puntuales de contaminación por microorganismos pueden ser los excrementos de las aves (Weiskel *et al.*, 1996). En el lago de Guadalupe se registra la presencia de aves migratorias de noviembre a febrero.

En términos generales a nivel espacial los niveles de los indicadores microbiológicos fueron superiores en la zona sujeta a la influencia de la descarga de aguas residuales (zona fluvial). Al respecto Baggi *et al.* (2001) reportaron concentraciones de bacterias coliformes fecales de 7.2 log ufc/100 ml y niveles de estreptococos de 6.7 log ufc/100 ml en aguas de desecho.

CONCLUSIÓN

Existe un grave problema de contaminación por materia fecal en el lago de Guadalupe. Los altos niveles de los indicadores microbiológicos cuantificados en el presente estudio afectan de manera importante la calidad del agua y representan un peligro potencial para la salud humana ya que la población se encuentra expuesta por el contacto directo con el agua contaminada.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA. AWWA. WEF, 1988. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th Edition. American Public Health Association. Washington, D. C.
- Baggi, F., Demarta, A. & Peduzzi, R., 2001. Persistence of viral pathogens and bacteriophages during sewage treatment: lack of correlation with indicator bacteria. *Research in Microbiology*. 152: 743-751

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

- Canosa, A. & Pinilla, G., 1999. Bacteriological eutrophication indicators in four Colombian water bodies (South America). *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 5: 23-27
- CNA (Comisión Nacional del Agua), 2000. *Ley Federal de Derecho en Materia de Agua*. México. 141 p.
- Davis, K., Anderson, M. A. & Yates, M. V., 2005. Distribution of indicator bacteria in Canyon Lake, California. *Water Research* 39: 1277-1288
- Geldreich, E. E., 1974. Ocean Management Microbiological criteria concepts for bathing waters. 225-248.
- Godfree A. F., D. Kay & M. D. Wyer, 1997. Faecal streptococci as indicator of fecal contamination in water. *Journal of Applied Microbiology* (Symposium Supplement). 83: 110s-119s
- Hutchinson, G.E., y H. Löffler, 1956. The thermal classification of lakes. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 42, 84-86.
- Lewis, W.M., 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 40, 1779-1787.
- Niemi, R. Maarit and Jorma S. Niemi, 2000. Monitoring of faecal pollution in Finnish surface waters. In: P. Heinonen, G. Ziglio y A. Van Der Beken (Eds.). *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring*. John Wiley and Sons. England. 143-156
- Patel, N. K. & Shina, B. K., 1998. Study of the pollution load in the ponds of Burla near Hirakud Dam of Orissa. *Journal of Environmental Pollution*. 2:157-160
- Rosas, I., M. Mazari, J. Saavedra & P. Báez. Benthic organisms as indicators of water quality in lake Patzcuaro, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*. 25: 401-414
- Tallon, P., B. Magajna, C. Lofranco, & K. T. Leung, 2005. Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. *Water, Air, and Soil Pollution* 166: 139-166.
- Weiskel, P., K. B. L. Howes, & G. R. Heufelder, 1996. Coliform contamination of a coastal embayment: sources and transport pathways. *Environmental Science and Technology* 30:1872-1881.
- Zar, J. H., 1999. *Bioestatistical Analysis*. Prentice-Hall. USA. 254 p

EVALUACIÓN PERIÓDICA DE CIANOBACTERIAS TOXIGÉNICAS EN FLORECIMIENTOS DE UN LAGO URBANO EN LA CIUDAD DE MÉXICO.

Martínez-García C, Medina-Jaritz N, Pineda-Mendoza R., Olvera-Ramírez R.
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional.
cellus_apollus@hotmail.com, rolvera_2000@yahoo.com.mx

Palabras clave: microcistinas, PCR, florecimientos.

RESUMEN

Las cianobacterias pueden producir metabolitos secundarios con efectos tóxicos para otros organismos. Las cianotoxinas más comunes son las microcistinas, heptapéptidos cíclicos producidos principalmente por *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena* y *Nostoc*. Cepas toxigénicas y no toxigénicas llegan a coexistir aún en el mismo florecimiento. La eutroficación antropogénica puede aumentar el riesgo de que se produzcan floraciones, permitiendo que cianobacterias toxigénicas formen florecimientos dañinos con serios efectos negativos para la salud, por lo que una de las metas más importantes de los programas de monitoreo es predecir los florecimientos. Aunque se han usado tanto la identificación microscópica como los análisis toxicológicos con propósitos de supervisión, los métodos de biología molecular pueden proveer diagnósticos rápidos y sensibles sobre la presencia de cianobacterias toxigénicas. El objetivo de este trabajo fue determinar por métodos moleculares, la presencia de cepas toxigénicas en florecimientos de un lago urbano en la ciudad de México. Se colectaron muestras del lago en la Alameda Oriente en cuatro épocas diferentes. Del material colectado se extrajo el DNA y la toxicidad potencial de la biomasa se determinó usando los iniciadores *mcyA*-Cd1F y *mcyA*-Cd1R. Nuestros resultados indican que en la mitad de los casos, los florecimientos tenían los genes de las microcistinas, por lo que este lago es un riesgo para la gente que visita este parque recreativo. La metodología molecular empleada en este trabajo

puede ser recomendada para identificar cianobacterias toxigénicas en cuerpos de agua y puede ser útil para prevenir a los visitantes de lagos urbanos sobre amenazas potenciales a la salud.

INTRODUCCIÓN

La eutrofización de los ambientes acuáticos es un proceso originado por el incremento de nutrientes, que se traduce en una alta y fluctuante densidad del fitoplancton y frecuentes cambios en su composición (Oliva *et al.*, 2008). El rápido y continuo aporte de nutrientes hacia los cuerpos de agua de diversas regiones del mundo, ha ocasionado que muchos de ellos alcancen el estado de eutrofia extrema, denominado hipertrofia que se caracteriza por muy elevadas concentraciones de nutrientes, como el fósforo y el nitrógeno, así como de clorofila *a*, generalmente de origen fitoplanctónico (Ramírez *et al.*, 2004). Lamentablemente, numerosos cuerpos de agua de nuestro país ya se encuentran en condiciones de hipertrofia, y diversos lagos urbanos mexicanos son ejemplos típicos de este problema.

Cuando los lagos se tornan eutróficos, la diversidad del fitoplancton disminuye, lo que conduce a que las cianobacterias sean las especies dominantes (Ramírez *et al.*, 2004). Diferentes factores ambientales favorecen su predominio: temperatura elevada (18-20 °C), condiciones de luz-energía (óptima de la primavera al otoño), capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, pH alto (6.5 a 8.5), baja tasa de filtración por el zooplancton y formación de vesículas de gas (Ramírez *et al.*, 2004).

El término de “floraciones” de cianobacterias (también conocidas como “blooms”), se refieren al incremento, significativamente mayor al promedio, en la biomasa de las microalgas que viven libres en los sistemas acuáticos, desarrollándose hasta alcanzar densidades entre 1×10^5 y 2×10^5 células por mililitro, o más (Reynolds, 1991). Otros autores indican que una densidad superior a 1×10^4 células por mililitro, es suficiente para hablar de floración (Pizzolon, 1996).

Actualmente el florecimiento de las poblaciones de cianobacterias se ha estudiado ampliamente ya que representa un problema para los cuerpos de agua de uso doméstico, industrial y de recreo, debido principalmente al incremento en la producción de metabolitos tóxicos, también conocidos como cianotoxinas, las

cuales tienen un efecto letal sobre los diversos organismos habitantes de dichos cuerpos (Ramírez *et al.*, 2004). La producción de estas endotoxinas es máxima cuando las condiciones de crecimiento son óptimas, por este motivo, se observa una producción directamente proporcional al aumento de la biomasa (Robillot *et al.*, 2000).

Las cianotoxinas son muy diversas en cuanto a su estructura química y toxicidad, usualmente se clasifican en dermatoxinas (lipopolisacáridos, lyngbyatoxina-a y aplisiatoxinas), neurotoxinas (anatoxina-a, homoanatoxina-a, anatoxina-a(s) y saxitoxinas), y hepatotoxinas (microcistinas, nodularinas y cilindropermopsinas) (Figueiredo *et al.*, 2004). Las hepatotoxinas ocasionan el tipo más común de intoxicación relacionado con las cianobacterias, pero su acción causa la muerte en horas o a los pocos días (Roset *et al.*, 2001).

Se ha demostrado que varias microcistinas y nodularinas son potentes inhibidores de las fosfatasa tipo 1 y 2A de las células eucariontes. Estas toxinas han resultado ser potentes promotores de tumores hepáticos y, por tanto, ante la aparición de especies potencialmente productoras en ambientes acuáticos, se precisa de estudios de control y seguimiento por el peligro de que pequeñas dosis de toxinas en exposiciones prolongadas, puedan aumentar la incidencia de cáncer hepático en las poblaciones expuestas (Roset *et al.*, 2001).

Hasta ahora en México, los estudios limnológicos sobre lagos urbanos son escasos (Oliva *et al.*, 2008). Por ello surge la necesidad de establecer un programa de vigilancia y monitoreo en los cuerpos de agua, ya que debido a la eutroficación es factible la presencia de florecimientos de cianobacterias con niveles de microcistina por arriba del valor guía recomendado por la OMS que es de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ (Ramírez *et al.*, 2004).

METODOLOGÍA

El sitio de estudio seleccionado fue el parque recreativo Alameda Oriente, antes Laguna de Xochiaca, ubicado en la Delegación Venustiano Carranza, en la Ciudad de México entre las coordenadas $19^{\circ} 26' 00''$ y $99^{\circ} 05' 00''$, a una altitud de 2334 msnm. El lago forma parte de un parque y está dividido en cinco exclusas. Se colectaron

muestras de agua y biomasa de cada una de las exclusas, mediante la filtración con una red de fitoplancton. Las colectas se realizaron en cuatro fechas: 7 de julio, 6 de septiembre y 26 de octubre del 2008, y 21 de febrero del 2009. Las muestras de agua se llevaron al laboratorio para su procesamiento y se realizaron observaciones al microscopio con el fin de identificar los géneros dominantes.

Se midieron *in situ* la temperatura del agua, la temperatura ambiente y variables fisicoquímicas tales como: oxígeno disuelto (utilizando el Oxímetro YSI- 559); pH, conductividad y salinidad (con el dispositivo Thermo Orion 3 Star).

Se determinaron nitratos y fosfatos con el espectrofotómetro HACH DR/ 2000. Los nitratos ($\text{mg/L NO}_3^- - \text{N}$) se determinaron con el método de reducción de Cadmio y los de fosfatos (mg/L PO_4^{3-}) con el método de Molibdovanadato.

Se cuantificó clorofila *a*, la extracción se realizó con acetona al 90%, y la concentración de clorofila *a* en mg/L (mg/m^3) se obtuvo a partir de la siguiente ecuación: Clorofila *a* = $11.6 (A_{665 \text{ nm}}) - 1.31 (A_{645 \text{ nm}}) - 0.14 (A_{630 \text{ nm}})$, los valores obtenidos se multiplicaron por el volumen extraído en mililitros y se dividió entre el volumen de la muestra de agua en litros (SCOR-UNESCO, 1980).

La extracción de DNA se hizo por el método de Allers y Lichten (2000) modificado por Rodríguez- Tovar (2004). Se tomaron 50 mg de biomasa fresca y se congeló con nitrógeno líquido, se adicionaron dos concentraciones diferentes del detergente CTAB; la extracción de proteínas se hizo con una mezcla de cloroformo: alcohol isoamílico (24:1 v/v), se precipitó el DNA con isopropanol a -20°C por 2 hrs. El DNA se recuperó por centrifugación, la pastilla se lavó con etanol al 70%. Finalmente el DNA se resuspendió en agua desionizada estéril. Las muestras se conservaron a -20°C hasta su uso.

Para la amplificación de la región Cd del gen *mcyA*-Cd, se usaron los iniciadores *mcyA*- Cd1F (AAA ATT AAA AGC CGT ATC AAA) y *mcyA*- Cd1R (AAA AGT GTT TTA TTA GCG GCT CAT) (Hisbergues *et al.*, 2003). Para la amplificación se usaron 50 ng de DNA total, regulador de la enzima (1x), MgCl_2 (4.5 mM), dNTP's (200 μM), 10 pmol de cada iniciador y 0.5 U de Taq polimerasa, en un volumen final de 50 μL . Las condiciones de reacción fueron las siguientes: un ciclo inicial de

desnaturalización a 95°C durante 10 min, seguido de 35 ciclos de desnaturalización a 94°C por 30s, alineamiento a 54°C por 30s y extensión a 72°C por 30 s y un ciclo de extensión final a 72°C durante 10 min.

RESULTADOS

La cianobacteria predominante en la mayoría de las exclusas fue *Microcystis* sp., en la exclusiva 5, la cianobacteria dominante fue *Spirulina maxima* (*Arthrospira*). El pH en todas las exclusas fue alcalino alcanzando valores desde 9.2 hasta 10.9, excepto en la entrada de agua que alimenta las exclusas, que fue de 7.7. La temperatura del agua fluctuó de 19 a 23°C a excepción del mes de febrero, que bajó hasta 8°C. En cuanto al oxígeno disuelto los valores encontrados fluctuaron desde 2 hasta 7.3 mg/L. Los valores medidos de salinidad van de 0.9 a 1.5 en las exclusas números de la 1 a la 4, sin embargo en todos los muestreos los valores más altos se midieron en la exclusiva 5 (de 2.4 a 3.7).

En la tabla 1 se muestran los valores de fosfatos y nitratos, los valores más elevados propician la formación de un florecimiento cianobacterial (“bloom”). La relación P/N va desde 1.9 hasta 25, este valor se elevó por las bajas concentraciones de N.

En cuanto a la concentración de clorofila *a* (tabla 2.), los valores van de 2.3 hasta 58.4 mg/L. La mayor concentración de clorofila *a* se encontró en la exclusiva 5 (valores entre 26.2 hasta 47.8 mg/L).

Tabla 1. Concentración de fosfatos y nitratos, y la relación entre estos nutrientes.

Exclusa	Septiembre-2008			Febrero-2009		
	P (mg/ L)	N (mg/ L)	P: N	P (mg/ L)	N (mg/ L)	P: N
1	5.1	1.1	4.63	2.5	0.1	25
2	4.7	1.4	3.35	3.8	0.6	6.33
3	9.7	5.1	1.9	5.3	1.1	4.81
4	11.4	4.6	2.47	7.2	1.5	4.8
5	13.8	4.7	2.93	9.6	2.0	4.8
Toma de agua				20.4	18.5	1.10

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Tabla 2. Cuantificación de clorofila “a” en las 5 exclusas.

Exclusa	Fecha			
	Julio-2008	Septiembre-2008	Octubre-2008	Febrero-2008
1	9.07	5.28	58.45	2.32
2	6.28	2.34	21.31	6.49
3	9.56	6.14	21.75	40.58
4	8.49	-	27.81	13.07
5	47.89	31.38	26.24	43.22

En la figura 1 se observa la amplificación de la región *mcyA*- Cd, se obtuvieron bandas de 300 pb. En la tabla 3 se presenta una síntesis de los resultados obtenidos en la amplificación de la región *mcyA*- Cd realizados en este estudio.

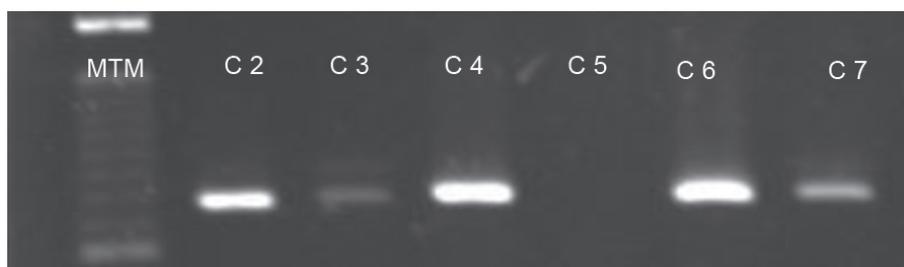


Figura. 1. Electroforesis en gel de agarosa de la amplificación de la región *mcyA*- Cd en el muestreo del 21 de Febrero del 2009. MTM cascada de 100 pb; C2: LB85 (cepa de referencia) (T+); C3: exclusiva 1, C4: exclusiva 2, C5: exclusiva 3, C6: exclusiva 4, C7: exclusiva 5.

Tabla 3. Amplificación de la región *mcyA*- Cd en el transcurso del estudio.

Exclusa	Fecha			
	Julio-2008	Septiembre-2008	Octubre-2008	Febrero-2009
1	-	-	+	+
2	+	+	+	+
3	-	-	-	-
4	-	-	+	+
5	-	-	+	+

Nota. Amplificación de la región (+); ausencia de la región (—)

DISCUSIÓN

En este estudio se realizó un monitoreo periódico con el fin de relacionar algunos parámetros fisicoquímicos con la presencia de florecimientos y su potencial toxigénico, que afectan la calidad del agua y pudieran tener consecuencias en la salud pública.

Todas las exclusas se encuentran comunicadas y son provistas del mismo suministro de flujo de agua proveniente del lago de Aragón cuya agua es tratada a nivel secundario y todavía contiene un exceso de nutrientes, que fue comprobado con las determinaciones de nitratos y fosfatos, ya que estos fueron de 18.5 mg/L y 20.4 mg/L respectivamente, lo que hace catalogar a este suministro de agua como hipereutrófica, ya que Mazzeo y colaboradores (2002), consideran un agua de este tipo cuando se presentan valores de 100 a 1000 $\mu\text{g/L}$, que favorece el desarrollo de florecimientos de cianobacterias.

En la Alameda Oriente, los valores de fosfatos cuantificados van de 2.5 a 13.8 mg/L PO_4^{3-} y los valores de nitratos entre 0.1 y 5.1 mg/L, estos valores elevados aumentan la frecuencia y densidad de las floraciones, que coinciden con el aumento de clorofila *a*, se encontraron valores de 2.32 a 58.4 mg/m³ ($\mu\text{g/L}$), informándose estados oligotróficos de 1- 10 $\mu\text{g/L}$ y eutróficos hasta 300 $\mu\text{g/L}$ de clorofila *a* (Zohary y Roberts, 1990) o de acuerdo con la severidad y probabilidad de tener efectos sobre la salud en leve o baja con 10 $\mu\text{g/L}$ a moderada con 50 $\mu\text{g/L}$ (Pérez *et al.*, 2008).

La relación entre biomasa y concentración de nutrientes concuerda, ya que las concentraciones bajas de fosfatos y nitratos de 2.5 y 0.1 mg/L respectivamente coincide con el valor más bajo de clorofila *a* determinado de 2.32 mg/m³, así como las concentraciones altas de fosfatos y nitratos de 13.8 y 4.7 mg/L respectivamente, coinciden con el máximo valor de clorofila *a* de 31.37 mg/m³ determinado en el mes de septiembre. Debido a las concentraciones de clorofila *a* encontradas, este cuerpo de agua no es apto para consumo y actividades recreativas, ya que los valores umbrales para señal de alarma son: 10 mg/m³ de clorofila *a* equivalente a 20 000 células por mililitro en agua para natación o baños (Chorus y Bartram, 1999).

La temperatura elevada es otro de los factores que favorece el desarrollo de florecimientos; se midieron valores de hasta 23°C, pero existen muchas excepciones. Se encontraron valores de pH elevado, entre 9 y 10, que favorece el desarrollo de las

cianobacterias por su capacidad para transformar los iones bicarbonato y carbonato en bióxido de carbono (Shapiro, 1990). De hecho, las cianobacterias son los únicos componentes del fitoplancton que desarrollan biomasa importante en ambientes naturalmente alcalinos y salinos (Pizzolon, 1996); se encontraron valores mayores de 2, hasta 3.7 de salinidad, como en el caso de la exclusiva 5.

En cuanto a las observaciones microscópicas realizadas en los diferentes muestreos, se observa que la cianobacteria presente en la mayoría de las exclusas como productor primario predominante fue *Microcystis* sp., teniendo condiciones óptimas para su crecimiento como un pH ≥ 10 , salinidad alrededor de 1 y una temperatura alrededor de 20°C. En la exclusiva 5, la cianobacteria predominante fue *Spirulina maxima.*, debido a la alta salinidad encontrada (>2.1), la cual es característica para el desarrollo de este género.

En cuanto a la amplificación de la región *mcyA*- Cd, en las muestras de las dos primeras colectas (julio y septiembre del 2008) se logró amplificar dicha región solamente en la exclusiva 2, por lo que se consideró que la presencia exclusiva del género *Microcystis* sp. en dicha exclusiva fuese la condición para que el “bloom” presente fuera toxigénico y se amplificara la región *mcyA*- Cd que codifica para la síntesis de microcistinas; sin embargo, en las dos colectas posteriores (octubre del 2008 y febrero del 2009) se logró evidenciar dicha región en las exclusas 1, 2, 4 y 5, encontrándose la presencia del género *Microcystis* sp., lo que sugiere que este género sea el portador de la región *mcyA*- Cd que codifica para la síntesis de microcistinas; excepto en la exclusiva 5, donde el género dominante es *Spirulina* sp. En la exclusiva 4, en la primera colecta se presentó un predominio de clorofíceas, observándose un aumento en la cantidad de *Microcystis* sp. en las colectas posteriores; este aumento coincide con la amplificación de la región *mcyA*- Cd, ya que en las dos primeras colectas, en las cuales la presencia de dicho género fue mínima o nula no se logró amplificar la región; en cambio, en las dos colectas posteriores, en las cuales la presencia del género *Microcystis* sp. fue en aumento se logró evidenciar dicha región, lo que sugiere que este género sea el responsable de la producción de microcistinas.

Cabe mencionar como dato interesante que en la exclusiva 3 a pesar de que el género *Microcystis* sp. se presentó desde un principio en cantidades considerables, en ninguna de las colectas se logró amplificar la región *mcyA*- Cd; esto nos puede sugerir que las poblaciones de cianobacterias toxigénicas y no toxigénicas se separan.

Para poder comprobar esto se requiere de más colectas.

La relación entre nutrientes (fosfatos y nitratos) y cantidad de biomasa coincidió con la amplificación de la región *mcyA*- Cd, ya que en las dos primeras colectas (julio y septiembre del 2008) en las que sólo en la exclusiva 2 se amplificó la región, la relación nutrientes-biomasa fue menor en comparación con las dos colectas posteriores (octubre 2008 y febrero 2009), en las cuales la relación nutrientes-biomasa fue mayor y se demostró la amplificación de la región *mcyA*- Cd en la mayoría de las exclusas (1, 2, 4 y 5). Este hecho nos sugiere que a una mayor concentración de nutrientes aumenta la cantidad de biomasa y favorece el desarrollo de florecimientos cianobacteriales y esto aumenta la probabilidad de la formación de “blooms” toxigénicos.

El examen microscópico, si bien es importante, no puede demostrar la presencia o ausencia de toxicidad. La toxicidad de una floración presenta grandes variaciones de un día a otro, por diversos factores ambientales: presencia de especies competidoras, envejecimiento y otros, siendo por lo tanto difícil de predecir (Pizzolon, 1996).

CONCLUSIONES

Se logró identificar que la cianobacteria dominante durante el muestreo fue *Microcystis* sp. que se encontró en la mayoría de las exclusas como productor primario predominante, teniendo condiciones características para su crecimiento como un pH óptimo ≥ 10 , salinidad alrededor de 1 y una temperatura alrededor de 20°C. El taxa identificado en la exclusiva 5 como la cianobacteria predominante fue *Spirulina maxima* teniendo las condiciones características para su desarrollo como una alta salinidad (mayor de 2.1). Sin embargo, el género de *Microcystis* sp. se presentó aun en esta condición aunque en menor proporción. Se determinó la presencia de microcistinas mediante la amplificación de la región *mcyA*- Cd y se sugiere que el género *Microcystis* sp. es el portador de dicha región. El cuerpo de agua en la Alameda Oriente tienen un estado eutrófico debido a la alta concentración de nutrientes provenientes del suministro de agua y a la alta cantidad de biomasa encontrada en las exclusas. Como ya se dijo, entre mayor es la concentración de nutrientes aumenta la cantidad de biomasa y puede favorecer el desarrollo de florecimientos cianobacteriales, esto aumenta la probabilidad de la formación de “blooms” toxigénicos.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

BIBLIOGRAFIA

- Allers T. y Lichten M., 2000. A method for preparing genomic DNA that restrains Branch migration of holiday junctions. *Nuc. Ac. Res.* 15: 26- 28.
- Chorus I. y J. Bartram, 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management.* WHO. EyFN Spon. London and New York.
- Hisbergues M., Christiansen G., Rouhiainen L., Sivonen K., Borner T., 2003. PCR-based identification of microcystin- producing genotypes of different cyanobacterial genera. *Arch. Microbiol.* 180:402–410.
- Mazzeo N., Clemente J., Garcia- Rodriguez F., Gorga J., Kruk C., Larrea D., Meerhoff M., Quintans F., Rodriguez- Gallego L. and F. Scasso, 2002. Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. *En: Domínguez, A. and Prieto, R. G (eds.), Perfil ambiental de Uruguay.* Nordan Comunidad. pp 39- 56.
- Oliva Martínez M.G., A. Rodríguez Rocha, A. Lugo Vázquez y M.R. Sánchez Rodríguez, 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18 (1 Suplemento): 1- 13.
- Pérez D.S., Soraci A.L., Tapia M.O., 2008. Cianobacterias y cianotoxinas: Rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. *Analecta Vet.* 28 (1): 48- 56.
- Pizzolón L., 1996. Importancia de las cianobacterias como factor de toxicidad en las aguas continentales. *Interc.* 21(6): 239-245.
- Ramírez P., E. Martínez, M. D. Martínez and C. Eslava, 2004. Cianobacterias, Microorganismos del Fitoplancton y su Relación con la Salud Humana. *En: Irma Rosas, Alejandro Cravioto and Ezequiel Ezcurra.* Microbiología Ambiental. 1ra. ed. México, D.F.
- Reynolds C. S., 1991. *Toxic blue-green algae: the "problem" in perspective.* *Freshwater Forum* 1(1):29-38.
- Robillot C., Vinh J., Puiseus-Dao S. and Marie-Claire Hennion, 2000: Hepatotoxin production kinetic of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* PCC 7820, as determined by HPLC- Mass Spectrometry and protein phosphatase bioassay. *Environ. Sci. Technol.* 34: 3372-3378.
- Rodriguez-Tovar A., 2004. Transformación genética estable del Basidiomiceto ectomicorrizico *Pisolithus tinctorius*. Tesis Doctoral. ENCB- IPN.
- Roset J., Aguayo S. y Muñoz M.J., 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión, Centro de Investigación en Sanidad Animal (CISA-INIA), 28150. Valdeolmos, Madrid. 2001. *Rev.Toxicol.* 18:65- 71.
- SCOR-UNESCO, 1980. Determination of chlorophyll in seawater. UNESCO technical papers in marine science. pp.35.
- Shapiro J., 1990. Current belief regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Inter. Verein. Limnol.* 24: 38-54.
- Zohary T. y Roberts R. D., 1990. Hyperscum and the population dynamics of *Microcystis aeruginosa*. *J. Plankton Res.* 12, 423.

MONITOREO DE MICROCISTINA EN EL LAGO DE PÁTZCUARO, MÉXICO, POR UN MÉTODO DE ELISA

Tomasini-Ortíz A. C., Sánchez-Chávez J., Bravo-Inclán L. A.
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).
atomasini@tlaloc.imta.mx. jjsanche@tlaloc.imta.mx. lubravo@tlaloc.imta.mx.

Palabras clave: *Cianobacterias. Cianotoxinas. Microcistina. Riesgo a la salud.*

RESUMEN

Las cianotoxinas pertenecen a diversos grupos de sustancias químicas, cada uno de los cuales muestra mecanismos concretos de toxicidad en los vertebrados. Algunas cianotoxinas son neurotoxinas fuertes (anatoxina, saxitoxina), otras son principalmente tóxicas para el hígado (microcistina, nodularina y cylindrospermopsina), y aún otros (como los lipopolisacáridos) parecen causar problemas de salud en el sistema digestivo, como la gastroenteritis. Por ello, la OMS ha determinado valores guía para la probabilidad relativa de los efectos a la salud que van de bajo, moderado, alto a muy alto, provocados por la exposición a cianobacterias y microcistina (MC) en aguas destinadas para el consumo humano y la recreación.

Dentro del proyecto de “Monitoreo de la calidad de agua del lago de Pátzcuaro y de las descargas”, que se ha venido desarrollando desde 2006 hasta la fecha, se ha observado que dentro del plancton hay una gran presencia de florecimientos de algas azul-verdes o cianobacterias, por lo que se realizó la determinación de la concentración de MC en el agua del lago y, por medio de las guías establecidas por la OMS, se planteó determinar el riesgo a la salud de las aguas de dicho cuerpo de agua.

Por el número de células/mL de cianobacterias y concentración de MC en el agua del lago, se presenta una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud alta desde

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

el 2006 al 2008, pasando a muy alta de diciembre del 2008 a diciembre del 2009. Siendo las zonas de Embarcadero (al sureste), Quiroga y Espíritu (en el norte) las más afectadas. En general las aguas del lago no son aptas para la recreación. Según la OMS, el límite máximo de detección de MC en agua para consumo humano es de $1\mu\text{g/L}$, y el valor más bajo detectado de MC en el agua del lago, fue de $3.74\mu\text{g/L}$, por lo que esta agua tampoco sería apta para beber.

INTRODUCCIÓN

Las cianotoxinas pertenecen a diversos grupos de sustancias químicas, cada uno de los cuales muestra mecanismos concretos de toxicidad en los vertebrados. Algunas cianotoxinas son neurotoxinas fuertes (anatoxina, saxitoxina), otras son principalmente tóxicas para el hígado (microcistina, nodularina y cylindrospermopsina), y aún otros (como los lipopolisacáridos) parecen causar problemas de salud como la gastroenteritis. Estas toxinas han sido implicadas en muerte de animales y en problemas relacionados con la salud humana (Heiskary y Lindon, 2009). La microcistina, geográficamente es la más ampliamente distribuida en agua dulce. Al igual que con muchas cianotoxinas, la microcistina fue bautizada por el primer organismo que se encontró que la producía, *Microcystis aeruginosa*, pero estudios posteriores también mostraron su ocurrencia en otros géneros de cianobacterias (Kotak *et al.*, 1993, Rinehart *et al.*, 1994, Sivonen, 1996).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha determinado valores guía para cianobacterias y concentraciones de Microcistina-LR (MC) en aguas destinadas al consumo humano y en aguas de recreación (tabla 1).

Tabla 1. Valores guía de la OMS para la probabilidad relativa de efectos agudos para la salud, durante la exposición a cianobacterias y microcistina en aguas destinadas para el consumo humano y recreación.

Probabilidad relativa de efectos agudos a la salud	Cianobacterias (Células/mL)	Microcistina-LR ($\mu\text{g/L}$)	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)
Baja	< 20,000	<10	< 10
Moderada	20,000 – 100,000	10 - 20	10 - 50
Alta	100,000 – 10,000,000	20 – 2,000	50 – 5,000
Muy alta	> 10,000,000	> 2,000	> 5,000

Fuente: Chorus y Bartram, 1999

Las guías de la OMS fueron diseñadas para muestras dominantes de *Microcystis* con un contenido de toxina de 0.2 picogramos de MC por célula de *Microcystis* o 0.4 µg de MC por µg de clorofila *a*, con un criterio mínimo de dominancia de cianobacterias. Al mismo tiempo, la OMS ha decretado un límite máximo de detección de microcistina para agua potable de 1µg/L (Chorus y Bartram, 1999).

El riesgo para la salud humana causada por cianotoxinas puede ser estimado del conocimiento toxicológico en combinación con información sobre su aparición. Sin embargo, aunque la información indica claramente los riesgos, hay pocos casos documentados de enfermedades humanas inequívocamente atribuidas a cianotoxinas. En algunos casos, la investigación de las cianobacterias y cianotoxinas se ha llevado a cabo sólo varios días después de que los pacientes habían sido expuestos y habían desarrollado síntomas. Esto fue porque el diagnóstico se realizó teniendo en cuenta a las cianobacterias, sólo después de que otros agentes causales potenciales resultaran negativos, o incluso años después cuando el conocimiento de los florecimientos de cianobacterias en un cuerpo de agua se relacionó con la información sobre un brote de síntomas de causa no identificado (Falconer, 1994).

Dentro del proyecto de “Monitoreo de la calidad de agua del lago de Pátzcuaro y de las descargas”, que se viene realizando desde el 2006 hasta la fecha, se ha observado que dentro del plancton hay una gran presencia de florecimientos de algas azul-verdes o cianobacterias, por lo que se realizó la determinación de la concentración de MC en el agua del lago por el método de ELISA con un kit de ABRAXISI y por medio de las guías establecidas por la OMS se pretende determinar el riesgo a la salud de las aguas de dicho lago (Sánchez-Chávez, *et al* 2009).

OBJETIVO

Obtener las concentraciones Microcistina-LR (MC-LR) en el lago de Pátzcuaro por un método de ELISA comercial y determinar los riesgos a la salud y el límite máximo de detección, con base en las guías descritas por la OMS.

METODOLOGÍA

Se establecieron seis estaciones de muestreo dentro del lago. Dichas estaciones se presentan en la figura 1.



Figura 1: Ubicación de los puntos de muestreo en el lago de Pátzcuaro.

Con el fin de caracterizar la calidad del agua del lago, se realizaron 22 campañas de monitoreo, cubriendo un periodo de agosto del 2006 a diciembre del 2009. En cada una de las estaciones se tomaron los parámetros de campo con un equipo YSI-6600

(Temperatura, Oxígeno disuelto, Conductividad eléctrica, etc.) y se recolectó agua para su análisis en el laboratorio.

En cada punto se hizo un arrastre de uno a tres minutos, con una red de plancton, dependiendo de la concentración del mismo y se fijó con formol al 4%, para la identificación y conteo del plancton. A partir de septiembre del 2009, se empezó con arrastres simultáneos al anterior, con un frasco de 1 L para el análisis de MC-LR, repitiéndose esto en los muestreos de noviembre y diciembre del mismo año. Las muestras se trasladaron a 4 °C y lejos de la luz.

En el laboratorio se hace la observación al microscopio de luz, con un aumento de 40x. Se coloca 1 mL de muestra en una celda Sedgwick-Rafter y se procede a la identificación y conteo, realizándose tres lecturas por cada control. Se obtiene el promedio dividiendo el número de organismos contados entre el número total de lecturas y se aplica la fórmula de Lackey reportando los resultados como organismos/ mL.

La determinación de MC-LR, fue por medio de la prueba de ELISA con un kit de Métodos Rápidos, ENVIROLOGIX[®], el cual consta de un control negativo (CN) y tres controles de 0.16, 0.6 y 2.5 µg de MC; para las muestras del mes de septiembre, también se incluyó el kit de Abraxis[®], ADDA ELISA, con CN y seis controles de 0.0, 0.15, 0.4, 1.0, 2.0 y 5.0 µg, para las muestras de noviembre, diciembre del 2009 y marzo del 2010.



Figura 2. Kits ELISA, ENVIROLOGIX y ABRAXIS.

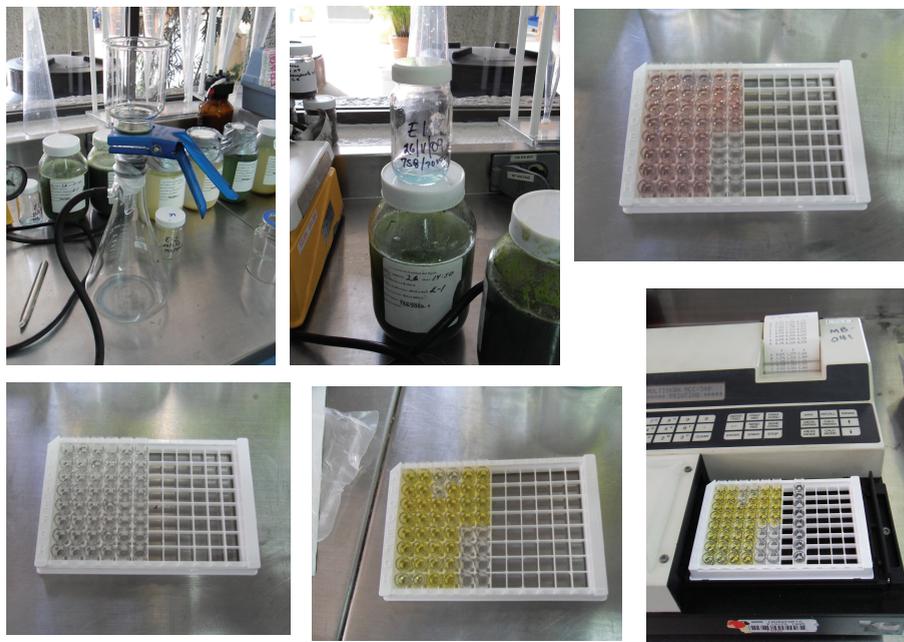


Figura 3. Método de ELISA, a) Filtración, b) filtrado, c) con anticuerpo, d) con enzima conjugada, e) solución con color, f) lectura.

RESULTADOS

En la figura 4, se muestra un resumen de los promedios anuales para cada uno de los diferentes grupos que conforman el plancton en el lago de Pátzcuaro, en donde se puede observar que los grupos que dominan en el lago y el grupo que se encuentran muy bien establecidos es el de las cianobacterias, siguiéndole el zooplancton. Siendo el resto de los grupos bastante aleatorios y con hiatos en diferentes tiempos. Además los picos que se observan son en el 2009, lo que nos indica que durante este año hubo un crecimiento muy importante de estos dos grupos.

En la figura 5, se muestra cual sería el estado de alerta, de acuerdo a las guías de la OMS, dependiendo del conteo de células/mL de las *Cyanobacterias* en cada una de las estaciones del lago de Pátzcuaro. Por debajo de la línea punteada, quiere decir que

MONITOREO AMBIENTAL

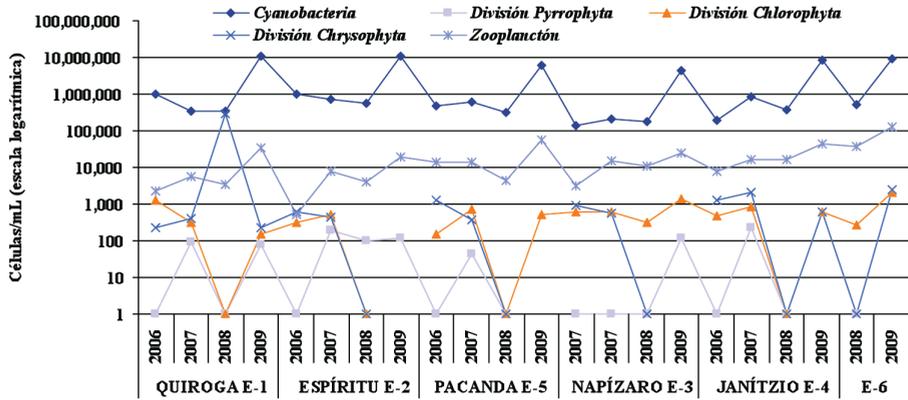


Figura 4. Resumen de los promedios anuales para cada uno de los grupos que conforman el plancton en el lago de Pátzcuaro.

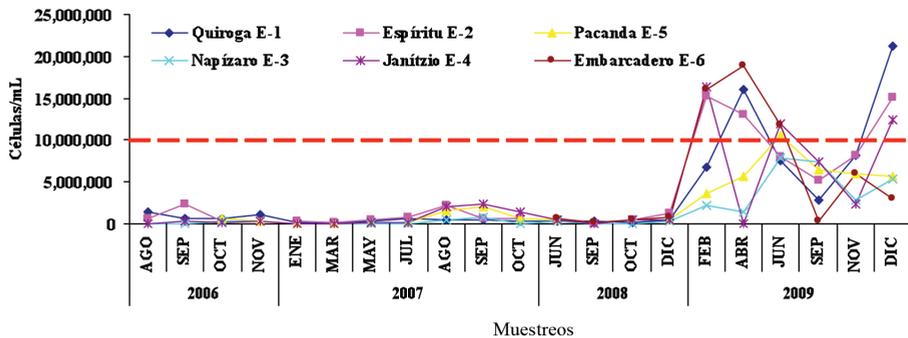


Figura 5. Probabilidad relativa de efectos agudos a la salud por *Cyanobacterias*, de acuerdo a las Guías de la OMS.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

es una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud alta (100,000 – 10'000,000 células/mL de cianobacterias) y por arriba de la línea punteada es una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud muy alta. Lo que quiere decir que siempre estuvo el agua del lago con una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud alta. Presentándose una probabilidad relativa de efectos a la salud muy alta durante el 2009 en las estaciones de Embarcadero E-6, Quiroga E-1 y Espíritu E-2.

En la figura 6, se muestra cual sería el estado de alerta, de acuerdo a las guías de la OMS, dependiendo de la concentración de clorofila α en cada una de las estaciones del lago de Pátzcuaro. Por debajo de la línea punteada, quiere decir que es una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud baja ($< 10 \mu\text{g/L}$ de clorofila α), por en medio de las dos líneas punteadas es una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud moderados ($10 - 50 \mu\text{g/L}$ de clorofila α) y por arriba de la línea punteada es una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud muy alta ($50 - 5,000 \mu\text{g/L}$ de clorofila α). Lo que quiere decir que siempre estuvo el agua del lago con una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud alta. Presentándose una probabilidad relativa de efectos a la salud muy alta durante el 2009 en las estaciones de Quiroga E-1, Espíritu E-2, Pacanda E-5 y Janitzio E-4. Para lo que va del 2010 se presenta solamente en Quiroga E-1 una probabilidad relativa de efectos a la salud muy alta.

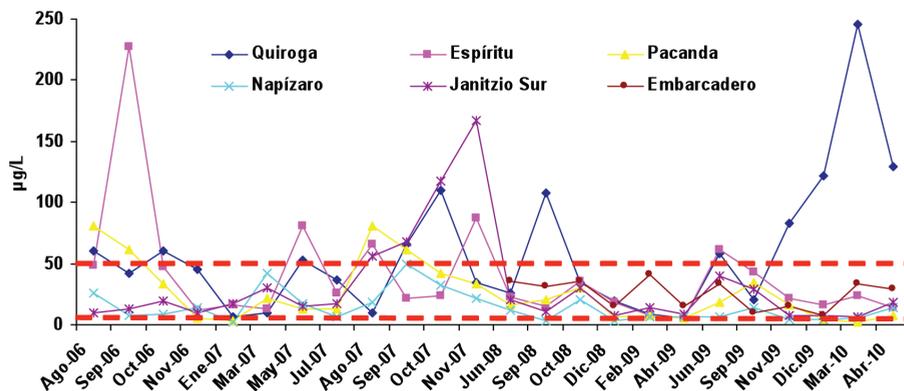


Figura 6. Probabilidad relativa de efectos agudos a la salud por clorofila α , de acuerdo a las Guías de la OMS.

Calculando la concentración en $\mu\text{g/L}$ de MC-LR, se obtuvo la siguiente gráfica que se muestra en la figura 7. En donde se puede observar la concentración de MC-LR en los meses de septiembre, noviembre y diciembre de 2009 y marzo de 2010, que fue cuando se empezaron a hacer los análisis de MC-LR y obtener la concentración de la misma. Lo que se ve en línea punteada es, la primera línea punteada marca la probabilidad relativa de efectos agudos a la salud baja que va de $<1 - 10 \mu\text{g/L}$, la segunda línea punteada es para la probabilidad relativa de efectos agudos a la salud moderado de va de $10 - 20 \mu\text{g/L}$ y lo que esta por arriba de $20 \mu\text{g/L}$ es una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud alto.

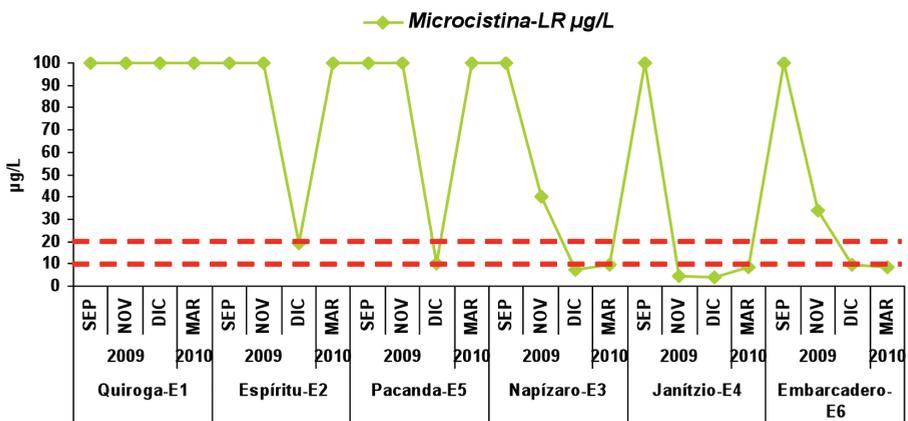


Figura 7. Probabilidad relativa de efectos agudos a la salud por concentración de MC-LR, de acuerdo a las Guías de la OMS.

En la tabla 2, se presentan los valores obtenidos de MC-LR en los meses de septiembre, noviembre y diciembre del 2009; y marzo del 2010, en cada una de las estaciones. En donde se puede observar que la concentración más baja es de 3.74, lo que quiere decir es que no es agua apta para consumo humano, ya que la OMS determina un límite máximo de detección de $1 \mu\text{g/L}$.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Tabla 2. Concentración de MC-LR en cada una de las estaciones.

Muestreos	Microcistina-LR ($\mu\text{g/L}$)					
	E-1	E-2	E-5	E-3	E-4	E-6
Sep-09	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
Nov-09	100.00	100.00	100.00	39.94	4.34	33.92
Dic-09	100.00	19.41	10.15	7.36	3.74	9.34
Mar-10	100.00	100.00	100.00	9.82	8.33	8.73

El lago de Pátzcuaro no es propiamente dicho un lago de recreación, sin embargo, existen lanchas que dan paseos turísticos dentro del lago visitando las diferentes islas, la más común es la isla de Janítzio, por lo que no falta la gente que va introduciendo las manos al agua, y es posible que estas se las metan a la boca o estén comiendo durante el trayecto.

También durante los recorridos de los muestreos, se observaban bombas para extraer agua del lago, o sea que están utilizando el agua, entre otras cosas para riego, por lo que si están, tanto los pobladores, como los visitantes, en contacto con esta agua. Al igual que se han detectado niños lugareños chapoteando en el agua a orillas del lago.

La detección de MC-LR tanto en charales (zooplancóvoros) y especies de *Goodea sp.* (fitoplancóvoros), es particularmente relevante, ya que ambas especies son consumidos en su totalidad, incluyendo vísceras (por ejemplo, hígados) que se caracterizan por acumular MC-LR. (Barry, et al, en prensa)

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Por el número de células/mL de cianobacterias y concentración de MC-LR, el agua del lago siempre estuvo con una probabilidad relativa de efectos agudos a la salud alta desde el 2006 al 2008, pasando a muy alta de diciembre del 2008 a diciembre del 2009. Siendo las estaciones de Embarcadero, Quiroga y Espíritu las zonas más afectadas. En general las aguas del lago no son aptas para la recreación.

El límite máximo de detección de MC-LR en agua para consumo humano determinado por la OMS, es de $1\mu\text{g/L}$, y el valor más bajo detectado de esta toxina en el agua del lago, fue de $3.74\mu\text{g/L}$, por lo que esta agua no sería apta para beber.

Por los resultados obtenidos con la medición de MC-LR por el método de ELISA, se requiere de análisis de cromatografía de líquidos (HPLC), ya que por este método no se tiene limitaciones de rango de detección.

Habría que tomar cartas en el asunto de modo serio, como lo hacen en otros países del mundo, que llevan un monitoreo constante y de acuerdo a los niveles de riesgo, toman medidas de acción como prohibir la entrada a los lagos, evitar que se use con fines de agua de consumo humano, etc. En México, este tema aún no se le ha dado la importancia que se requiere, y así como se están presentando estos florecimientos en el lago de Pátzcuaro ya sucede en otros cuerpos de agua, tanto naturales como artificiales, de estos últimos, se reportan problemas en la presa de Valle de Bravo, donde sus aguas son utilizadas para consumo humano, recreación de contacto primario (esquí) y pesca deportiva.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAXIS, 2010. Microcystins-ADA ELISA (Microtiter Plate). <http://www.abraxis.com>.
- Barry, J. P.; Lee, E.; Walton, K.; Wilson, A., y Bernal-Brook, F. (en prensa). Comunicación personal. Profesor-Investigador de tiempo completo de la Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo (UMSNH). *Enviro. Tox. Chem.*
- Chorus, I., and Brtram, J. (Eds), 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, New York. ISBN 0-419-23930-8. 400 p.
- ENVIROLOGIX, 2008. Quantiplate kit for Microcystins. <http://www.metodosrapidos.com>.
- Falconer, I.R., 1994. Health problems from exposure to cyanobacteria and proposed guidelines for drinking and recreational water. In: G.A. Codd, T.M. Jefferies, C.W. Keevil and E. Potter [Eds] *Detection methods for Cyanobacterial Toxins*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, 3-10.
- Heiskary, S and Lindon, M., 2009. Microcystin in Minnesota Lakes. *LakeLine*. 29(2): 23-28.
- Kotak, B.G., Kenefick, S.L., Fritz, D.L., Rousseaux, C.G., Prepas, E.E. and Hrudey, S.E. 1993 Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts. *Wat. Res.*, 27, 5-506.
- Sánchez-Chávez, J. J., Bravo-Inclán, L. A., Tomasini-Ortíz, A. C., González, V. R., Córdova, R. M., Saldaña, F. P., Sánchez, C. L. y E. S. Salcedo., 2009. Monitoreo de la calidad del agua del lago de Pátzcuaro y de las descargas. Informe final. TC-0847.4. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México. 250 p.
- Sivonen, K., 1996. Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia*, 35 (6 Supplement), 12-24.

EVALUACIÓN DE RIESGO

RELACIONES AMBIENTE-SALUD: LOS VÍNCULOS QUE NOS MANTIENEN COMO MIEMBROS DEL ECOSISTEMA

Montero R.¹, Arellano O.¹, Belmont J.², Dávila V., Serrano L.².

¹Instituto de Investigaciones Biomédicas, ²Instituto Nacional de Pediatría.

dorinda@biomedicas.unam.mx; aaro_2000mx@yahoo.com.mx; belmont_quim@yahoo.com.mx; latrans86@hotmail.com; lusega@correo.biomedicas.unam.mx

Palabras clave: biomarcadores, epidemiología molecular, contaminación ambiental, salud.

RESUMEN

El deterioro ambiental es un problema que las sociedades industrializadas han enfrentado desde su origen. Ahora sabemos que la explotación de un recurso para la producción masiva, impone al ambiente una enorme cuota en estabilidad y lo pone en un grave riesgo de colapsarse. Nosotros dependemos de ese ambiente para vivir y su inestabilidad pone en riesgo nuestra salud y por consecuencia, la calidad de nuestra vida. El análisis de este problema se puede abordar a diferentes niveles, desde el molecular hasta el ecosistémico, mediante la identificación de biomarcadores sensibles a los eventos de la alteración ambiental y de los vínculos entre ellos. En los estudios de epidemiología en humanos se han desarrollado numerosos biomarcadores: de exposición, de efecto temprano o de susceptibilidad, que podrían aplicarse con éxito al estudio de comunidades naturales, con la utilidad adicional de que podrían establecerse comparaciones entre ciertos organismos y el humano que pudieran utilizarse como “marcadores centinela” tanto de la integridad de esos organismos como de los peligros para la salud humana. La actividad de enzimas del metabolismo de xenobióticos, la inducción de estrés oxidante y el daño genotóxico son algunos de estos biomarcadores, además de los polimorfismos genéticos que modulan la respuesta a los estímulos ambientales. El desarrollo de protocolos en los que los problemas causados por la contaminación del aire, agua o suelo se estudien de manera integral, estudiando a las comunidades naturales al mismo tiempo que a

las humanas, sería lo ideal en la caracterización de estos problemas, para lograr una mejor comprensión de nuestros recursos y de las opciones para recuperarlos en su caso, y cuidarlos.

RESEÑA DE LA PRESENTACIÓN

La epidemiología molecular es una disciplina desarrollada para estudiar el efecto biológico que tiene sobre el organismo su exposición a compuestos tóxicos, que puede detectarse mediante el uso de biomarcadores. Estos estudios se relacionan con la estimación de riesgo a la salud y se busca que tengan un valor predictivo, de tal forma que se pueda prevenir el efecto ulterior, que son enfermedades como el cáncer, accidentes vasculares, teratogénesis y problemas de neurodesarrollo, de fertilidad e inmunológicos.

Todas estas alteraciones son tratadas con medicamentos y terapias costosas, y se ha estimado que un 50% de los mexicanos acuden a los servicios de seguridad social para su tratamiento, sin embargo el país invierte muy poco en este rubro (La Jornada, 2007). Estas instituciones cuentan con menor presupuesto cada año y en cambio, cada vez se incrementa el número de afectados por los tóxicos que se encuentran no sólo en sus lugares de trabajo, sino que son descargados al ambiente: ríos, lagos, aire y suelo, tanto por las grandes industrias como por los pequeños talleres que manejan sustancias peligrosas.

Cuando los compuestos químicos son descargados al ambiente se forman mezclas y muy a menudo ocurren reacciones que dan por resultado nuevos compuestos que podrían ser más tóxicos, como es el caso del cloroformo que se forma en el río Atoyac en la zona industrial entre Tlaxcala y Puebla. En este sitio se midieron niveles de contaminantes en el agua del río y se encontró la presencia de cloroformo en niveles superiores a lo permitido en las normas de cloración del agua para consumo humano, cloruro de metileno y tolueno (Morales, 2004). No hay normatividad en relación con la presencia de cloruro de metileno y tolueno en aguas nacionales, por lo tanto los industriales asumen que los pueden arrojar sin problemas, independientemente de que estén enlistados como residuos peligrosos en la NOM-005-SEMARNAT-2003 y por lo tanto, deberían estar confinados. Esto ocurre no sólo en el río Atoyac, sino en el río Santiago, en el Lerma, en el Coatzacoalcos y en muchos lugares más del

país, con lo que tenemos innumerables comunidades y ciudades pequeñas expuestas a los efectos de estos compuestos, en un régimen de exposición muy complejo, pues los niveles de contaminación varían con la temperatura y las lluvias, pero siempre están presentes. En comparación con una exposición ocupacional en la que los adultos manejan compuestos peligrosos con equipo de protección y por horarios establecidos y con días de descanso, la contaminación ambiental afecta todo el tiempo a adultos, jóvenes, ancianos y niños, hombres y mujeres, sin equipo de protección y sin descanso, lo cual constituye un riesgo mayor a la salud, cuyos efectos se notan primordialmente en los más susceptibles, generalmente bebés y niños, y se puede extender a los individuos más resistentes si la situación no se remedia.

En epidemiología molecular continuamente se buscan biomarcadores que puedan ser útiles en la predicción de un problema de salud con la mayor especificidad posible, para lo cual es necesario, primero, identificar el problema de salud y establecer si existe una relación con el régimen de exposición a tóxicos; si esta relación es encontrada, el estudio de biomarcadores en los individuos expuestos nos informará sobre los posibles mecanismos involucrados, que lleven al desarrollo de la enfermedad por causa de ese tóxico o esa mezcla de tóxicos. De esta manera, se han desarrollado una serie de biomarcadores que reflejan el estado metabólico, el nivel de daño genotóxico, el estado oxidante de los tejidos, así como la susceptibilidad genética, debidos a la exposición a tóxicos (figura 1). La susceptibilidad genética es relevante pues con ella se explica la resistencia que presentan algunos organismos a los efectos de la contaminación; en comunidades naturales esto puede llevar a la muerte de los más vulnerables y la sobrevivencia de los más resistentes, disminuyendo la variabilidad genética y a la larga, la capacidad de adaptación de esas poblaciones, lo cual también podría usarse como biomarcador en estudios de Ecotoxicología (Evensen y Depledge, 1997).

En lo relativo a la toxicidad por compuestos químicos se han identificado rutas generales, semejantes al camino que sigue un fármaco dentro del organismo: absorción, distribución, metabolismo y excreción. El metabolismo ha sido un punto particularmente relevante pues consiste en la intervención de enzimas que transforman la molécula del contaminante en un compuesto activo capaz de reaccionar con las macromoléculas celulares y causar alteración de funcionamiento, la muerte o mutaciones, todos los eventos que pueden significar el inicio de

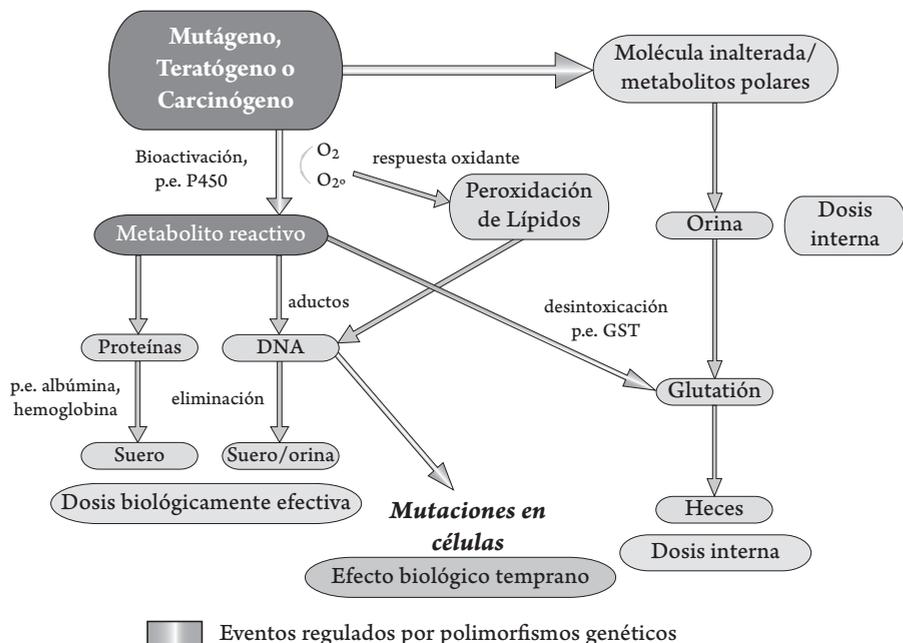


Figura 1. Esquema de las vías que puede seguir un tóxico ambiental dentro del organismo y cuáles son los biomarcadores que se pueden usar para establecer diversos efectos debidos a la exposición y a la interacción con macromoléculas. Las flechas sombreadas indican algunos de los pasos regulados por enzimas polimórficas, lo que contribuye a las diferencias en susceptibilidad entre individuos.

una patología. En el laboratorio hemos utilizado estos biomarcadores para investigar mecanismos mediante los cuales se produce daño genotóxico que pueda relacionarse con el riesgo de contraer cáncer (Bonassi y cols. 2007) o daño cardiovascular (De Flora, *et al.* 2001), y hemos demostrado que la exposición a ciertos agentes incrementa la actividad de enzimas de citocromo P450 y esto eleva la susceptibilidad a sufrir daño genotóxico al exponerse a carcinógenos conocidos, como la aflatoxina B1, ciclofosfamida o el benzo[a]pireno (Montero, *et al.* 2003, Gentile, *et al.* 1998, Montero, *et al.* 1999). El conocimiento de cómo ocurre la exposición y el régimen de exposición son aspectos fundamentales para los estudios de epidemiología molecular ya que en la prevención de los problemas de salud, la

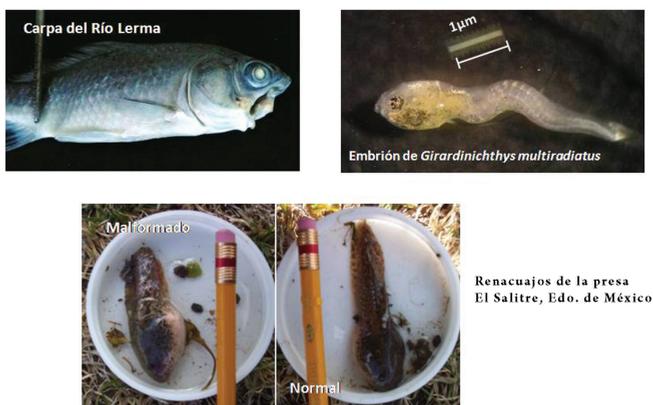
forma más sencilla es evitar la exposición, ya sea que se elimine la fuente (lo cual podría tener repercusiones económicas y sociales importantes) o que se separe la fuente de las rutas de transporte de los contaminantes hacia los individuos, es decir, mediante obras o dispositivos que eviten que el contaminante llegue a los ríos, al aire y al suelo. Esto estaría de acuerdo con las normas oficiales mexicanas (NOM-005-SEMARNAT-2003, NOM-052-SEMARNAT-2005) que se refieren al manejo de residuos peligrosos, que establecen que se deben confinar en sitios especialmente construidos para evitar su contacto con el ambiente y que aportan los listados de los compuestos que son residuos peligrosos y cómo se pueden identificar. No obstante, estas normas, aunque están vigentes, no se cumplen, pues no existe una norma que establezca la forma de hacerla cumplir.

El resultado es que en México crece el número de sitios contaminados cada año, en la misma medida en que surgen corredores industriales en el campo que anteriormente se dedicaba a la producción de alimentos (o lo que es peor, que aún se dedica a la producción de alimentos) y en la medida también en que permanecen activas industrias con tecnología antigua, altamente contaminante como los ingenios azucareros o las plantas petroquímicas, las refinerías, etc. Los habitantes de estas regiones empiezan por notar cambios en la vegetación, en la cantidad y tipo de especies de insectos y aves, en el tipo de fauna de mamíferos y a menudo, observan alteraciones morfológicas y conductuales también. Un aspecto interesante de los pobladores de zonas rurales es que observan su ambiente, lo conocen y se percatan de los cambios que ocurren con tal precisión que pueden proporcionar fechas y correlacionar eventos como el establecimiento de una industria con el cambio de color y de aroma de un río, o la desaparición de cierto tipo de aves o peces y la aparición de enfermedades que no se conocían en la zona: son centinelas naturales, el problema es que su voz no es escuchada.

Si se escucharan las voces de alarma para la salud, podrían tomarse las medidas requeridas antes de que ocurrieran casos de teratogénesis, carcinogénesis y mutagénesis que afectan fundamentalmente a las nuevas generaciones, mermando su calidad de vida, y por toda la vida. Podrían implementarse programas de vigilancia ambiental que incluyeran estudios de especies naturales como peces, roedores y aves de la zona, para detectar efectos tóxicos que informaran también sobre el riesgo a la salud de los humanos. Tenemos en común los mismos sistemas: de metabolismo

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

de xenobióticos, inmunológico, excretor, reproductor, y los mismos blancos para medir efectos: células sanguíneas, hígado, piel, pulmones (vejiga natatoria en peces), espermatozoides. Al estar constituidos por las mismas moléculas, somos igualmente susceptibles a los efectos tóxicos hacia las proteínas, los lípidos y los ácidos nucleicos y de hecho, los mismos biomarcadores que se aplican al monitoreo en humanos: daño genotóxico medido como micronúcleos, rompimientos en DNA y aductos en DNA; actividad o inducción de enzimas de citocromo P450 totales o isoformas específicas y enzimas de fase II, así como la determinación de factores de la respuesta oxidante, son igualmente aplicables al estudio de efectos en otros vertebrados. Estos son los vínculos que nos mantienen como miembros del ecosistema, nuestra calidad de seres vivos, de seres biológicos constituidos por el mismo diseño que permite la vida de los demás vertebrados y nuestra dependencia de la red natural. El impacto de las alteraciones observadas con estos biomarcadores podría reflejarse en enfermedades semejantes a las del humano, como tumores y malformaciones de origen teratogénico (figura 2), o en alteraciones de los caracteres sexuales secundarios o en conductas de apareamiento, que también reflejan la calidad ambiental (Arellano y Macías, 2008). Con frecuencia ha ocurrido que las especies silvestres han sido más sensibles



Fotografías de Arellano y Montero

Figura 2. Ejemplos de las alteraciones encontradas en cuerpos de agua contaminados del centro de la República: paladar hendido en una carpa del río Lerma, embrión abortado de una especie de Goodeído con malformación en la espina dorsal en una presa alimentada por el Lerma, y renacuajo con desarrollo incompleto de la cola encontrado en otra presa del Estado de México.

a los cambios ambientales que eventualmente produjeron enfermedad en los humanos, como fue el caso en los campos de cultivo y áreas naturales protegidas de los Estados Unidos en los años 60's, que contaron con la mirada atenta de Rachel Carson (2002), zoóloga estadounidense quien oportunamente dio la voz de alarma en su obra "Primavera Silenciosa" sobre la acumulación de plaguicidas y su amplia distribución en el ambiente y los efectos que estaban teniendo en la reproducción de las especies, así como en la salud de niños. Su voz fue escuchada por un amplio sector de la sociedad, lo cual llevó a la constitución del Movimiento Ecológico de Estados Unidos que eventualmente desembocó en la formación de la Environmental Protection Agency (EPA) de donde México toma su legislación en materia ambiental. Otro ejemplo, no tan exitoso, ocurrió en Minamata, Japón, con la contaminación producida por la Chisso Company hacia el mar Yatsushiro con metilmercurio que se acumuló en la cadena trófica, en peces y mariscos, al cual estuvieron expuestas más de 200,000 personas y que produjo malformaciones congénitas severas en 3,000 pacientes desde el año de 1956 hasta 2001 y más de 10,000 afectados por problemas neurológicos menores (NIMD). Estas mismas alteraciones fueron visibles desde 1950 en los gatos del puerto a los que llamaban "bailarines", así como en perros y cerdos domésticos. En esta ocasión la voz de alarma se dio demasiado tarde y las consecuencias fueron catastróficas y aún hay efectos en nuestros días. Otro caso, en México, es el del río Atoyac, en el que la biodiversidad en el río se redujo, casi 15 años antes de que se incrementaran los casos de anemia aplásica y leucemia en menores de 15 años desde 1987 a 2003, seguidos por problemas de insuficiencia renal y malformaciones congénitas en 2008; la historia de contaminación en esta zona es debida a causas múltiples que han variado con el tiempo, que incluyen: plaguicidas, compuestos orgánicos volátiles, dioxinas, metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos (Morales, 2004). En pobladores sanos de las comunidades establecidas en las riberas encontramos una frecuencia incrementada de daño citogenético complejo, como células multinucleadas y puentes nucleoplásmicos (Montero, *et al.* 2006); las frecuencias elevadas de daño por micronúcleos se han relacionado con riesgo mayor de cáncer a edades más tempranas en estudios de cohorte realizados en Italia, Finlandia y Japón, por mencionar algunos países (Bonassi, *et al.* 2007).

No hay necesidad de esperar a la extinción de poblaciones naturales para sospechar los riesgos a la salud, pues inmediato al deterioro de las poblaciones naturales, se observa el daño a la salud en los niños, que como ya se dijo, son más susceptibles que

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

los adultos, y que en todas estas regiones contaminadas nacen y/o se desarrollan con altos niveles de compuestos orgánicos persistentes y compuestos orgánicos volátiles en sus sistemas (Alvarado, *et al.* en preparación, García, *et al.* 2001, Simon 2006), los cuales retrasan su desarrollo neurológico, impiden su pleno desarrollo físico, inmunológico, los hace muy susceptibles a sufrir infecciones y a menudo les produce cáncer en edades tempranas, cuando no les producen malformaciones congénitas en forma muy similar a lo que se observa en poblaciones naturales (figura 2).

La preocupación está centrada, no sólo en las regiones altamente contaminadas donde la catástrofe ambiental pareciera irreversible, pero que están pobladas de cualquier manera, sino también las nuevas regiones de contaminación que se van sumando con cada nuevo corredor industrial que se establece con la misma falta de responsabilidad ambiental con que se ha manejado la industria desde el principio, y en consecuencia, con el mismo riesgo a la salud que se ve actualmente en Coatzacoalcos, El Salto, Tlaxcala, etc. La vigilancia en esos sitios podría implementarse mediante una batería de pruebas que nos informaran sobre la situación ambiental al mismo tiempo que nos dieran indicios sobre el riesgo a la salud (figura 3); desde luego es necesario validar este sistema y demostrar su utilidad para la vigilancia ambiente-salud.

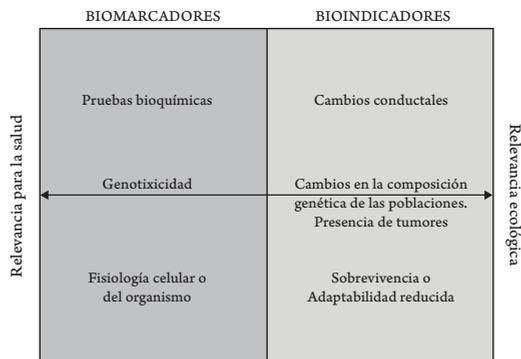


Figura 3. Los métodos utilizados en la Epidemiología Molecular pueden aplicarse a los estudios de vigilancia ambiental y establecer paralelismos entre el riesgo a la salud y el riesgo para la integridad de las especies naturales. Las pruebas de actividad de enzimas de metabolismo podrían relacionarse con cambios conductuales, así como una sobrevivencia reducida en el ambiente podría ocurrir al mismo tiempo que se altera la fisiología en tejidos de humanos.

Un buen cuidado del ambiente con la conservación del equilibrio y desarrollo de las especies naturales en los ríos y en el campo, indudablemente es garantía para la conservación de la salud de los humanos y es la manera más sabia de cuidar nuestros recursos naturales para que sigan siendo renovables, en particular porque México es uno de los países con mayor biodiversidad y con innumerables sitios de importancia turística por su belleza natural, todo lo cual también está en riesgo debido a la movilidad ambiental de una gran cantidad de contaminantes; y el remedio no es la entubación de los ríos ya que estos moldean la geomorfología de una región y mantienen un microclima en toda su trayectoria o extensión (Montero y Arellano 2009). La respuesta entonces, está en la recuperación del ambiente natural, en su protección. Pero en este esfuerzo, que normalmente realizan biólogos, químicos, ecólogos y veterinarios, también es necesario contar con la colaboración de los médicos que atienden a las comunidades rurales y que dejan pasar los casos de cáncer infantil y malformaciones congénitas sin documentarlos, atribuyéndolos a la “carga genética” (sin que esto tenga un significado concreto) o a la endogamia que sin tener datos epidemiológicos confiables, actualizados, asumen que ocurre con frecuencia en estas poblaciones, y en cambio ignoran el efecto biológico, altamente tóxico, de los grupos de contaminantes a que nos hemos estado refiriendo: compuestos orgánicos persistentes, compuestos orgánicos volátiles, hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados, etc. En estos esfuerzos se cuenta siempre con la participación de las poblaciones afectadas, pero se requiere también, además de los profesionales, la participación de empresarios y autoridades, que requieren educación y concientización en este sentido, pues ellos son quienes toman las decisiones respecto al uso y administración de los recursos naturales. Con la colaboración de todos estos sectores se puede encontrar ese estrecho margen en el que la producción industrial podría beneficiar económicamente una región, brindando empleos sin dañar irreparablemente las fuentes de agua, el suelo y la atmósfera, al tiempo que daña la salud de sus propios trabajadores y sus familias. Este círculo vicioso se tiene que romper adoptando nuevos modelos de producción, como ya se han probado en otros países y en algunos sitios en México (Montero y Arellano 2009).

Entre los derechos humanos y los derechos de los niños se habla de dos fundamentales: el derecho a la salud y el derecho a desarrollarse y vivir en un ambiente limpio. Los dos son uno, y es nuestra responsabilidad garantizar este derecho para las futuras generaciones y decidir hoy, si en el futuro nuestro país estará poblado por

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

minusválidos dependientes de terapias costosas para mantenerse vivos, o si estará poblado por ciudadanos sanos, plenamente desarrollados física y mentalmente, alimentados con comida sana, útiles para sus familias y para la sociedad mexicana.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado Hernández DL, Montero Montoya R, Arellano Aguilar O, Jasso Pineda Y, Yáñez Estrada L. Exposure assessment to an organochlorine pesticide mixture and DNA damage in mother-child pairs in an agrarian community in Mexico. (En preparación)
- Arellano Aguilar O, Macías García C., 2008. Exposure to pesticides impairs the expression of fish ornaments reducing the availability of attractive males. *Proc. Biol. Sci.* 275(1640): 1343-1351.
- Bonassi S, Znaor A, Ceppi M, Lando C, Chang WP, Holland N, Kirsch-Volders M, Zeiger E., 2007. An increased micronucleus frequency in peripheral blood lymphocytes predicts the risk of cancer in humans. *Carcinogenesis* 28(3): 625-631.
- Carson Rachel, 2002. *Silent Spring*, 40th Anniversary Edition. First Mainer Books, USA, 404pp.
- De Flora S, Izzotti A, D'Agostini F, Balansky RM, Noonan D y Albini A., 2001. Multiple points of intervention in the prevention of cáncer and other mutation-related diseases. *Mutation Res/Fundamentals and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*. 480-481: 9-22.
- Evenden AJ, Depledge MH., 1997. Genetic susceptibility in ecosystems: the challenge for Ecotoxicology. *Environmental Health Perspectives* 105(suppl. 4): 849-854.
- García Vargas GG, M. Rubio Andrade, LM Del Razo, V Borja Aburto, E Vera Aguilar, ME Cebrián, 2001 Lead Exposure in Children Living in a Smelter Community in Region Lagunera, Mexico. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 62(6): 417 - 429.
- Gentile JM, Gentile JG, Nannenga B, Johnson M, Blankespoor H and Montero R., 1998 Enhanced liver cell mutations in trematode-infested Big-Blue transgenic mice. *Mutation Research* 400: 355 - 360.
- La Jornada, 2007. Mínimo gasto en México para seguridad social, dice la OCDE. 4 de abril.
- Montero R, Gentile JG, Frederick L, McMannis J, Murphy T, Blankespoor H and Gentile JM., 1999. Induced expression of CYP2A5 in inflamed trematode-infested mouse liver. *Mutagenesis*, 14(2): 217 - 220.
- Montero R, Serrano L, Dávila V, Ito Akira, Plancarte A., 2003. Infection with *Taenia taeniformis* metacestodes induced the activity of CYP1A1, CYP2B1 and CYP2A1/2 isoforms in rat liver and increased the genotoxicity by procarcinogens BaP, CP and AFB1. *Mutagenesis*, vol. 18(2): 211-216.
- Montero R., Serrano L., Araujo A., Dávila V., Ponce J., Camacho R., Morales E., Méndez

- A., 2006. Increased cytogenetic damage in a zone in transition from agricultural to industrial use. Comprehensive analysis of the micronucleus test in peripheral blood lymphocytes". *Mutagenesis* 21(5): 335-342.
- Montero R. y Arellano O., 2009. Ambiente y Salud. *Gaceta Biomédicas*, Año 14, núm. 08: 6-9.
- Morales E., 2004. Ambiente y Derechos Humanos. Centro Fray Julián Garcés, Derechos Humanos y Desarrollo Local A.C., Tlaxcala, Tlax, pp. 27-59.
- NIMD (National Institute for Minamata Disease). Ministry of the Environment. <http://www.nimd.go.jp/english/index.html>
- Simon J., 2006. Mexico's giant polluter. <http://www.gcmonitor.org/article.php?id=391>

***Salmonella* SPP. COMO BIOINDICADOR BACTERIOLÓGICO ALTERNATIVO DE LA CONTAMINACIÓN FECAL EN AGUA**

Basulto-Solis Y. Y., Pacheco Ávila J., Ponce-Caballero C., Quintal-Franco C.

Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán.

yanet_basulto@hotmail.com, pavila@uady.mx; cponce@uady.mx, qfranco@uady.mx

Palabras clave: bioindicadores, patógenos, agua residual.

RESUMEN

Diversos países han utilizado bioindicadores alternativos para el monitoreo de la calidad sanitaria del agua, tales como *Clostridium perfringis*, enterovirus, *bacteriófagos frágilis*, enterococos, coliformes fecales (*Escherichia coli*), este último legislado en México para monitorear la calidad de efluentes vertidos al acuífero natural. Sin embargo, actualmente se ha hecho más evidente la necesidad de contar con bioindicadores más representativos de agentes patógenos presentes en el agua, debido al carácter termotolerante y la poca persistencia de los coliformes fecales en agua contaminada. Por lo anterior, el objetivo de esta investigación fue identificar bacterias y parásitos patógenos resistentes a tratamientos de agua residual utilizados en el país. Se monitoreó el agua influente y efluente de 3 plantas de tratamiento de agua residual en Mérida Yucatán durante 4 meses (septiembre-diciembre de 2009). Se analizaron los siguientes microorganismos patógenos: *E. coli*, *Salmonella spp.*, *Staphylococci aureus*, Enterococos, cuenta total de aerobios, hongos y levaduras a través del método de siembra en almohadilla (Rida-Cound Pads), y parásitos de huevos de helminto con el método establecido por la normatividad (NMX-AA-SCFI-113-1999). Se correlacionó estadísticamente con el programa Statgraphics la prevalencia al tratamiento de bacterias patógenas con coliformes fecales para conocer su representatividad de patogenicidad. Cinco de las seis bacterias monitoreadas presentaron buena correlación con los coliformes fecales. *Salmonella spp.* no presentó correlación significativa y además se identificaron 10 especies de

parásitos persistentes al tratamiento. El uso de coliformes fecales para monitorear la calidad del agua, no es representativo de los patógenos presentes, potencializando así el riesgo a la salud pública y ambiental.

INTRODUCCION

La importancia del agua como factor indispensable para la vida y como determinante para el desarrollo sustentable de los países ha sido subestimada durante muchos años. El interés por prevenir epidemias y tener un buen control de la calidad del agua, conlleva a establecer un adecuado plan de manejo y vigilancia de las posibles fuentes de contaminación a los cuerpos de agua natural. Es por esto que la caracterización tanto fisicoquímica, como microbiológica del agua residual, es fundamental para el diseño e implementación de cualquier plan de tratamiento, desde su evacuación y recolección, hasta su gestión de calidad en el medio ambiente (Chávez *et. al.*, 2006; CONAGUA, 2008; Gómez *et. al.*, 2010).

Desde los años ochenta se han utilizando según sea el tipo de agua a monitorear, diversos microorganismos indicadores (bioindicadores) de la calidad biológica del agua, entre ellos, *Clostridium perfringens*, coliformes totales y fecales (*Escherichia coli*), estreptococos, enterococos para agua subterránea y agua de mar, entre otros. Es de particular interés el adecuado monitoreo de aquellos efluentes residuales vertidos directa o indirectamente al manto freático, ya que son considerados como potenciales contaminantes de los cuerpos de agua natural, siendo esta una medida con el propósito de controlar la calidad de los recursos hídricos para protección a la salud humana y ambiental (Marchand, 2002; Suárez, 2002; Botero *et. al.*, 2004).

En diversos países en vías de desarrollo como es el caso de México, el grupo de coliformes fecales es utilizado como indicador por excelencia de la calidad biológica del agua. Sin embargo existe evidencia en estudios recientes, que la ausencia de coliformes fecales no necesariamente representa la ausencia de otros microorganismos patógenos, con lo cual, se pone de manifiesto la imperante necesidad de identificar bioindicadores más representativos de la población patógena existente en las mismas (Marchand, 2002; Crites y Tchobanoglous, 2004; Soad, 2005).

Por otro lado, en diferentes ciudades alrededor del mundo donde la principal y única fuente de abastecimiento de agua es la reserva acumulada, tal es el caso del agua

subterránea de Yucatán; la protección de la salud humana se potencializa aún más, particularmente en los grupos más vulnerables de la población (niños menores de 5 años, mujeres embarazadas, personas de la tercera edad e inmunodeprimidos), ya que no existe un indicador confiable de la calidad microbiológica del agua natural que puede estar siendo contaminada por aguas residuales vertidas sin un adecuado tratamiento. Si se considera que el volumen de agua residual tratado en México es mínimo (36%), se puede entonces visualizar mejor el potencial peligro a la salud pública (CONAGUA, 2008).

Aunado a esto, existen regiones geográficas como el Estado de Yucatán, denominadas “zonas cársticas”, donde predomina el tipo de roca carbonatada con fracturas y fisuras, que favorecen la rápida infiltración de contaminantes al acuífero, haciéndolo aún más vulnerable a la contaminación (Osorio, 2009, Pérez *et al.*, 2010).

De acuerdo con la literatura, la contaminación humana directa y el inadecuado tratamiento del agua resultan ser las principales causas de epidemias hidrotransmitidas (enfermedades transmitidas por el agua) registradas en todo el mundo, además de la posibilidad de transmitir enfermedades por reuso de agua residual tratada en riego agrícola. Es por ello que, el plan nacional hidráulico nacional establece como estrategia de desarrollo sustentable del país el reuso de mayores volúmenes de agua residual tratada, sin descuidar su calidad sanitaria (Rosen, 2000; CONAGUA, 2008).

Las aguas residuales domésticas son portadoras potenciales de patógenos causando enfermedades tanto por ingesta accidental de aguas residuales, y alimentos contaminados, como por el contacto e incluso la inhalación y exposición a aerosoles. Éstas han venido en aumento en las últimas décadas, desencadenando diversos brotes epidemiológicos alrededor del mundo (tabla 1). También se han documentado aquellos patógenos asociados a las distintas patologías hidrotransmitidas; los cuales se agrupan en 3 categorías según sea el riesgo a la salud (OMS/OPS, 1987; Ford y Colwell, 1996; Valbuena *et al.*, 2002; Lepeople *et al.*, 2003):

1. Riesgo de enfermedades digestivas: enterococos, coliformes totales y fecales, *E. coli*, *Salmonella*, *Shigella*, *Ascaris*, *Aspergillus flavus*, *Aspergillus parasiticus*, enterovirus y aflatoxinas.

EVALUACIÓN DE RIESGO

2. Riesgo de enfermedades respiratorias: hongos totales, *Aspergillus fumigatus*, *Actinomycetaceae*, (termotolerantes), *Faenia rectivirgula*.
3. Riesgo cutáneo: patógenos y *Staphylococcus* totales.

Tabla 1. Estudio de casos de brotes epidémicos registrados durante el periodo de 1980 a 1999 causadas por contaminación de fuentes de agua natural.

País	No. de epidemias	No. caso epidémicos	Patógenos identificados
Suecia	116	57,668	<i>Campylobacter sp.</i> , <i>Giardia lamblia</i> , <i>Entamoeba histolytica</i> , <i>E. coli</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Salmonella spp.</i> , <i>Shigella spp.</i> , <i>Aeromonas spp.</i>
Albania	14	59	<i>Escherichia coli</i> , <i>Salmonella spp.</i> , <i>Vibrio cholerae</i> .
Croacia	29	1,931	<i>Salmonella spp.</i> , <i>Shigella spp.</i> , <i>Cryptosporidium</i> , Virus de Hepatitis A
República checa	18	76	<i>Salmonella spp.</i> , <i>Escherichia coli</i> , Virus de Hepatitis A
Inglaterra	20	2,810	<i>Cryptosporidium</i> , <i>Salmonella spp.</i> , <i>Shigella spp.</i> , <i>Giardia</i>
Estonia	12	1,010	<i>Escherichia coli</i> , Virus de Hepatitis A
Grecia	2	16	<i>Salmonella spp.</i> , <i>Shigella spp.</i>
Hungría	27	4,884	<i>Escherichia coli</i> , <i>Salmonella spp.</i> , <i>Shigella spp.</i>
Islandia	1	10	<i>Escherichia coli</i>
España	208	*NR	<i>Salmonella spp.</i> , <i>Shigella spp.</i> , Virus de Hepatitis A, <i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Escherichia coli</i>
Malta	162	19	<i>Salmonella spp.</i> , <i>Escherichia coli</i> , Virus de Hepatitis A, <i>Giardia</i> .
Rumania	57	745	<i>Escherichia coli</i> Virus de Hepatitis A, <i>Vibrio cholerae</i> , <i>Salmonella spp.</i>
Latvia	1	863	Virus de Hepatitis A

FUENTE: Modificado de Rosen, 2000. *NR: No Reportado

A nivel mundial se han registrado 1.8 millones de personas que mueren cada año debido a enfermedades diarreicas, como el cólera, tuberculosis, disentería, entre otras, de los cuales 90% son niños menores de cinco años de países en desarrollo. De acuerdo con estudios de la Organización Mundial de la Salud y la Organización Panamericana de Salud (OMS/OPS), el 88% de las enfermedades diarreicas son producto de un abastecimiento de agua insalubre con deficiente saneamiento e higiene (OMS/OPS, 1987; Félix *et al.*, 2007; Chordi *et al.*, 2008; CDC, 2010).

En México, ha adquirido mayor importancia la implementación de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas para tratar de minimizar esta problemática de salud. De acuerdo con el registro de CONAGUA en 2007 existían 1,710 plantas municipales de tratamiento en operación, con una capacidad total instalada de 106,226.7 L/s (79,294 L/s de agua residual tratada), dando tratamiento al 38.3% del agua residual generada y recolectada en los sistemas municipales de alcantarillado del país. Para 2008, el registro de plantas en operación aumentó a 1,833 instalaciones, con una capacidad total instalada de 113,024 L/s (83,639.6 L/s de agua residual tratada), que representa el 40.2% de aguas residuales tratadas. De acuerdo al inventario, para 2009 se incrementó a 92,200 L/s el caudal de aguas residuales tratadas y con ello se alcanzó una cobertura de 43.5% de aguas residuales tratadas a nivel nacional (CONAGUA, 2009).

En Yucatán se encuentran en operación 19 plantas de tratamiento de aguas residuales, con una capacidad instalada de 378.99 L/s, tratando un volumen anual de 1,806,209.3 m³, que representa sólo el 15.1% del agua residual generada. En dichas plantas, se utilizan principalmente tres tipos diferentes de tren de tratamiento: lodos activados con aireación extendida, digestión anaerobia con filtro percolador y lodos activados con aireación convencional (JAPAY, 2009).

El acuífero de Yucatán es altamente vulnerable a contaminación debido a la naturaleza cársica del suelo y al vertido directo de la totalidad de aguas residuales generadas en su mayoría, con tratamiento ineficiente (85%), lo cual representa un riesgo a la salud humana, al ecosistema y al medio ambiente en general. Por lo anterior, el presente trabajo de investigación tuvo como objetivo principal proponer bioindicadores más confiables que permitan un mayor aseguramiento de la calidad del agua utilizada como fuente de abastecimiento en el área metropolitana de Mérida, Yucatán.

METODOLOGÍA

Se realizaron dos muestreos semanales durante cuatro meses (septiembre a diciembre de 2009) del agua residual influente y efluente de tres plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas en la ciudad de Mérida, Yucatán, México (tabla 2). La selección de los sitios de muestreo fue realizada bajo tres criterios: mayor caudal tratado por planta de tratamiento, diferente tren de tratamiento y diferente ubicación dentro la ciudad de Mérida.

EVALUACIÓN DE RIESGO

Tabla 2. Tren de tratamiento de las tres plantas de tratamiento en estudio

Planta	Gasto (Lps)	Volumen anual tratado (m ³)	Sistema de tratamiento			
			Paso 1	Paso 2	Paso 3	Paso 4
Planta 1	2	62,208	Cribado	Digestor anaerobio	Filtro Percolador	Cloración
Planta 2	10	311,040	Cribado	Lodos activados aireación extendida	Sedimentador	Cloración
Planta 3	8	185,624	Cribado	Lodos activados convencional	Sedimentador	Cloración

De acuerdo con lo anterior, se analizaron semanalmente las muestras colectadas tanto del agua residual influente como del efluente de cada una de las instalaciones en estudio, analizando un total de 109 muestras. Durante cada muestreo se monitorearon los parámetros de campo: temperatura, pH, conductividad, potencial redox y oxígeno disuelto. Los análisis microbiológicos se desarrollaron mediante los siguientes métodos (tabla 3).

Tabla 3. Métodos desarrollados para el análisis de patógenos en agua residual

Patógeno	Método
Coliformes totales y fecales	Numero Más Probable (NMP) (NMX-AA-042-SCFI-2005)
<i>Escherichia coli</i> ,	Siembra en almohadilla (Rida Cound Pads, r-biopharm AG, Darmstadt, Alemania)
<i>Salmonella spp.</i>	Siembra en almohadilla (Rida Cound Pads, r-biopharm AG, Darmstadt, Alemania)
<i>Staphilococcus aureus</i>	Siembra en almohadilla (Rida Cound Pads, r-biopharm AG, Darmstadt, Alemania)
Enterococos	Filtro de membrana, 9230C (Standard Methods, 1998)

Los resultados fueron colectados en una base de datos en Excel 2007 para realizar los análisis descriptivos de resultados. Posteriormente fueron analizados estadísticamente en Statgraphic Plus 5.1 para desarrollar los siguientes análisis: regresiones lineales simples y múltiples para correlacionar la remoción de los patógenos en el efluente, con el sistema de tratamiento de cada planta en estudio; regresiones lineales simples y múltiples para correlacionar la concentración final del indicador oficial (Coliformes fecales) y la concentración de patógenos analizados, para conocer si este indicador es representativo de los patógenos presentes en las aguas residuales monitoreadas.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

RESULTADOS

Los análisis microbiológicos desarrollados revelaron la presencia de patógenos tanto en muestras de influentes como de efluentes. Se cuantificó la presencia de las 6 bacterias patógenas analizadas en ambos tipos de muestras (tabla 4), reportando en promedio el siguiente orden decreciente, para muestras de influentes (figura 1): HYL > CTnmp > CFnmp > CTA > CT > SLL > ENT > EC > STA > HH; para muestras de efluentes (figura 2): HYL > CTnmp > CFnmp > CTA > SLL > CT > EC > STA > ENT > HH. De acuerdo a la literatura, (Ford y Colwell, 1996; Félix *et al.*, 2007; Salgot *et al.*, 2006) esta población patógena es característica de la región de estudio, es decir, representativa en espacio y tiempo de la calidad microbiológica del agua residual de la ciudad de Mérida, Yucatán.

Tabla 4. Análisis descriptivo de los patógenos monitoreados en agua residual de Mérida

PARÁMETRO	¹ CT	² CTA	³ EC	⁴ ENT	⁵ HYL	⁶ SLL	⁷ STA	⁸ CFnmp	⁹ CTnmp
<u>INFLUENTE</u>									
Promedio	7.7x10 ⁵	1.5X10 ⁷	2X10 ⁵	3.7X10 ⁵	2.7X10 ⁹	5.3X10 ⁵	1.6X10 ⁵	3.2x10 ⁷	5.5x10 ⁷
Desv. Estándar	6.4x10 ⁵	5.3X10 ⁷	1.3X10 ⁵	3.8X10 ⁵	8.3X10 ⁹	1.2X10 ⁶	5.1X10 ⁵	3.9x10 ⁷	6.4x10 ⁷
Máximo	3x10 ⁶	3.5X10 ⁸	6.1X10 ⁵	2.X10 ⁶	4.4X10 ¹⁰	6.9X10 ⁶	3.15X10 ⁶	1.6x10 ⁸	2.8x10 ⁸
Mínimo	3x10 ⁴	1.5x10 ⁵	0	0	0	0	0	0	3.4x10 ⁴
<u>EFLUENTE</u>									
Promedio	9.8x10 ³	1.7X10 ⁵	5.6X10 ³	4.7X10 ³	8.5X10 ⁸	2.9X10 ⁴	5.3x10 ³	2.1x10 ⁷	2.1x10 ⁷
Desv. Estándar	2.6x10 ⁴	3.5X10 ⁵	2.9X10 ⁴	2.2X10 ³	2.5X10 ⁹	1.8X10 ⁵	2.2x10 ⁴	8.5x10 ⁷	8.5x10 ⁷
Máximo	1x10 ⁵	1.5X10 ⁶	2X10 ⁵	1.5X10 ⁵	1.3X10 ¹⁰	1.3X10 ⁶	2x10 ⁵	4x10 ⁸	4x10 ⁸
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0

¹CT: Coliformes Totales; ²CTA: Cuenta Total Aerobia; ³EC: *Escherichia coli*; ⁴ENT: Enterococos; ⁵HYL: Hongos y Levaduras; ⁶SLL: *Salmonella spp.*; ⁷STA: *Estafilococos aureus*, reportados como UFC/ml. ⁸CF: Coliformes Fecales; ⁹CT: Coliformes Totales, reportados como Numero Más Probable NMP/100ml.

EVALUACIÓN DE RIESGO

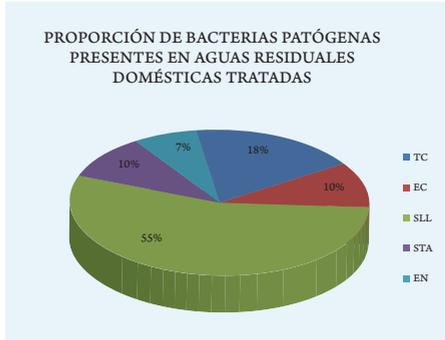


Figura 1. Diversidad de patógenos en influentes



Figura 2. Diversidad de patógenos en efluentes

La presencia de *Salmonella spp.* predomina en las plantas 2 y 3, removidas solo en 3 muestras de efluentes de un total de 16 muestras (figura 3).

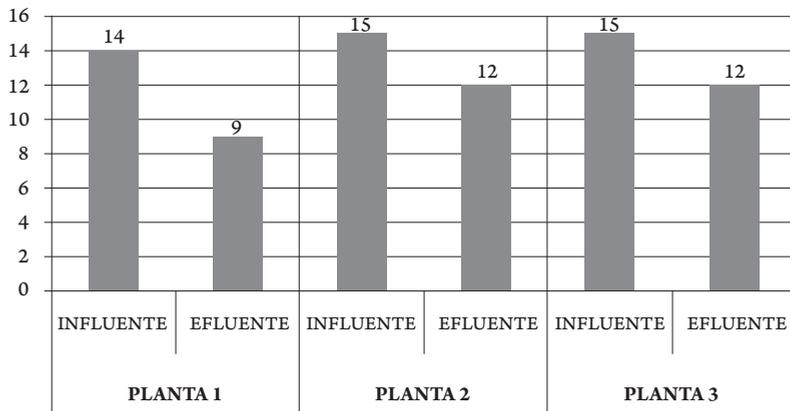
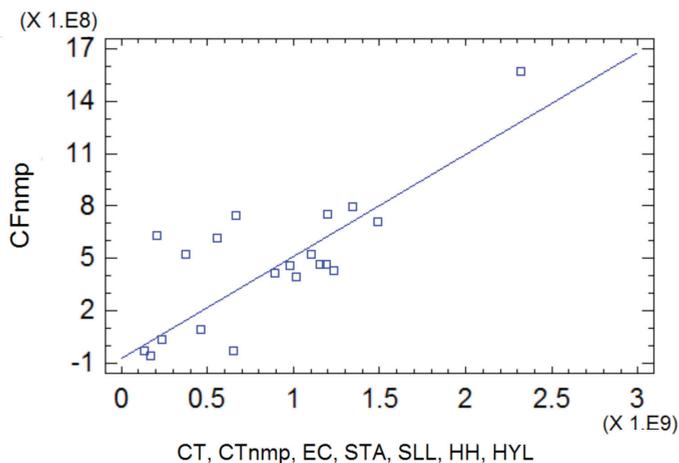


Figura 3. Promedio de presencia de *Salmonella spp.* por planta de tratamiento monitoreada

De acuerdo con la figura 4, se observa una relación estadísticamente significativa ($P = 0.0103$) en seis de los siete patógenos que se correlacionaron con los coliformes fecales, con un nivel de confianza del 90%. Por lo tanto, la utilización de los coliformes fecales como indicador de la calidad microbiológica de aguas residuales es representativo en un 85.7% de las bacterias patógenas de aguas residuales domésticas que fueron identificadas en este estudio (EC, CT, STA, HYL, ENT, CTA), la excepción fue el caso de las bacterias SLL, debido a que no presentan correlación significativa con las bacterias CF. La correlación obtenida entre CF con cada bacteria patógena observó el siguiente orden: $CT > CTA > STA > ENT > HYL > EC$.



CT (Coliformes Totales): $r = 0.94$; EC (*Escherichia coli*): $r = 0.60$; STA (*Staphylococcus aureus*): $r = 0.59$; CTA (Cuenta Total de Aerobios): $r = 0.59$; SLL (*Salmonella spp.*): $r = 0.29$ a nivel de confianza (n. c.) = 95%

Figura 4. Gráfica de análisis de regresión múltiple entre CF y 6 bacterias patógenas

En promedio los parámetros fisicoquímicos se cuantificaron tanto en muestras de influentes como de efluentes, según sigue: temperatura de 30°C, conductividad fue 2 mS/cm; sólidos totales de 1.2 g/L; sólidos volátiles de 0.25 g/L. El porcentaje de oxígeno disuelto fue de 25.8% para influentes y 55.2% en efluentes; DQO de 262

mgL en influentes y 237 mg/L en efluentes; el pH vario de 7.9 para influentes, a 7.5 para efluentes.

El potencial de óxido reducción en promedio se registró en -57.3 mV para influentes y 129 mV para efluentes. Al correlacionar estos parámetros con los patógenos monitoreados se identificaron 3 parámetros fisicoquímicos (Conductividad, % de Oxígeno Disuelto y DQO) de mayor importancia como factores que afectan la población patógena presente en las aguas residuales analizadas.

DISCUSIÓN

De acuerdo con Kamizoulis (2008), el valor promedio de patógenos excretados en aguas residuales crudas (influentes) varía en el rango de 10^8 a 10^{10} para CF de 1 a 1×10^5 para *Salmonella spp.* Comparado con los resultados del presente estudio, la concentración promedio encontrada en el influente está dentro de los rangos mencionados para *Salmonella spp.* Sin embargo, para el caso de CF, el valor obtenido es menor al rango mencionado, esto podría atribuirse a la presencia de otras especies depredadoras como los protozoarios, que podrían estar reduciendo la concentración de microorganismos más pequeños como parte de su función depuradora en los diferentes trenes de tratamiento.

Tanto las *salmonellas spp.* como los coliformes fecales son microorganismos considerados como potenciales agentes patógenos de transmisión hídrica, que pueden causar enfermedades con diferentes niveles de gravedad, desde casos particulares de gastroenteritis simple hasta fatales brotes epidemiológicos de diarrea, disentería, hepatitis o fiebre tifoidea, por lo cual, su monitoreo en conjunto sería una buena medida del control de calidad biológica del agua residual de origen doméstico.

Salgot *et al.*, 2006 reportan una clasificación para el reuso de aguas residuales tratadas, basada en las legislaciones de Italia, Israel y España, para estimar los límites máximos de microorganismos patógenos para el reuso agrícola de agua residual tratada, el cual asigna 7 categorías microbiológicas según su concentración promedio de CF, ENT y SLL, entre otros. Siguiendo esta clasificación, el agua analizada en el presente trabajo es de categoría III para $CT < 10,000$ y categoría IV para CF y ENT $< 10,000$. Para el parámetro de SLL, la concentración obtenida rebasa los valores de todas las categorías especificadas.

El conocimiento de la presencia de microorganismos patógenos así como su diversidad en especies y su cuantificación en las aguas residuales que son descargadas a los cuerpos de agua naturales es una buena herramienta en la planeación y diseño de los tratamientos implementados para tratar de reducir y en el mejor de los casos, eliminar, su concentración, de manera que se logre ajustar a la calidad de agua vertida de acuerdo a las especificaciones legales existentes. Este objetivo depende de diversos factores como el caudal, la composición, las concentraciones, la calidad requerida del efluente, la posible reutilización de las mismas, por mencionar algunos.

El adecuado saneamiento, monitoreo y control de las descargas de aguas residuales al manto freático, es de gran importancia, principalmente en regiones como el estado de Yucatán, donde la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas, utilizadas como fuente de abastecimiento a la población, es muy grande, debido al tipo de suelo cárstico que presenta características de gran permeabilidad, aumentando el riesgo de contaminación (Pacheco, 2004; Bautista *et. al.*, 2009; CONAGUA, 2010). Es por esto que, el conocer la diversidad de especies patógenas presentes, así como los patógenos resistentes a los diferentes trenes de tratamiento son de gran importancia para el logro de los objetivos que plantea el Plan Nacional Hídrico 2007-2012.

CONCLUSIÓN

La diversidad de microorganismos patógenos presentes en agua residual doméstica tanto de muestras de influentes como de efluentes reportaron la prevalencia de *Salmonella spp.*, podría utilizarse como indicador de calidad bacteriológica del agua en lugar del indicador oficial.

Se identificó el tren de tratamiento de la planta 1 (digestor anaerobio con filtro percolador), como el mejor, en virtud de de su mayor remoción de patógenos (6 de los 8 patógenos analizados).

El porcentaje de remoción en general para las tres plantas monitoreadas, fue mayor al 90% para seis de los ocho patógenos analizados, siendo los hongos y levadura, así como los enterococos los de menor remoción (84.96% y 83.1%, respectivamente).

Existe una relación estadísticamente significativa con un 90% de nivel de confianza para representar a seis de los siete patógenos comparados en el presente estudio,

utilizando como indicador a las bacterias coliformes fecales, la excepción fue las bacterias de *Salmonella spp.*, esto es un segundo hecho que confirma la potencialidad de utilizar esta bacteria patógena como indicador alternativo como ya se había mencionado antes.

BIBLIOGRAFÍA

- Bautista F., Quintana P., Aguilar Y., Pacheco J., Cabañas D., 2009. Memorias del Seminario Análisis de la vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la península de Yucatán. CINVESTAV/ CIGA-UNAM/ FI-UADY/ 12.09. Mérida Yucatán, México.
- Botero L., Arnedo I., Bracho M., Díaz O., 2004. Determinación de la presencia de parásitos y bacteriófagos en un sistema de tratamiento de aguas residuales. Universidad del Zulia. http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/VE04179_Botero.pdf
- CDC., 2010. Emerging Infectious Diseases. *Journal of the Centers for Disease Control and Prevention*, 16(3): 373-586.
- Chávez M.A., Barrios P.J., Maya R.C., Jiménez C.B., 2006. Instituto de Ingeniería a sus 50 años, Proyectos 2005-2006. UNAM. México.
- Chordi C. A., Rivas P. T., Sánchez G. P., Tejedor G. C., Adserias V. J., Corral A. de C. R., González S. M., 2008. X Curso virtual de análisis microbiológico del agua. En: *Memorias del X Curso virtual de análisis microbiológico del agua*. Universidad de Salamanca, España.
- CONAGUA, 2008. Programa Nacional Hídrico 2007-2012. Comisión Nacional del Agua. México. D.F.
- CONAGUA, 2009. Comisión Nacional del Agua Inventario de Plantas Municipales 2008. <http://www.conagua.gob.mx/Espaniol/TmpContenido.aspx?Id=Publicaciones%202008%7C%20%20%20PUBLICACIONES%20CONAGUA%7C0%7C87%7C0%7C0%7C0>.
- CONAGUA, 2010. Comisión Nacional del Agua. Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/Ley_de_Aguas_Nacionales_baja.pdf.
- Crites R. Tchobanoglous G., 2004. *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Mc Graw-Hill. Colombia.
- Félix A., Campas O., Aguilar M., Meza M., 2007. Calidad microbiológica del agua de consumo humano en tres comunidades rurales del sur de Sonora (México). *Revista de Salud Pública y Nutrición*, 8(3):1-13.
- Ford T.E., Colwell R.R., 1996. *Disminución Global de la Calidad Microbiológica del Agua: Un Llamado a la Acción*. American Academy of Microbiology. Washington, D.C. USA.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Gómez M.G., Da Cámara L., Hernández M., Paz L., 2010. Manual de diseño para plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias. Miniproyecto de Ingeniería Química. Departamento de Fenómenos de Transportes. http://www.frbb.utn.edu.ar/carreras/efluentes/manual_tratamiento.pdf.
- JAPAY. Junta de Agua Potable y Alcantarillado de Yucatán, 2009. Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales.
- Kamizoulis G., 2008. Setting health based targets for water reuse (in agriculture). *Journal of Desalination*, 218(1-3): 154-163.
- Lepeuple A.S., Gaval G., Jovic M., de Roubin M.R., 2003. Horizontal Standards for Implementation of EU Directives on Sludge, Soil and Treated Biowaste. Literature review on levels of pathogens and abatements of them in the field of sludge, soil and treated biowaste. Horizontal project. Unión Europea.
- Marchand P.E.O., 2002. Microorganismos indicadores de la calidad del agua de consumo humano en Lima Metropolitana. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Perú.
- NMX-AA-042-SCFI-2005. Calidad de agua. Determinación del número mas probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva (cancela la NMX-AA-042-1987).
- OMS/OPS., 1987. Guías para la calidad del agua potable, criterios relativos a la salud y otra información de base. Organización Mundial de la Salud. Organización Panamericana de la Salud. 506(2): 361.
- Osorio S.J.H., 2009. Calidad del agua de los pozos de abastecimiento del estado de Yucatán. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Yucatán. México.
- Pacheco A.J., Calderón R.L., Cabrera S.A., 2004. Delineación de la zona de protección hidrogeológica para el campo de pozos de la planta Mérida I, en la ciudad de Mérida, Yucatán, México. *Ingeniería Revista Académica*. 8(1): 7-16.
- Pérez C.R., Pacheco A. J., Euán A.J., 2010. Evaluación a escala regional de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación en Yucatán-México. *Revista Ambiente Ecológico*. 1-18.
- Rosen B. H., 2000. Waterborne Pathogens in Agricultural Watersheds. United States Department of Agriculture. Watershed Science Institute. USA.
- Salgot M., Huertas E., Weber S. Dott W. Hollender J., 2006. Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Journal of Desalination*, 187(1-3): 29-40.
- Soad A.A., 2005. Detection and differentiation of *Escherichia coli* populations from human, animal and avian feces, and different water sources. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(5): 639-646
- Standard Methods, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. American Public Health Association/American Water Work Association/Water

Environment Federation, Washington D.C. USA.

Suárez M.P., 2002. Tendencias actuales del estreptococo como indicador de contaminación fecal. *Revista Cubana Higiene Epidemiológica*. 40(1): 38-43.

Valbuena D., Díaz-Suarez O., Botero-Ledesma L., Cheng-Ng R., 2002. Detección de helmintos intestinales y bacterias indicadoras de contaminación en aguas residuales, tratadas y no tratadas. *Revista Interciencia*. 27 (12): 710-714.

EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD POR LA FUMIGACIÓN AÉREA CON MALATIÓN EN HIDALGO, TAMAULIPAS

Heyer-Rodríguez L, Arroyo-Díaz R. N., Varela-Fuentes S., Guevara-García N., Ramos-García O. G.
Universidad Autónoma de Tamaulipas.
lheyer@uat.edu.mx, rarroyo@uat.edu.mx,

Palabras clave: Pesticidas organofosforados, Evaluación de riesgo ambiental, Malatión.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el riesgo a la salud por el uso de plaguicidas en una región citrícola de Tamaulipas. Para ello se realizó un monitoreo ambiental de pesticidas organofosforados (POF) en tres comunidades ejidales y nueve huertas citrícolas y en paralelo se determinaron los niveles de acetilcolinesterasa, empleado como biomarcador de exposición, en sangre de pobladores de la región. El análisis de POF en muestras de agua y suelo resultó por debajo de los límites de detección.

En aire se detectó durante la fumigación aérea la presencia de Malatión siendo su concentración promedio en las huertas de 265.49 mg/m³ y en los ejidos de 128.63 mg/m³. Los resultados de la actividad de acetilcolinesterasa en los pobladores de la zona citrícola mostraron una disminución del 20 % comparada con una población no expuesta. Los índices de peligro calculados fueron de 1.38% para niños a 96.62% para trabajadores agrícolas. En base a la disminución de la actividad de la acetilcolinesterasa plasmática observada durante este estudio y a los Índices de Peligro estimados durante la caracterización del riesgo a la salud, se concluyó que los pobladores de la región citrícola del municipio de Hidalgo se encuentran expuestos a Malatión a causa de la fumigación aérea que se realiza pero no se espera que se presenten signos clínicos de intoxicación.

INTRODUCCIÓN

En el estado de Tamaulipas, los cítricos representan el principal frutal establecido con 45,000 ha, cultivadas por 5,500 productores que cosechan más de 426,000 t de naranja en la zona centro y sur del estado, colocándolo en el segundo lugar nacional en producción de naranja, por lo cual esta actividad contribuye en forma importante a la economía estatal.

Sin embargo, la citricultura enfrenta retos importantes en cuestión sanitaria, debido a que los cítricos son probablemente los cultivos que más plagas y enfermedades albergan de todos los frutales, lo cual repercute en el rendimiento y calidad del fruto. Las principales plagas que afectan a los cítricos en el estado de Tamaulipas son la mosca mexicana de la fruta (*Anastrepha ludens* Loew), el arador o negrilla de los cítricos (*Phyllocoptruta oleivora* Ash.) y en los últimos años se ha observado el resurgimiento de la mosca prieta de los cítricos (*Aleurocanthus woglumi* Ashby). Este último organismo ha sido controlado desde 1953 mediante la utilización de parasitoides de manera eficiente y sostenible en todas las zonas cítricas del país. Para el control de la mosca mexicana y el arador de los cítricos el uso de plaguicidas organofosforados es el método de control más utilizado.

A últimas fechas surgió la inquietud por parte de los productores que el uso desmedido de plaguicidas organofosforados pudiera estar ocasionado una serie de problemas entre los cuales se menciona el aumento de *A. woglumi* y el ascenso repentino de otras plagas menores, de tal forma que actualmente la infestación por la mosca prieta está teniendo un fuerte impacto en la disminución de la producción cítrica del estado.

Tomando en cuenta, que el programa de control químico para erradicar la mosca mexicana de la fruta, se realiza aplicando Malatión tanto en forma terrestre como aérea, con alta frecuencia, y las aplicaciones de otros plaguicidas convencionales que se realizan durante el año para controlar el arador es un factor importante a considerar en la pérdida del equilibrio entre las plagas y sus enemigos naturales. Además, el uso de plaguicidas de amplio espectro como el Malatión, puede poner en riesgo otro tipo de organismos silvestres como mamíferos y aves, e inclusive la salud

de los pobladores de la región citrícola. Por lo anterior, en este estudio se propuso evaluar el riesgo a la salud de los pobladores por el uso de plaguicidas en la región citrícola de Tamaulipas

METODOLOGÍA

Zona de estudio

La Comisión de Sanidad Vegetal del Estado de Tamaulipas lleva a cabo un programa de fumigación con Malatión para el control de la mosca de la fruta en el municipio de Hidalgo. Esta fumigación se lleva a cabo en dos periodos anuales de siete semanas de duración, durante los cuales se fumigan tres polígonos dentro del municipio de Hidalgo, denominados Hidalgo, Cruz y Cruz y Santa Engracia (figura 1). Dentro de cada uno de estos polígonos se escogió un ejido y tres huertas para llevar a cabo el estudio mediante la recolección de muestras de suelo, agua y aire, tabla 1.

Muestreo y análisis

Se realizó durante el periodo del 7 de marzo al 19 de junio de 2009, abarcando tres condiciones de fumigación: antes, durante y después de las fumigaciones.

Se recolectaron 24 muestras de suelo compuestas, representativas de cada huerta en estudio, mediante la recolección de 30 a 60 muestras simples al azar que se mezclan y se reducen a una muestra de 1 Kg de suelo mediante cuarteo.

La muestra de 1 kg de suelo se llevó al laboratorio donde se redujo nuevamente por cuarteo a 100 g y se dejó secar a temperatura ambiente. Una vez seca se molió y homogeneizó para tomar una alícuota de 5 g, los cuales se colocaron en un vial de 25 ml color ámbar y se añadió 5 mL de acetona. Esta suspensión se colocó en un baño de ultrasonido durante 10 minutos para provocar la desorción de los pesticidas. Posteriormente se centrifugó durante 5 minutos a 2500 rpm para separar el sobrenadante, el cual se recuperó en un vial limpio. El residuo en el vial fue resuspendido con 5 mL de acetona, se centrifugó y se recuperó el sobrenadante juntándolo con el anterior. El sobrenadante fue pasado a través de una columna de fluorisil para eliminar compuestos orgánicos polares y a través de sulfato de

EVALUACIÓN DE RIESGO

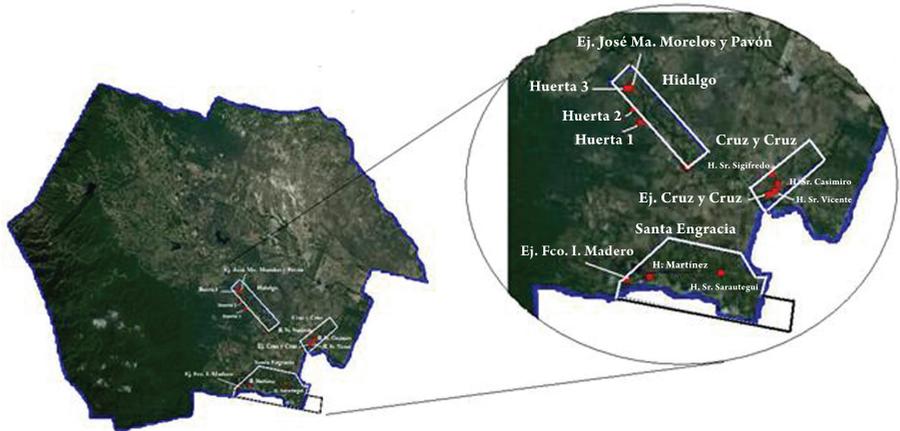


Figura 1. Área de estudio para la detección de pesticidas organofosforados en el Municipio de Hidalgo, Tamaulipas.

Tabla 1. Sitios de muestreo

Polígono	Ejido/coordenadas	Huerta/coordenadas
Hidalgo	José Ma. Morelos y Pavón N24°09'04.61" O 99°18'28.57"	Huerta 1 N24°07'44.13" O 99°17'41.15"
		Huerta 2 N24°08'13.51" O 99°18'06.66"
		Huerta 3 N24°08'59.29" O 99°18'38.02"
Santa Engracia	Francisco I. Madero N24°01'13.19" O 99°16'51.76"	Huerta Martínez N24°01'31.44" O 99°15'52.26"
		Huerta Sarastegui N24°02'18.20" O 99°12'46.27"
Cruz y Cruz	Cruz y Cruz N24°05'54.15" O 99°11'20.97"	Huerta Sr. Casimiro N24°06'22.30" O 99°11'01.00"
		Huerta Sr. Sigifredo N24°06'44.02" O 99°11'25.37"
		Huerta Sr. Víctor N24°06'04.05" O 99°11'06.64"

sodio anhidro para eliminar la humedad. El eluato fue posteriormente evaporado a sequedad y el residuo se volvió a disolver en 1 mL de acetona.

Para el análisis de agua se obtuvieron 27 muestras de agua potable de los ejidos, José Ma. Morelos y Pavón, Fco. I Madero y Cruz y Cruz, las cuales se recolectaron de llaves de la red de distribución. Asimismo se recolectaron muestras de agua de los ríos Purificación y Corona. La extracción de plaguicidas organofosforados en muestras de agua se realizó mediante la técnica de extracción en fase sólida (EFS) pasando un litro de agua a través de un cartucho de extracción con 500 mg de adsorbente C-18 (octadecilsilano), los pesticidas retenidos en el adsorbente fueron posteriormente desorbidos con 2 mL de acetona-hexano 80:20 (USEPA, 2007).

Se realizaron 14 muestreos de aire, para cada muestreo se seleccionó una huerta citrícola y el ejido más cercano a ella. La colección de muestras se realizó mediante el paso de un flujo de 1 L/min de aire a través de un filtro de espuma de poliuretano (PUF) de bajo volumen durante ocho horas. Los filtros PUF de las muestras se sometieron a una extracción Soxhlet con acetona por 6 horas. Los extractos fueron posteriormente evaporados a sequedad mediante un rotavapor a 35 °C y 20 cm de Hg de presión. El residuo fue recuperado en 1 mL de acetona (USEPA, 1999).

Los extractos obtenidos de las diferentes muestras fueron analizados por cromatografía de gases con detector de ionización de flama para la identificación y cuantificación de los pesticidas organofosforados.

Cálculo de las dosis de exposición

Para el cálculo de las dosis de exposición se utilizaron los valores de referencia mostrados en la tabla 2 y las ecuaciones para cálculo de dosis por un método determinístico, según se describe en la Guía Técnica para Orientar la Elaboración de Estudios de Evaluación de Riesgo Ambiental de Sitios Contaminados (SEMARNAT, 2006).

Biomarcadores

Se realizó un estudio transversal en cuatro muestras representativas de las poblaciones del municipio de Hidalgo, Tamaulipas, agrupadas en población adulta,

EVALUACIÓN DE RIESGO

Tabla 2. Valores de referencia para el cálculo de las dosis de exposición

Factor		Adulto	Trabajador agrícola	Niño
Peso Corporal (kg)		70		30
Superficie de Piel Disponible (cm ²)		1815		2094
Porcentaje de Piel Expuesta (%)		0.24		0.30
Factor de Adherencia a la Piel (mg/cm ²)		0.75		
Efecto de influencia de matriz del suelo (%)		1		
Factor volumétrico de conversión (L/cm ³)		1 x 10 ⁻⁶		
Factor de Biodisponibilidad en piel del contaminante		0.1		
Frecuencia de Exposición (d/año)	Escenario 1	16		
	Escenario 2	120 días Malatión		
Duración de la Exposición (años)		40	12	
Promedio de tiempo de exposición (d)		25550		
Taza de inhalación	Escenario 1 (m ³ /8 h)	9.6	14.4	2.0
	Escenario 2 (m ³ /d)	28.8	33.6	6
Factor de Biodisponibilidad por Inhalación		1		
Tasa de ingesta de agua (L/d)		2		
Factor de Biodisponibilidad por ingesta		0.9		

trabajadores agrícolas, población infantil y población control. La población general fue compuesta de personas mayores de 15 años que viven en el ejido Francisco I. Madero del municipio de Hidalgo pero que no realizan trabajos agrícolas. El grupo de trabajadores agrícolas consistió de personas mayores de 15 años que viven en el ejido José Ma. Morelos municipio de Hidalgo y se dedican al cultivo de cítricos. La población infantil incluyó personas menores de 15 años que viven en el municipio de Güémez, Tamaulipas. La población control o no expuesta se compuso de personas mayores de 15 años con residencia en Cd. Victoria, localizada fuera del área de estudio y que no realiza actividades agrícolas. A cada individuo participante se le realizó una encuesta sobre sus antecedentes de salud y se tomó una muestra de sangre, a la cual se le determinó la actividad de la acetilcolinesterasa plasmática (AChe) mediante

el método de Ellman, ya que la inhibición de esta enzima es la manifestación más temprana asociada a una exposición a pesticidas organofosforados (Ellman 1961, OMS, 1986)

RESULTADOS

Identificación del peligro

En las muestras de suelo y agua no se logró detectar la presencia de POF en ninguna fase de muestreo. En las muestras de aire se detectó la presencia de Malatión únicamente durante el día de la aplicación de la fumigación. La concentración promedio de Malatión en las muestras de aire en las huertas fue de 265.49 ± 97.94 mg/m³ y en los ejidos fue de 128.63 ± 16.85 mg/m³.

Tabla 3. Límites de detección del método para Malatión para las diversas matrices ambientales estudiadas

Matriz		
Suelo (mg/Kg)	Agua (mg/L)	Aire (mg/m ³)
3.91	5.3	58.57

En la tabla 3 se presentan los límites de detección del método para el Malatión en las tres matrices ambientales estudiadas.

Evaluación dosis respuesta del Malatión

En la base de datos IRIS (Integrated Risk Information System) de la Agencia de protección ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA), se ha establecido como dosis de referencia para una exposición vía oral al Malatión la cantidad de 2×10^{-2} mg/kg/día, basado en los estudios de Moeller and Rider realizados en 1962, los cuales midieron la actividad de la colinesterasa en plasma y eritrocitos como indicadora del umbral de toxicidad incipiente por Malatión en seres humanos.

El Comité Nacional Consultivo para Niveles Guía de Exposición Aguda a Sustancias Peligrosas de los USA ha establecido los Niveles Guía de Exposición Aguda (AEGL) para el Malatión, siendo de 15 mg/m³ para el nivel 1, sin efectos inhabilitantes, 50 mg/m³ para el nivel 2, con efectos inhabilitantes y de 140 mg/m³ para el nivel 3, efectos letales. A pesar de que no se ha reportado letalidad en humanos o animales por exposición a Malatión por vía inhalación y que se reconoce que no es posible obtener una concentración letal de Malatión en aire, el comité derivó un valor AEGL-3 para su uso como guía en una situación de emergencia (NAC/AEGLs, 2009). En el desarrollo de los AEGL se encontró que hay poca información disponible con respecto a la exposición humana por inhalación al Malatión a pesar de las grandes cantidades que se aplican de este insecticida cada año. No se han reportado muertes por inhalación de Malatión ni se han presentado casos de cáncer en humanos. Se cuenta con información limitada sobre la exposición por inhalación en animales de laboratorio siendo la inhibición de la actividad de la colinesterasa sérica y eritrocitaria el punto final observado en ausencia de signos clínicos.

El Malatión ha sido probado para carcinogenicidad en ratones y ratas no encontrándose evidencia de que pueda provocar cáncer. Tampoco existe evidencia de teratogenicidad ni embriotoxicidad en ratas administradas con dosis tolerables durante el embarazo. Así mismo no mostró efectos mutagénicos en bacterias, levaduras y moscas (*Drosophila melanogaster*), sin embargo ha mostrado un aumento en el intercambio de cromátides hermanas en cultivos de células de mamíferos y un incremento en las aberraciones cromosómicas tanto en cultivos de células de mamíferos y en ratones tratados *in vivo* con Malatión (IARC, 1983).

Evaluación de la exposición

La figura 2 muestra el modelo esquemático de la exposición a Malatión en el municipio de Hidalgo Tamaulipas. Cuando el Malatión es aplicado por fumigación aérea se dispersa en el aire llegando a ser transportado hasta otras localidades del municipio. En base al estudio realizado durante la fase de identificación del peligro se estableció el siguiente escenario de exposición a Malatión por la fumigación aérea en el Municipio de Hidalgo, Tamaulipas. Se consideró solamente la presencia de Malatión en aire por un periodo de tiempo de 8 horas durante 16 días al año. La concentración máxima de exposición es de 375 mg/m³ correspondiente a

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

la concentración medida en la huerta Las Hadas y como mínima 116 mg/m³ correspondiente a la medida en el ejido Francisco I Madero, y un valor medio de 210 mg/m³, la ruta de exposición se muestra en la tabla 4. Las dosis de exposición se muestran en la tabla 5.

Tabla 4. Rutas de exposición a Malatión por fumigación aérea

Fuente de exposición	Medio de exposición	Sitio de Exposición	Vía de absorción	Población
Fumigación aérea de Malatión	Aire	Huerta	Inhalación	Trabajadores Agrícolas
		Ejido		Niños
				Adultos

Biomarcadores

Se obtuvieron 76 muestras de sangre de las cuales 24 son de población general, 11 de trabajadores agrícolas, 12 de población infantil y 29 de población no expuesta. Los valores promedio para los diferentes grupos fueron: adultos 4845 ± 1179 U.I., trabajador agrícola 4282 ± 1025 U.I., infantil 4476 ± 1110 y No expuestos 5819 ± 1046 U.I. La figura 3 Muestra una comparación de los niveles de AChe plasmática entre las poblaciones expuesta y no expuesta.

Caracterización del riesgo

Con las dosis de exposición y utilizando como dosis de referencia 2 x 10⁻² mg/kg/día (USEPA,2010) se obtuvieron los índices de peligro según se describe en la Guía Técnica para Orientar la Elaboración de Estudios de Evaluación de Riesgo Ambiental de Sitios Contaminados, publicado por la SEMARNAT. En la tabla 5 se muestran los índices de peligro obtenidos. Dado que el Malatión se encuentra en el Grupo 3 de la clasificación del IARC no fue necesario calcular el índice de riesgo carcinogénico.

EVALUACIÓN DE RIESGO

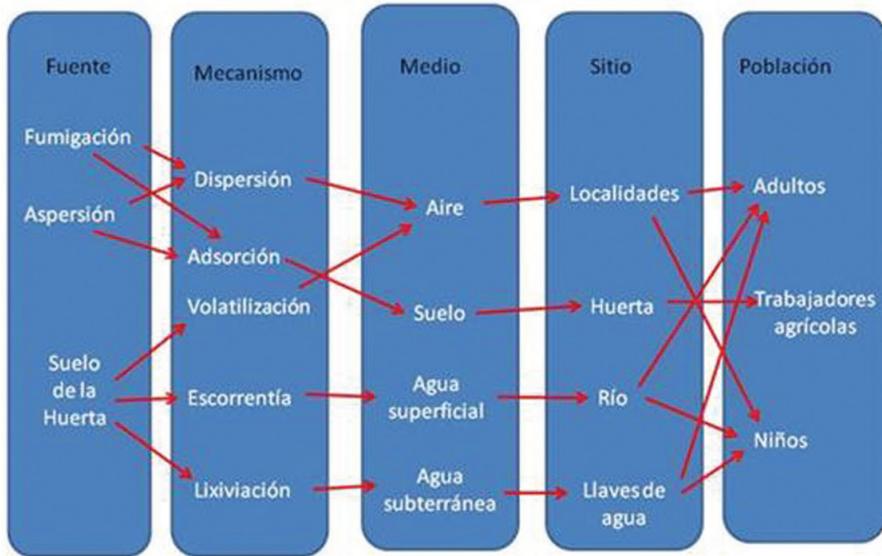


Figura 2. Modelo esquemático de las rutas de exposición a pesticidas organofosforados en el municipio de Hidalgo Tamaulipas

Tabla 5. Dosis de exposición e Índices de Peligro para Malatión por fumigación aérea

Población	Nivel de exposición	Dosis de exposición por inhalación (mg/kg día)	Índice de peligro
Adulta	Bajo	0.40	19.92
	Medio	0.72	36.07
	Alto	1.29	64.41
Trabajador agrícola	Bajo	0.60	29.89
	Medio	1.08	54.11
	Alto	1.93	96.62
Niño	Bajo	0.01	0.43
	Medio	0.02	0.77
	Alto	0.03	1.38

DISCUSIÓN

Los índices de peligro calculados nos indican que la exposición a Malatión por las actividades de fumigación puede generar una disminución en la actividad de la acetilcolinesterasa plasmática en la población adulta pues se reciben dosis hasta 100 veces mayor que la dosis de referencia. En el caso de los niños la fumigación con Malatión no parece presentar ningún riesgo excepto al nivel de exposición alta, en el cual se rebasa ligeramente el índice de peligro aceptable. La concentración en aire determinada en este estudio representa un promedio de 8 horas, por lo cual no puede ser estimada una concentración pico para periodos de menos de 1 hora que podrían estar rebasando la valores guía y poner en peligro sobre todo a los trabajadores agrícolas. Lo resultados del análisis de riesgo se ven corroborados al comparar los niveles de actividad entre las poblaciones expuestas y no expuestas, donde se encontró una diferencia significativa ($p < 0.05$) en la que la población expuesta presenta un reducción del 20 % en la actividad media de AChE en relación a la población no expuesta. Entre las poblaciones expuestas no se encontraron diferencias significativas entre sexos y grupos de edad. Sin embargo, a los niveles de AChE plasmática encontrados no se espera que se presenten manifestaciones clínicas debido a que los signos de intoxicación usualmente aparecen hasta que se manifieste una inhibición de AChE de más del 50 %, que provocaría una sobre estimulación del sistema nervioso.

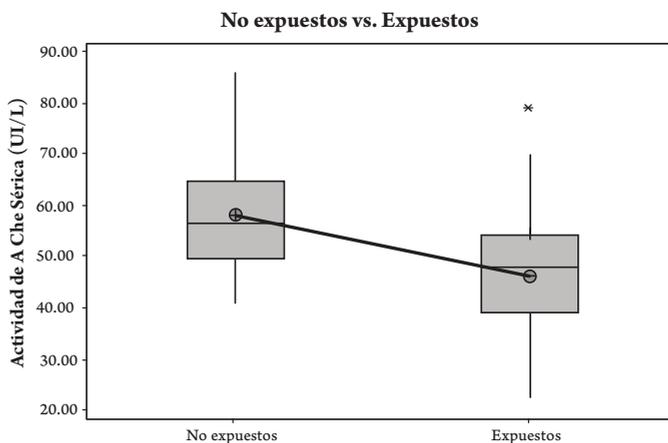


Figura 3. Comparación de la actividad media de acetilcolinesterasa entre población expuesta y no expuesta a pesticidas.

CONCLUSIÓN

En base a la disminución de la actividad de la acetilcolinesterasa plasmática observada durante este estudio y a los índices de peligro estimados durante la caracterización del riesgo a la salud, podemos concluir que los pobladores de la región citrícola del municipio de Hidalgo se encuentran expuestos a Malatión a causa de la fumigación aérea que se realiza para el control de la mosca de la fruta. Pero dado que la acetilcolinesterasa solamente disminuyó un 20 % no se espera que se presenten signos clínicos de intoxicación.

BIBLIOGRAFÍA

- USEPA, 2007. SW-846 Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods. <http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/index.htm>
- USEPA, 1999. Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air. <http://www.epa.gov/ttn/amtic/airtox.html>
- Moeller, H.C. and J.A. Rider, 1962. Plasma and red blood cell cholinesterase activity as indications of the threshold of incipient toxicity of ethyl-p- nitrophenyl thionobenzenephosphorate (EPN) and malathion in human beings. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 4: 123-130.
- IARC, 1983. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 30 Miscellaneous Pesticides. International Agency for Research on Cancer World Health Organization.
- USEPA, 2010. Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/iris/index.html>
- NAC/AEGLs, 2009. Malathion Technical Support Document, NAC/Proposed 1:1/2009. National Advisory Committee for Acute Exposure Guideline Levels for Hazardous Substances.
- Ellman GL, Courtney KD, Andres V Jr, Feather-Stone RM., 1961. A new rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem Pharmacol.* 7:88-95.
- OMS, 1986. Environmental Health Criteria 63: Organophosphorus Insecticides: a General Introduction. International Programm on Chemical Safety. United Nations Environment Programm, The International Labour Organisation, and the World Health Organization. Geneva, 1986.
- SEMARNAT, 2006. Guía técnica para orientar la elaboración de estudios de riesgo ambiental de sitios contaminados. Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.

MERCURIO TOTAL EN HUACHINANGO DE LAS COSTAS MEXICANAS

Ramírez-Romero P.¹, Solórzano-Ochoa G.², Ramírez-Islas M.E.², de la Rosa-Pérez A.², Ortuño-Arzate T.², Padilla-Torres J. E.¹, Trejo-Ramírez J. G.¹.

¹Universidad Autónoma Metropolitana, ²Instituto Nacional de Ecología.
patt@xanum.uam.mx

Palabras clave: mercurio, peces, riesgo a la salud

RESUMEN

El mercurio es un elemento potencialmente tóxico y persistente, el cual puede ser bioacumulado y biomagnificado. Los ecosistemas acuáticos, son vulnerables al mercurio, ya que este metal se deposita en ellos en forma de Hg^{2+} unido a partículas en suspensión que al final se acumulan en los sedimentos de lagos, lagunas y esteros, donde puede incorporarse a la cadena trófica y así llegar al ser humano. En el presente trabajo se evaluó la concentración de mercurio total en tejidos de dos especies de huachinango, *Lutjanus campechanus* proveniente del del Golfo de México y *Lutjanus guttatus* del Pacífico. Se llevaron a cabo dos muestreos (temporada de secas y lluvias) en Ensenada, BC., Mazatlán, Sin., Puerto Vallarta, Jal., Acapulco, Gro., Puerto Chiapas, Chis., en el Pacífico y Tampico, Tamps., Coatzacoalcos, Ver., Villahermosa, Tab., Ciudad del Carmen, Camp., y Puerto Progreso Yuc., en el Golfo de México. Se analizó tejido liofilizado de músculo dorsal por medio de la técnica de absorción atómica. Los resultados obtenidos se compararon con estándares internacionales para consumo humano. Los resultados mostraron que los huachinangos capturados en ambos litorales de México alcanzan un promedio de $0.202 \mu\text{g/g}$, que es 5 veces menor al criterio límite permisible para su consumo establecido por la FDA, EPA y la SSA de $1 \mu\text{g/g}$, solo en el 20 % de los casos se observaron valores mayores que excedieron criterios de seguridad más estrictos de utilidad para países de alto consumo de productos pesqueros ($0.3 \mu\text{g/g}$ EPA y $0.5 \mu\text{g/g}$ FDA). Esos valores se

asocian principalmente a organismos provenientes de Mazatlán, Tampico, y Puerto Madero. Con base en lo anterior puede decirse que los huachinangos pescados en las costas mexicanas pueden ser consumidos de forma segura bajo el esquema de consumo eventual de productos pesqueros que impera en México, sin embargo para otros países, en los cuales la ingesta es frecuente y de mayor volumen, el huachinango puede enfrentar restricciones para su consumo, especialmente para la alimentación de mujeres embarazadas y niños.

INTRODUCCIÓN

El mercurio es uno de los elementos metálicos potencialmente tóxicos que puede ser bioacumulado y biomagnificado. Éste metal se ha utilizado a lo largo de la historia pero a partir de la Revolución industrial la contaminación por mercurio tendió a ir en aumento, especialmente por su liberación en la industria eléctrica, en la producción de cloro y sosa caustica, entre otras (Gutiérrez Ruiz, *et al*, 1997). En nuestro planeta, aproximadamente el 95% del mercurio se encuentra en los suelos, sedimentos y los organismos, mientras que el 5% restante lo encontramos en el agua o como vapor en la atmósfera. A mediados de los años 60's y entre las décadas de los 80's y 90's, el uso del mercurio en Estados Unidos comenzó a disminuir como resultado de las regulaciones federales que prohibieron su presencia en las pinturas y en los plaguicidas (Riesco, 2004). En las últimas décadas se ha incrementado el interés por el control y reducción de las emisiones de mercurio, para lo cual es necesario implementar programas de monitoreo que evalúen la efectividad de las medidas tomadas, incluyendo los estudios para medir su acumulación en los ecosistemas acuáticos y en sus organismos.

El mercurio puede presentar una larga vida en la atmósfera, por lo que viaja a grandes distancias desde los puntos de producción hasta depositarse en lugares lejanos generando problemas de contaminación y riesgo para los ecosistemas así como también para la salud humana. Una de las formas en las que el mercurio se deposita en los ecosistemas acuáticos es como Hg^{+2} unido a partículas en suspensión, las cuales se depositan en los sedimentos de los lagos, lagunas y esteros y puede llegar a transformarse en metil-mercurio, en ésta forma el mercurio es afín a los tejidos grasos de los organismos, por lo que puede acumularse fácilmente y biomagnificarse en especies de peces carnívoros que se ubican en lo alto de la cadena trófica y que son

consumidos por el hombre (Wang y Wong, 2003). Los peces marinos carnívoros de mayor edad y por ende de mayor tamaño, tiende a tener niveles más elevados de metil-mercurio que los herbívoros pequeños, de hecho las concentraciones de metil-mercurio en tiburón, pez espada y atunes, pueden exceder por miles de veces las del medio ambiente y pueden llegar a ser superiores a los niveles permitidos por la Organización Mundial de la salud (OMS) y por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés). Así, los riesgos a los que se enfrenta el consumidor dependen de la cantidad consumida y de los niveles de mercurio en el pescado ingerido (EPA, 2001). El mercurio tiende a concentrarse en el cerebro, ocasionando sordera, ceguera, retraso mental, convulsiones, espasmos y otras anormalidades que pueden llegar a afectar a niños que están por nacer; sin embargo existen grupos que se encuentran más propensos a sufrir los estragos de éste envenenamiento, como las mujeres embarazadas, lactantes o personas en edad reproductiva. En las personas de mayor edad, el mercurio puede ocasionar problemas cardíacos, temblores y pérdida de la visión y de la memoria (Salina, 2001).

MÉTODO

El muestreo de huachinango para la evaluación de mercurio total, formó parte de un proyecto más amplio en el que se trabajó con varias especies de peces de alto consumo en México. Para la selección de las especies de huachinango se verificó que se tratara de organismos piscívoros que ocuparan un lugar alto en la cadena trófica, que su volumen de captura fuera importante, que la familia a la que pertenecen estuviera presente en ambas costas y que su identificación fuera fácil para poder seleccionar los organismos en campo. Con estas consideraciones se eligieron *Lutjanus campechanus* (Huachinango del Golfo de México) y *Lutjanus guttatus* (Huachinango del Pacífico).

Para definir las localidades de muestreo se tomaron en cuenta los datos de captura de los anuarios estadísticos de pesca de 2006 al 2008 (CONAPESCA, 2006, 2007 y 2008) así como la cercanía de algún aeropuerto para poder enviar las muestras al D.F., vía aérea de manera expedita. Se llevaron a cabo dos muestreos, uno en la temporada de estiaje y otro en lluvias en Ensenada, BC., Mazatlán, Sin., Puerto Vallarta, Jal., Acapulco, Gro., Puerto Chiapas, Chis., en el Pacífico y Tampico, Tamps., Coatzacoalcos, Ver., Villahermosa, Tab., Ciudad del Carmen, Camp., y Puerto Progreso Yuc., en el Golfo de México.

Se obtuvieron al menos cuatro ejemplares por localidad, directamente con pescadores de las cooperativas, pescaderías y mercados, preferentemente a la hora de descargar la pesca del día. Antes de comprar los ejemplares se revisaron las características morfológicas para asegurarse de que se trataba de la especie seleccionada y una vez elegidos los ejemplares se les tomaron medidas morfométricas como peso, longitud total, etc. Posteriormente se procedió a disectar una muestra de músculo dorsal de cada ejemplar de aproximadamente 250g, las cuales se etiquetaron y empaquetaron en bolsa doble de plástico para ser congeladas y enviadas vía aérea al Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (CENICA) en el D.F. Ya en el laboratorio las muestras fueron liofilizadas y sometidas a una digestión ácida asistida por microondas. El mercurio total fue evaluado por el método EPA 7470A (equipo Perkin Elmer FIMS-400). Adicionalmente se determinó el contenido de humedad de muestras seleccionadas para posteriormente transformar los resultados de mercurio total a base húmeda.

Las concentraciones de mercurio total en huachinango fueron comparadas con valores reportados para otras especies de peces marinos y con los límites de mercurio para peces de consumo humano registrados por la US EPA (2004) y la FDA (2000) antes de 2004 y el establecido por la Secretaría de Salubridad y Asistencia (NOM-027-SSA1-1993)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El promedio de la concentración de mercurio total para los huachinangos muestreados (n=78) fue de 0.202 µg/g. Este valor es de los más bajos en relación a otros obtenidos para diferentes especies marinas, según se muestra en la tabla 1. En ella se observa que las cinco especies con mayores concentraciones de mercurio total fueron el tiburón, el jurel, la blanquilla, el corvinón y el pez espada, todos ellos carnívoros superiores, con concentraciones por arriba de las 3 µg/g.

En la literatura se reporta una relación estrecha entre el tamaño o edad de los peces con la concentración total de mercurio en sus tejidos ((Wang y Wong, 2003), con base en ello, se efectuó el analizaron correspondiente. En los huachinangos colectados se encontró que la relación entre la longitud total y la concentración de mercurio no era significativa ($R^2= 0.067$), así como tampoco la relación con el

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

peso de los organismos ($R=0.058$), por lo que para los huachinangos mexicanos colectados en éste estudio, no se establece relación alguna entre los parámetros mencionados.

Tabla 1. Concentración de mercurio total en distintas especies de peces marinos de consumo humano.

Especie	Hg Total ($\mu\text{g/g}$)	Referencia
Tiburón	4.54	FDA 1990, Adams,2003
Jurel	3.90	Adams,2003
Blanquilla camello	3.73	FDA 1990
Corvinón ocelado	3.60	Adams,2003
Pez espada	3.22	FDA 1990, Adams,2003
Marlin	3.15	FDA 1990
Salmón	3.19	Jenkins,2007
Sierra Golfo de Méx.	3.00	Adams,2003
Pez sable	2.53	Falandysz,2000
Raya	2.50	Nixon,1993
Bonito	2.00	Adams,2003
<i>Carcharhinus signatus</i>	1.70	Ferreira,2004
Caballa rey	1.67	FDA 1990
Róbalo boca grande	1.52	Cizdziel,2002
Pargo	1.36	FDA 1990, Adams,2003,
Atún	1.30	FDA 1990, Adams,2003
Mero	1.20	FDA 1990
Salmon americano	1.10	Rose J,1999
Lisa	0.78	Adams,2003
Pez cucaracha	0.78	Falandysz,2000
Bacalao negro	0.70	FDA 1990, Adams,2003,
Trucha de mar	0.74	FDA 1990, Adams,2003
<i>Mallotus villosus</i>	0.73	Joiris,2005
Sauger	0.73	Peterson,2005
Bocazo	0.68	Peterson,2005
Cazón	0.63	Núñez,1998
Chopa	0.62	FDA 1990
<i>Esox lucius</i>	0.59	Nixon,1993
Robalo	0.50	Adams,2003
<i>Mauroliticus muelleri</i>	0.48	Monteiro,1996

EVALUACIÓN DE RIESGO

Tabla 1. Concentración de mercurio total en distintas especies de peces marinos de consumo humano, (continuación).

Corvina Blanca	0.41	FDA 1990
<i>Ariopsis felis</i> Mexicano	0.39	Vázquez F. 2008
Pámpano	0.36	FDA 1990, Adams,2003
Pez dorado	0.35 <i>Lutjanus campechanus</i>	Pickhardt,2006
Huachinangos Mexicanos	0.20	Este trabajo
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	0.19	Wang y Wong,2003
Salmon Amarillo	0.12	Serdar D
<i>Zoarces viviparus</i>	0.18	Mathieson,1996
Dorado común	0.11	Adams,2003
Pez Cardo	0.08	Beckvar,2005
<i>Sarda spp.</i>	0.05	Nixon,1993
Bagre	0.05	FDA 1990; Aaron. 1990
<i>Auxis thazard thazard</i> o Atún de Guinea	0.04	Voegborlo R,2007

A partir de 2004 la EPA y la FDA acordaron incrementar su valor límite de concentración de mercurio en peces de consumo humano a 1 $\mu\text{g/g}$; sin embargo algunos investigadores piensan que este nivel no protege adecuadamente a aquellas personas que consumen pescado diariamente, especialmente los niños y las mujeres embarazadas, por ello los resultados del presente trabajo se compararon con los valores vigentes (1 $\mu\text{g/g}$), así como con los criterios que se emplearon con anterioridad por las agencias antes mencionadas (0.3 y 0.5 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) para limitar la incorporación de mercurio en la población humana a partir del consumo de peces y mariscos.

Los resultados obtenidos, mostraron que la concentración de mercurio total en huachinangos mexicanos se encuentra por debajo de los límites actualmente vigentes observados por las EPA, FDA y la Secretaria de Salubridad y Asistencia (SSA) para peces de consumo humano (1 $\mu\text{g/g}$) en el 100% de las muestras analizadas, sin embargo, contrastando estos valores con los criterios previos de control, se observó que dos muestras excedieron el valor de 0.5 $\mu\text{g/g}$ anteriormente manejado por la FDA y el 20% de las muestras exceden límite anterior publicado por la EPA de 0.3 $\mu\text{g/g}$. Los ejemplares que excedieron los valores previamente mencionados provinieron principalmente de Mazatlán, Tampico, y Puerto Madero y en menor

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

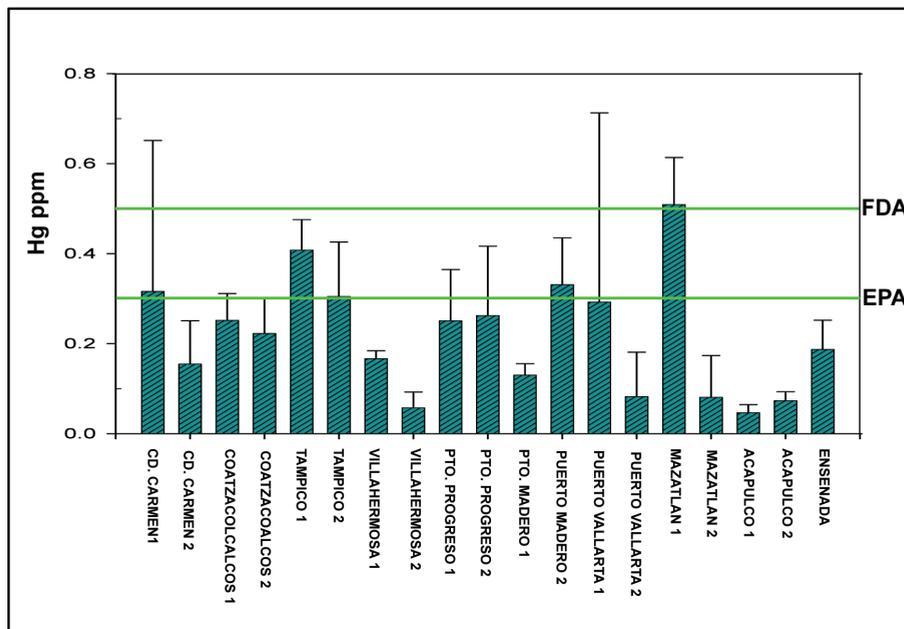


Figura 1. Promedio de la concentración de mercurio total en Huachinango de las Costas Mexicanas muestreados en época de secas (1) y lluvias (2). FDA= anterior valor límite 0.5 µg/g; EPA=anterior valor límite 0.3 µg/g.

medida de Puerto Progreso, Puerto Vallarta y Cd. Del Carmen. En la figura 1, se observa que el promedio de la concentración de mercurio total de estas localidades cruza las líneas que representan los antiguos límites antes mencionados.

Cabe resaltar que Mazatlán y Tampico y Puerto Madero son sitios con actividad industrial la cual pueden contribuir con algunos aportes de mercurio que se suman a probables fuentes atmosféricas y así promover el incremento de la concentración de éste metal en los tejidos de los huachinangos recolectados en dichas áreas. Asimismo, la terminal de carga de hidrocarburos de Puerto Progreso, y el tránsito portuario de naturaleza turística que afecta también a Cd. del Carmen y a Puerto Vallarta, pueden ser fuentes adicionales de este metal en el ambiente y determinantes en el aumento de las concentraciones de mercurio en los peces capturados.

Los resultados anteriores indican que en general, y en lo que respecta a los contenidos de mercurio en especies marinas para el consumo, el huachinango es una especie que puede ser consumida de forma segura, tanto por su concentración promedio (0.202 $\mu\text{g/g}$), que es 5 veces menor al criterio límite establecido por la FDA, EPA y la SSA de 1 $\mu\text{g/g}$ como por los hábitos de su consumo en México, en donde muy pocas veces es utilizado para autoconsumo en las zonas de pesca, y a nivel nacional solo el 40.1% de la población en México ingiere pescado una vez al mes y el resto lo hace esporádicamente (García, 2007) evitando el consumo del huachinango debido a su alto valor comercial (\$140.00/kg filete para el año 2011). Sin embargo, esta especie es muy apreciada en el mercado internacional donde se comercializa en grandes cantidades, por ejemplo; para el año 2009 la venta del producto alcanzo 2 millones 595 mil 530 kilos en países donde el consumo de pescado es mayor, como Francia, Alemania, Italia, Inglaterra, España y Estados Unidos

Con base en lo anterior y tomando en cuenta las consideraciones de algunas investigaciones en materia de riesgo a la salud (Jenkins, 2007), se estableció que para países de mayor consumo los límites deben ser más estrictos, del orden del 0.3 -0.5 $\mu\text{g/g}$ (criterios manejados antes del 2004 por la FDA y EPA), especialmente para niños y mujeres embarazadas, en cuyo caso considerando el comportamiento de los datos de este estudio y extrapolándolo a una condición hipotética de las poblaciones de huachinango en México, sería posible decir que el 20% de los huachinangos mexicanos no serían aptos para el consumo bajo condiciones más estrictas, de control debido al riesgo que corren las poblaciones consideradas vulnerables para el mercurio (mujeres embarazadas y niños).

CONCLUSIÓN

Siendo México un país en el que el pescado no es parte fundamental de su dieta, las concentraciones de mercurio total de los huachinangos no representan un riesgo para la salud de los mexicanos en general. Sin embargo para otros países, en los cuales la ingesta es mayor, el huachinango puede enfrentar restricciones para su consumo al tener contenidos de mercurio no recomendables para la alimentación de mujeres embarazadas y niños.

Se recomienda dar continuidad al monitoreo de mercurio total en esta y otras especies pescados y mariscos de alto consumo en el país y de interés para el mercado

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

internacional, así como incorporar la medición de metil-mercurio en aquellas muestras que excedan la concentración de 0.3 µg/g de mercurio total.

BIBLIOGRAFÍA

- Adams D H, McMichael R H y Henderson G E., 2003. Mercury levels in marine and estuarine fishes of Florida 1989–2001. Florida Marine Research Institute Technical Report TR-9. 2nd ed. rev. 57.
- Beckvar N. Dillon T M. y Lorraine B R., 2005. Approaches for linking whole-body fish tissue residues of mercury or DDT to biological effects thresholds. *Env. Toxicol and Chem.* 24 (8): 2094 -2105.
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, 2008. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. SAGARPA, Mazatlán, Sin. 196 pp.
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, 2007. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. SAGARPA, Mazatlán, Sin. 224 pp.
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, 2006. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. SAGARPA, Mazatlan, Sin. 219 pp.
- Cizdziel J V. Hinners T A. y Heithmar E M., 2002. Determination of total mercury in fish tissues using combustion atomic absorption spectrometry with gold amalgamation. *Water, Air, and Soil Pollution* 135: 355 - 370.
- Environmental Protection Agency, 2001. Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury. EPA-823-R-01-001. 300 pp.
- Falandysz J., Chwir A., Wyrzykowska B., 2000. Total Mercury Contamination of Some Fish Species in the Firth of Vistula and the Lower Vistula River, Poland. *Polish Journal of Environmental Studies.* 9(4): 335 - 339.
- Ferreira A G. Veiga de Carvalho C E. Lessa R P y da Silva F M., 2004. Total Mercury in the Night Shark, *Carcharhinus signatus* in the Western Equatorial Atlantic Ocean. *Brazilian Archives of Biology and Technology.* 47(4): 629 - 634.
- Food and Drug Administration 1990-2000, 2004. National Marine Fisheries Service Survey of Trace Elements in the Fishery Resource: The Occurrence of Mercury in the Fishery Resources of the Gulf of Mexico.
- García, C., 2007. El consumo de pescados y mariscos. Dirección General de Estudios sobre Consumo con datos de la encuesta sobreconsumo de pescados y mariscos. Brújula de compra de Profeco http://www.profeco.gob.mx/encuesta/brujula/bruj_2007/bol33_pescados.as.
- Gutierrez Ruiz MC, Bucio Ortiz L y V Souza Arroyo, 1997. Mercurio. *En:* Albert L (Ed.). Introducción a la Toxicología Ambiental. OPS/OMS: 197-210.
- Harmelin V M, Cossa D, Crochet S, Banaru D, Letourneur Y, Mellon-Duval C., 2009.

- Difference of mercury bioaccumulation in red mullets from the north-western Mediterranean and Black seas. *Mar. Pollut. Bull.* 10.1016.004.
- Jenkins D G., 2007. A Critical Analysis of Illinois' Fish Mercury Monitoring Program, 1974-1998. *Environ Monit Assess* 131:177-184.
- Joiris C R. Ali I B. L. Holsbeek. Bossicart M. Tapia G., 1995. Total and Organic Mercury in Barents Sea Pelagic Fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 55: 674 - 681.
- Mathieson S. Stephen G. McLuskyl D S., 1996. Temporal variation of total mercury concentrations and burdens in the liver of eelpout *Zoarces viviparus* from the Forth Estuary, Scotland: implications for mercury biomonitoring. *Mar Ecol Prog Ser.* 138: 41- 49.
- Monteiro L R. Costa V. Furness R W. Santos R S., 1996. Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. *Mar Ecol Prog Ser.* 141: 21-25.
- Nixon E. A. Rowe y McLaughlin D., 1993. Mercury concentrations in fish from Irish Waters. Fisheries Leaflet 162. Department of the Marine. *Dublin Marine Environmental Series* 2/94.
- Norma Oficial Mexicana NOM-027-SSA1-1993, Bienes y Servicios. Productos de la Pesca. Pescados Frescos-Refrigerados y Congelados. Especificaciones Sanitarias.
- Núñez N. G., Bautista O. J. Rosiles M R., 1998. Concentración y distribución de mercurio en tejidos del cazón (*Rhizoprionodon terraenovae*) del Golfo de México. *Vet. Mex.* 29(1).
- Peterson S A. Van Sickle J. Hughes R M. Schacher J A. Echols S F., 2005. A Biopsy Procedure for Determining Filet and Predicting Whole-Fish Mercury Concentration. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48: 99 -107.
- Pickhardt P.C., 2006. Contrasting Uptake Routes and Tissue Distributions of Inorganic and Methylmercury in Mosquitofish (*GAMBUSIA AFFINIS*) and Redear Sunfish (*Lepomis microlophus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (8): 2132 -2142.
- Riesco M B., 2004. Datos marinos. Programa Sea Grant de la Universidad de Puerto Rico. Sea Grant. Puerto Rico.
- Salina C C., 2001. Jornada internacional sobre el impacto ambiental del mercurio, 16 Perú.
- Serdar D, Johnston J., 2001. Mercury Concentrations in Edible Muscle of Lake Whatcom Fish. Washington State Department of Ecology. Publication No. 01-03-012.
- Vázquez F. Florville-Alejandro T R. Herrera M. y de León L M., 2008. Metales pesados en tejido muscular del bagre *Ariopsis felis* en el sur del golfo de México (2001-2004). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 36(2): 223-233.
- Voegborlo R. B. y Adimado A. A. y Ephraim J. H., 2007. Total Mercury Distribution in Different Tissues of Frigate Tuna (*Auxis thazard thazard*) from the Atlantic Coastal Waters of Ghana, Gulf of Guinea. *Environ Monit Assess* 132: 503 - 508
- Wang W X y S K Wong, 2003. Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips *Plectorhinchus gibbosus*. *Marine Ecology Progress Series.* 261: 257-268.

GENOTOXICIDAD ASOCIADA AL ÍNDICE DE MASA CORPORAL, EVALUADA MEDIANTE LA PRUEBA DE MICRONÚCLEOS EN MUCOSA BUCAL

Torres Bugarín O.¹, Esparza-Méndez G.¹, Torres Mendoza B. M.², Zavala Aguirre J.L.³.

Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de Guadalajara.

²Centro Universitario de Ciencias de la Salud, Universidad de Guadalajara y Universidad del Valle de Atemajac.

³Facultad de Ciencias Químico-Biológicas de la Universidad Autónoma de Guadalajara.
oliviatorres@hotmail.com, jzavala@uag.mx, bltorres1@hotmail.com.

Palabras clave: Genotoxicidad, índice de masa corporal, micronúcleos.

RESUMEN

Los nuevos patrones de vida conllevan al desarrollo de enfermedades que alteran el Índice Masa Corporal (IMC), entre ellas se encuentra la desnutrición, anorexia, bulimia u obesidad. Las implicaciones del desbalance del IMC en la salud son obvias y especialmente sobre el ADN, el cual se debilita y se fractura. Por su parte, los micronúcleos son fragmentos o cromosomas completos que durante la división celular no se incorporaron al núcleo, son indicadores de inestabilidad cromosómica, de mutágenos y genotóxicos. El objetivo del presente estudio fue evaluar la frecuencia de células micronucleadas (CMN) y anomalías nucleares (AN) en personas con diferente IMC. Se incluyeron adultos “sanos” sin toxicomanías en peso normal (n=21), con diagnóstico de bulimia (n=7) o anorexia (n=10), con sobre-peso (n=22) u obesidad (n=63) y niños (7-11 años) con peso normal (n=20), desnutrición leve (n=20) o moderada (n=20), y con sobrepeso (n=20) u obesidad (n=20). Firmaron consentimiento informado, se tomó el IMC de acuerdo a las NOM y se les cuestionó sobre aspectos que pudieran influir en los resultados. Se tomaron frotis de mucosa bucal, se cuantificó la frecuencia de CMN y AN en 2000 células. Se aplicó la prueba de Kruskal Wallis y de comparaciones múltiples de Conover. Los niños con desnutrición moderada presentaron la mayor frecuencia de CMN (6.1 ± 5.1 , $p < 0.01$), seguido de las bulímicas (4.1 ± 2.2 , estas vomitan frecuentemente lo que daña la mucosa), y anoréxicas (3.4 ± 1.5), también hay

asociación del alto IMC con el incremento de CMN ($p=0.01$, $r= 0.4$) solamente en adultos, esto concuerda con el riesgo que presentan los adultos con obesidad de desarrollar cáncer. Se confirma que la alteración en el IMC ya sea por déficit o por exceso afecta la integridad del ADN.

ANTECEDENTES

Hoy se observa un desbalance del Índice Masa Corporal (IMC) en la población, ya que es frecuente la desnutrición, por deficiencia en la calidad o cantidad de los alimentos consumidos (Gómez, 2003), además cada día se registran más casos con trastornos de la alimentación como la anorexia y la bulimia, que relacionan su incremento con las exigencias sociales por la apariencia del cuerpo que presentan como modelo la delgadez extrema y de apariencia prepuberal (Becker *et al.* 1999). Otro padecimiento que también altera el IMC es la obesidad, que es una enfermedad que cada día es más frecuente en todas las edades y todos los estratos sociales (Yanovski *et al.* 2002). Son obvias las implicaciones que el desbalance del IMC representa para la salud, y de manera enfática sobre el ADN, el cual por falta de los elementos esenciales para su formación se debilita y se fractura (Fenech 2002), o bien por la exacerbación de radicales libres como ocurre en personas con obesidad (Furukawa, 2004), los cuales van acumulando lentamente lesiones en sistemas biológicos celulares como en proteínas, fosfolípidos de la membrana celular, ácidos nucleicos (ADN), lipoproteínas de baja densidad o colesterol, enzimas con grupos sulfhidrilos (lisozimas), mitocondrias, etc. (Teebor, 1988). Por su parte, los micronúcleos (MN) son fragmentos de cromosomas o cromosomas completos que durante la división celular no se incorporaron al núcleo, por lo tanto estos pueden ser utilizados para detectar agentes clastogénicos (que fracturan cromosomas) o aneuploidogénicos (que afectan el huso mitótico), de ahí que sea indicador de inestabilidad cromosómica. Estos eventos pueden ocurrir espontáneamente, sin embargo, en presencia de ciertos agentes endógenos o exógenos dichos fenómenos se incrementan, así la presencia de MN se transforma en indicador del efecto de agentes mutágenos o genotóxicos principalmente micronucleogénicos (Torres-Bugarín *et al.* 2008).

OBJETIVO

Evaluar la frecuencia de células micronucleadas (CMN) como indicador de genotoxicidad en grupos de personas con diferente IMC.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se explicó a cada persona participante, los objetivos que éste perseguía, se firmó consentimiento informado, el cual se basa en la Ley General de Salud; y NOM-008-SSA2-1993, las que dictan que el presente proyecto se cataloga como una investigación con riesgo mínimo (Proyecto NOM-174-SSA-1998; NOM-008-SSA2-1993; Leyes y Códigos de México, Ley General de Salud. 2002). Se incluyeron personas “sanas” y sin toxicomanías, con peso normal, así como con diagnóstico de bulimia y anorexia, personas con sobre peso u obesidad y niños (7 a 11 años) con peso normal, desnutrición, sobrepeso u obesidad. A todos se les tomó el IMC de acuerdo a los parámetros de la NOM correspondiente antes mencionados. A cada individuo o en su caso al padre o tutor se le cuestionó sobre su edad, sus hábitos alimenticios, enfermedades, toxicomanías, consumo de medicamentos, drogas, café, trabajo, y otros datos que pudieran influir en los resultados, excluyendo aquellos con alguna de estas características. Posteriormente cada participante se enjuagó la boca y con un portaobjeto limpio se raspó la mucosa bucal, se realizaron los frotis, sobre portaobjetos codificados. Los frotis se dejaron secar al aire, se fijaron en metanol al 80% por 48 h para proceder a la tinción con orceína por 2 h y verde rápido por 10 min. Un lector que desconocía el código de las muestras las analizó bajo microscopio con objetivo 100x y cuantificó la frecuencia de micronúcleos (MN), células binucleadas (BN), picnosis (PN), cromatina condensada (CC), cariorrexis (CR), y cariólisis (CL) en 2000 células, los resultados (tabla I) son expresados en 1000 células. El análisis estadístico se realizó mediante la prueba de Kruskal Wallis y una prueba de comparaciones múltiples por el procedimiento de Conover.

RESULTADOS

Los resultados muestran (tabla I, figura 1) que en adultos el IMC se asocia al incremento de CMN, y que este fenómeno no se observa en niños, estos resultados concuerdan con el hecho de que los adultos obesos tienen mayor riesgo de desarrollar cáncer (Yanovski *et al.* 2002), también se observa que en el grupo que se encontró con mayor frecuencia de CMN fue el de los niños con desnutrición moderada ($p < 0.01$), seguido de las personas con bulimia, aunque en este caso los pacientes sufren de vómito frecuente el cual daña la mucosa y el esmalte de los dientes, sin

EVALUACIÓN DE RIESGO

embargo, en el grupo con diagnóstico de anorexia también es alta la frecuencia de CMN, lo que indica que la falta de nutrientes también afecta la integridad del ADN.

Tabla 1. Relación de Frecuencia de Células Micronucleadas con IMC

Diagnóstico	n	Edad (años)	IMC (Kg/m ²)	CMN (1,000 células)
Peso Normal	21	23.3 ± 5.0	22.5 ± 1.8	1.1 ± 0.9
Anorexia Nerviosa	10	18,0 ± 4,2	15,8 ± 1,9	3.4 ± 1.5
Bulimia Nerviosa	7	20,71 ± 3,9	19,3 ± 1,6	4.1 ± 2.2
Adultos Sobre peso	22	26.9 ± 8.4	27.4 ± 1.6	1.5 ± 0.2
Adultos Obesidad I	21	31.6 ± 8.9	31.7 ± 1.3	1.4 ± 0.2
Adultos Obesidad II	21	30.0 ± 10.5	37.0 ± 1.1	2.1 ± 0.4
Adultos Obesidad III	21	29.3 ± 8.7	45.8 ± 6.4	3.0 ± 0.4
Niños Peso Normal	20	9.06 ± 0.91	16.3 ± 0.98	0.3 ± 0.6
Niños Desnutrición Leve	20	8.6 ± 1.2	14.4 ± 0.03	3.3 ± 3.9
Niños Desnutrición Moderada	20	8.9 ± 1.4	13.46 ± 0.01	6.1 ± 5.1
Niños Sobre peso	20	9.01 ± 1.24	18.4 ± 1.1	0.5 ± 0.7
Niños Obesidad	20	8.81 ± 1.24	22.5 ± 2.6	0.2 ± 0.5

n=Tamaño de muestra, IMC= Índice de masa corporal, CMN= Células Micronucleadas, los datos están expresados en 1000 células, media y desviación estándar.

CONCLUSIÓN

Se confirma que la alteración en el IMC ya sea por déficit o por exceso afecta la integridad del ADN.

BIBLIOGRAFÍA

- Becker, A.E. P. S.Mehler, T.Bravender, A. E. Becker, S. Grinspoon K., A. Klibanski, D. B. Herzog, 1999. Eating Disorders. *N Engl J Med* 340:1092-1098.
- Fenech M., 2002. Micronutrients and genomic stability: a new paradigm for recommended dietary allowances (RDAs). *Food and Chemical Toxicology*. 40 (8): 1113-117.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Furukawa S., T. Fujita, M. Shimabukuro, M. Iwaki, Y. Yamada, Y. Nakajima, O. Nakayama, M. Makishima, M. Matsuda, I. Shimomura, 2004. Increased oxidative stress in obesity and its impact on metabolic syndrome. *J. Clin. Invest* 114(12): 1752-1761.
- Gómez F., 2003. Desnutrición. *Salud pública de México*. Sup 45.
- Leyes y Códigos de México, Ley General de Salud, 2002. 17va ed. México. 128 – 134.
- Norma Oficial Mexicana NOM – 008 – SSA2 – 1993. Control de la nutrición, crecimiento y desarrollo del niño y del adolescente. Criterios y procedimientos para la prestación del servicio.
- Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM – 174 – SSA- 1998, Para el Manejo Integral de la Obesidad. Diario Oficial de la Federación.
- Teebor GW., 1988. The Repairability of Oxidative Free Radical Mediated Damage to DNA: A Review. *Inter J Rad Biol* 54 (2): 1 - 150.
- Torres-Bugarín O., A Fernández-García, B.M. Torres-Mendoza, J. L. Zavala-Aguirre, A. Nava-Zavala, A.L. Zamora-Perez, 2008. Genetic profile of overweight and obese school-age children. *Toxicological and Environmental Chemistry*. En prensa.
- Yanovski S., Z. Yanovski, J.A. Yanovski, 2002. Obesity. *N Engl J Med* 346;8: 591-602.

DISMINUCIÓN DE LA GENOTOXICIDAD Y CITOTOXICIDAD ASOCIADA A LA OBESIDAD

Basulto-Martínez M.¹, Rosales González M.H.¹, Serratos-Guizar A.², Torres-Bugarín O¹.

¹Facultad de Medicina, UAG, ²Universidad del Valle de Atemajac.

oliviatorres@hotmail.com.

Palabras clave: Genotoxicidad, citotoxicidad, obesidad.

RESUMEN

La obesidad se relaciona con riesgos importantes para la salud, cuya característica es una proporción alta de grasa corporal, enfermedad que se define como pandemia, y México, de entre los nueve países de Latinoamérica, ocupa el segundo lugar en prevalencia de obesidad (según $IMC > 30\text{kg}/\text{m}^2$). Las implicaciones del desbalance del IMC en la salud son obvias, y especialmente sobre el ADN ya que se sabe que la obesidad incrementa la formación de radicales libres que debilitan y fracturan al material genético. Por su parte, los micronúcleos son fragmentos o cromosomas completos que durante la división celular no se incorporaron al núcleo, son indicadores de inestabilidad cromosómica, de mutágenos y genotóxicos y de manera particular estas estructuras se incrementan en la misma proporción que el IMC. El objetivo fue evaluar la frecuencia de células micronucleadas (CMN) y anomalías nucleares (AN) en personas con IMC mayor de $IMC \geq 27\text{kg}/\text{m}^2$ antes y después de ser tratados con dieta hipocalórica, para ello se incluyeron 11 adultos “sanos” de 18 a 45 años edad, con $IMC \geq 27\text{kg}/\text{m}^2$, sin toxicomanías, ni enfermedades agregadas, quienes firmaron consentimiento informado, otorgándoles un plan nutricional personal (calculado por Harris-Benedict, proteínas 20%, carbohidratos 60% lípidos 20%). Al inicio, a los 15 y 30 días se cuantificó el IMC, y se tomó muestra de mucosa bucal. Al inicio y al final de la dieta se realizó biometría hemática y perfil lipídico. El frotis se tiñó con orceína y verde rápido, se determinó la frecuencia de CMN y

AN en 2000 células con 100x. Se aplicó la prueba de Wilcoxon. Se escogieron 71% mujeres y 29 % varones, con promedio de IMC al inicio 33.6 kg/m² y al final de 29.3 kg/m² después de dos meses. Se encontró diferencia significativa en la frecuencia de MN (p=0.03), en la células binucleadas (p=0.02), Cariolisis (p=0.02), y en las anormalidades nucleares sin incluir MN (p=0.05). Los resultados preliminares muestran disminución de la genotoxicidad y citotoxicidad asociada al obesidad después de que los pacientes se sometieron a un régimen dietético hipocalórico.

ANTECEDENTES

La obesidad es la enfermedad metabólica con más prevalencia en los países desarrollados. Existe una asociación directa entre el grado de obesidad y la morbimortalidad. La reducción de peso a corto plazo es fácil de lograr con dietas hipocalóricas, pero el mantenimiento a menudo es insatisfactorio. Los estudios publicados han demostrado que los individuos tienden a recuperar el peso perdido por la dieta en un periodo de 1 a 5 años (Yanovski S and Yanovski, 2002; Dixon. 2010). Se debe señalar que el tratamiento farmacológico de la obesidad no debería ser ni la primera ni la única opción terapéutica. Deberían utilizarse fármacos si después de un período de tratamiento sólo con dieta y actividad física no se hubiere conseguido una pérdida equivalente al 10% del peso inicial. En tal caso los fármacos anti-obesidad estarían indicados, con un control y ajuste de dosis, por parte de facultativos especializados (Eckel, 2008). Por su parte los agentes capaces de ocasionar toxicidad genética son llamados genotóxicos y se distinguen en tres categorías de acuerdo a su origen; químicos, físicos y biológicos, otra forma de clasificarlos es por su modo de acción o efectos; como mutágenos, carcinógenos o teratógenos. Por otra parte, durante la división celular normal el material genético (ADN) del núcleo se replica y divide equitativamente, lo cual da lugar a dos células hijas genéticamente idénticas, sin embargo, bien por factores endógenos o exógenos, durante este proceso se pueden originar errores durante la replicación o bien producirse fragmentación cromosómica, o alteración al uso amitótico, lo que conlleva a la pérdida de fragmentos o cromosomas completos y en consecuencia el reparto del material genético no es idéntico. El material genético que se desprende, queda excluido y no se incorpora debidamente al núcleo de la célula hija y origina un nuevo núcleo de tamaño más pequeño que el primario, al cual se le da el término de “micronúcleo” (MN), y que es posible identificarlo fácilmente al microscopio. Los MN se forman durante la transición de metafase – anafase en mitosis (división celular)

y pueden ser cromosomas completos rezagados debido a un daño al uso mitótico o bien pueden ser fragmentos de cromosomas acéntricos (sin centrómero), en ambos casos no lograron incorporarse al núcleo de las células hijas. Así la prueba de MN, se utiliza como parámetro para medir genotoxicidad y teratogenicidad y detecta tanto agentes clastogénicos (que fracturan cromosomas), como aneuploidogénicos (que afectan el huso mitótico) pudiéndose diferenciar unos de otros por el tamaño de los MN (Migliore *et al.*, 1996) o la presencia del centrómero o cinetócoro (Afshari *et al.*, 1989; Odagiri *et al.*, 1994). Estos eventos pueden ocurrir espontáneamente, sin embargo en presencia de ciertos agentes endógenos (Migliore *et al.*, 1999; Odagiri *et al.*, Porciello *et al.*, 2003; 1994; Ramos-Remus, *et al.*, 2002; Rodríguez-Vazquez *et al.*, 2000; Torres-Bugarín *et al.*, 1998; Torres-Bugarín *et al.*, 2003; Torres-Bugarín *et al.*, 2009) dichos fenómenos se incrementan, así la presencia de MN se transforma en indicador del efecto de agentes mutágenos, genotóxicos o teratógenos principalmente micronucleogénicos (Schmid, 1975; Heddle *et al.*, 1983; Heddle *et al.*, 1991).

Por otra parte, se ha descrito que en algunas enfermedades el número de MN espontáneos está incrementado, por ejemplo, en individuos que padecen inestabilidad cromosómica como en el caso del fenómeno de Raynod (Porciello *et al.*, 2003), anemia de Fanconi (Heddle *et al.*, 1978, Raj and Heddle 1980), Síndrome de Bloom (Rossin MP and German J 1985, Ataxia-telangiectasia Rosin MP and Ochs HD 1986) y algunos tipos de cáncer (Torres-Bugarín *et al.*, 2003; Cortés-Gutiérrez, *et al.* 2000, Baciucuchka-Palmaro *et al.*, 2002; 55; Rytwinski *et al.* 1992), en pacientes que se caracterizan por alta concentración de autoanticuerpos en el plasma como los afectados por lupus eritematoso sistémico (Migliore *et al.*, 1999; Rodríguez-Vazquez *et al.*, 2000) o esclerosis sistémica, también se ha observado mayor número de MN en pacientes con Alzheimer o Parkinson, entidades cuyo rasgo particular es el aumento en los radicales libres (Migliore *et al.*, 2002; Petrozzi *et al.* 2002). Entonces existen diferentes causas por las que se podría explicar la alta frecuencia de MN en personas que padecen estas u otras enfermedades crónicas; entre ellas la fragilidad cromosómica por falla en los sistemas de reparación, las propiedades clastogénicas y/o aneuploidogénicas de los autoanticuerpos, o por factores que se generan en los procesos cancerosos, e incluso por la sobreproducción de radicales libres. El conteo de los MN es llevado a cabo fácilmente en cualquier tejido que se divida (Schmid, 1975; Heddle *et al.*, 1991), esto sin importar el tipo de organismo (Heddle *et al.*, 1991) como podrían ser plantas (Álvarez-Moya *et al.*, 2001; De Marco 1998), animales

(Schmid, 1975; Heddle *et al.*, 1991; Zuñiga *et al.*, 1996a; Zuñiga *et al.*, 1998; Zuñiga *et al.*, 2001; Zamora-Perez *et al.*, 2004) e incluso en el hombre (Fenech 1999, Torres-Bugarín *et al.*, 1998; Torres-Bugarín *et al.*, 2003; Torres-Bugarín *et al.*, 2009). En este último las líneas celulares que cobran relevancia en el biomonitoreo de poblaciones con alto riesgo de sufrir eventos mutagénicos o genotóxicos son linfocitos (Fenech and Morley 1985, Fenech 1999, fibroblastos- Raj and Heddle 1980, Zuñiga *et al.*, 1996b), reticulocitos y eritrocitos (en personas esplenectomizadas) Torres-Bugarín *et al.*, 1999, en células germinales (Tates *et al* 1983), y por supuesto células epiteliales exfoliadas uroteliales (Basu *et al* 2004; Fenech 1999, nasales Ballarin *et al* 1992; Fenech 1999, cervix Nersesyan 2007, Lehucher-Michel 1997, Gandhi 2005) y mucosa bucal, en estas últimas obtenidas mediante métodos no invasivos y sin necesidad de cultivo. (Torres-Bugarín *et al.*, 1998; Torres-Bugarín *et al.*, 2003; Torres-Bugarín *et al.*, 2009). Los MN observados en células exfoliadas no se forman cuando las células se encuentran en la superficie del epitelio, pero si se inducen en las células de la capa basal. De tal suerte que el monitoreo de poblaciones en este tejido puede reflejar el daño ocurrido en el transcurso de hasta tres semanas (Holland N, Bolognesi C, Kirsch-Volders M, Bonassi S, Zeiger E, Knasmueller S, Fenech M). Considerando que el 90 % de todos los tipos de cáncer son de origen epitelial entonces la prueba de MN en células exfoliadas, da una aproximación para identificar y cuantificar el grado de daño genotóxico en tejidos humanos que son blancos de carcinógenos órgano-específicos (Fenech 1999).

PACIENTES Y MÉTODOS

Para evaluar la frecuencia de células micronucleadas (CMN) y anomalías nucleares (AN) en personas con IMC mayor de 27kg/m^2 antes y después de ser tratados con dieta hipocalórica, para ello se incluyeron 11 adultos “sanos” (18-45 años edad), con $\text{IMC} \geq 27\text{kg/m}^2$, sin toxicomanías, ni enfermedades agregadas, firmaron consentimiento informado, se les otorgó plan nutricional personal (calculado por Harris-Benedict, proteínas 20%, carbohidratos 60% lípidos 20%). Al inicio, a los 15 y 30 días se cuantificó el IMC, y se tomó muestra de mucosa bucal. Al inicio y al final de la dieta se realizó biometría hemática y perfil lipídico. El frotis se tiñó con orceína y verde rápido, se determinó la frecuencia de CMN y AN en 2000 células con 100x. Se aplicó la prueba de Wilcoxon.

RESULTADOS Y CONCLUSIÓN

Se capturaron 71% mujeres y 29 % varones, con promedio de IMC al inicio 33.6 kg/m² y al final de 29.3 kg/m² después de dos meses. Los resultados preliminares muestran diferencia en la frecuencia de MN (p=0.03), en la células binucleadas (p=0.02), Cariolisis (p=0.02), y en las anomalías nucleares sin incluir MN (p=0.05), sin embargo estos resultados no son definitivos, ya que el tamaño de muestra es muy pequeño, además de que el tiempo de tratamiento es de tan sólo dos meses, y por otro lado ya analizando los datos de manera independiente solamente el 50% de los pacientes presentan esta disminución, por lo queda la pregunta de si esta disminución de daño va en función de la disminución en el IMC, o si esto será permanente, preguntas que se pretende contestar en estudios posteriores a mayor profundidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Holland N, Bolognesi C, Kirsch-Volders M, Bonassi S, Zeiger E, Knasmueller S, Fenech M., 2008. The micronucleus assay in human buccal cells as a tool for biomonitoring DNA damage: The HUMN project perspective on current status and knowledge gaps. *Mutat Res.*, 659(1-2):93-108.
- Dixon J.B., 2010. The effect of obesity on health outcomes. *Molecular and Cellular Endocrinology*. 316:104–108.
- Eckel HR., 2008. Nonsurgical Management of Obesity in Adults. *N Engl J Med*, 358:1941-50.
- Torres-Bugarín O, Ventura Aguilar A, Zamora-Perez A, Gómez-Meda BC, Ramos-Ibarra ML, Morgan-Villela G, Gutiérrez-Franco A, Zúñiga-González G., 2003. Evaluation of cisplatin + 5-FU, Carboplatin + 5FU, and ifosfamida + epirubicine regimens using the micronuclei test and nuclear abnormalities in the bucal mucosa. *Mut Res Genetic Toxicology*. 539 (1-2):177-186.
- Torres-Bugarín O, Fernández-García, Torres-Mendoza BM, Zavala-Aguirre JL, Nava-Zavala A, Zamora-Perez AL., 2009. Genetic profile of overweight and obese school-age children. *Toxicological & Environmental Chemistry*. 91:789–795.
- Yanovski S., Yanovski J., 2002. Obesity. *N Engl J Med*. 346.8; 591-602.

GENOTOXICIDAD DE LA SIBUTRAMINA EN CÉLULAS DE LA MUCOSA BUCAL DE PERSONAS CON IMC MAYOR O IGUAL A 27KG/M²

Torres-Bugarín O. ¹, Serratos-Guizar A. ², Zamora Pérez A.L. ¹, Basulto-Martínez M. ¹, Rosáles González M.H. ¹, Torres-Mendoza B ^{1,2}.

¹Universidad Autónoma de Guadalajara. ²Universidad del Valle de Atemajac.
oliviatorres@hotmail.com, arce_2005@hotmail.com, mbasulto@hotmail.com,

Palabras clave: Genotoxicidad, sibutramina, células de mucosa bucal

RESUMEN

La obesidad entre otras cosas, induce sobreproducción de radicales libres (Fenster CP, *et al.*, 2002) los que fragmentan el DNA, y estos fragmentos o cromosomas completos que no son incorporados al núcleo durante la división originan los micronúcleos (MN) (Schmid W, 1975). Para control del peso se encuentran los tratamientos farmacológicos como la Sibutramina, inhibidor de la recaptación de serotonina y norepinefrina, que participa en el control del apetito y la tasa metabólica (McNeely W, *et al.*, 1998; Gomis B, 2004) pero se desconoce si la Sibutramina genera MN u otras anormalidades nucleares (AN) en mucosa bucal, por lo tanto se evaluó la genotoxicidad y citotoxicidad mediante la prueba de MN y AN en células de mucosa bucal de personas con $IMC \geq 27 \text{kg/m}^2$. Participaron 10 pacientes (18-45 años edad), con $IMC \geq 27 \text{kg/m}^2$, sin toxicomanías, ni enfermedades agregadas y que firmaron carta consentimiento. Se les otorgó plan nutricional personal (calculado por Harris-Benedict, proteínas 20%, carbohidratos 60% y lípidos 20%), a los 30 días con dieta el médico valoró si podían ser tratados con sibutramina (15mg/día/30 días v.o.), se les realizó biometría hemática y perfil lipídico al inicio, a los 30 días con dieta y a los 30 de tratamiento mas dieta, también se tomó antropometría y se tomó muestra de mucosa bucal al inicio y cada 15 días por los 60 días que

duró el estudio. Los frotis se tiñeron con orceína y verde rápido y se determinó la frecuencia de MN y AN en 2000 células con 100x. Se aplicó la prueba de Wilcoxon. Se capturaron 71% de mujeres, y en general se logró disminuir el IMC de 33.6 kg/m² a 29.3 kg/m² (60 días). No se encontraron diferencias en la frecuencia de MN y AN con y sin sibutramina, pero las CMN disminuyeron al final de los 60 días, debido a la reducción del IMC. Conclusiones: No se detectó que la sibutramina fuera genotóxica o citotoxicidad, pero en el 50 % de los paciente si se disminuyó el daño micronucleogénico provocado por el IMC alto.

INTRODUCCIÓN

Los agentes capaces de ocasionar toxicidad genética son llamados genotóxicos y se clasifican en tres categorías de acuerdo a su origen; químicos, físicos y biológicos, otra forma de identificarlos es por su modo de acción o efectos; como mutágenos, carcinógenos, teratógenos o micronucleogénicos. Por otra parte, durante la división celular normal el material genético (ADN) del núcleo se replica y divide equitativamente, lo cual da lugar a dos células hijas genéticamente idénticas, sin embargo, bien por factores endógenos (Torres-Bugarín *et al.*, 2003) o exógenos (Torres-Bugarín *et al.*, 1998; Torres-Bugarín *et al.*, 2003; Torres-Bugarín *et al.*, 2009), durante este proceso se pueden originar errores durante la replicación o bien producirse fragmentación cromosómica, o alteración al uso mitótico, lo que conlleva a la pérdida de fragmentos o cromosomas completos y en consecuencia el reparto del material genético no es idéntico. El material genético que se desprende queda excluido y no se incorpora debidamente al núcleo de la célula hija y origina un nuevo núcleo de tamaño más pequeño que el primario, al cual se le da el término de “micronúcleo” (MN), y que es posible identificarlo fácilmente al microscopio (Schmid 1975). Así, la presencia de MN se transforma en indicador del efecto de agentes mutágenos, genotóxicos o teratógenos principalmente micronucleogénicos (Schmid, 1975).

El conteo de los MN es llevado a cabo fácilmente en cualquier tejido que se divida (Schmid, 1975) como podrían ser el tejido epitelial como el de la mucosa bucal, el que puede ser obtenido mediante métodos no invasivos y sin necesidad de cultivo (Torres-Bugarín *et al.*, 1998; Torres-Bugarín *et al.*, 2003; Torres-Bugarín *et al.*, 2009). Los MN observados en células exfoliadas no se forman cuando las células se

encuentran en la superficie del epitelio, pero si se inducen en las células de la capa basal. De tal suerte que el monitoreo de poblaciones en este tejido puede reflejar el daño ocurrido en el transcurso de hasta tres semanas. Por otra parte, se ha descrito que en algunas enfermedades el número de MN espontáneos está incrementado, por ejemplo, en individuos que padecen inestabilidad cromosómica, algunos tipos de cáncer, en pacientes con autoanticuerpos elevados, o con aumento en la formación de radicales libres, como es el caso de la obesidad la cual incrementa el estrés oxidativo, se ha descrito que a mayor IMC mayor es la frecuencia de células micronucleadas en tejido de mucosa bucal (Terriquez-Guerrero 2006):

Por su parte, la obesidad es la enfermedad metabólica con más prevalencia en los países desarrollados, existe asociación directa entre el grado de obesidad y la morbi-mortalidad. La reducción de peso a corto plazo es fácil de lograr con dietas hipocalóricas, pero el mantenimiento a menudo es insatisfactorio. Los estudios publicados han demostrado que los individuos tienden a recuperar el peso perdido por la dieta en un periodo de 1 a 5 años (Yanovski S and Yanovski J, 2002; Dixon JB, 2010). Se debe señalar que el tratamiento farmacológico de la obesidad no debería ser ni la primera ni la única opción terapéutica. Solo se debe utilizar fármacos si después de un período de tratamiento únicamente con dieta y actividad física no se hubiere conseguido una pérdida equivalente al 10% del peso inicial. En tal caso los fármacos anti-obesidad estarían indicados, con un control y ajuste de dosis, por parte de facultativos especializados (Eckel HR, 2008).

En el momento actual sólo se dispone de dos fármacos (orlistat y sibutramina) con indicación para el tratamiento de la obesidad que son eficaces para perder peso y mantenerlo y con pocos efectos secundarios descritos (Li M, *et al.*, 2009; Isidro ML. y Cordido F. 2010). Particularmente la sibutramina inhibe la recaptación de noradrenalina, dopamina y serotonina favoreciendo la anorexia y el estímulo de la termogénesis. Consigue pérdidas del 4-7% en un año de tratamiento (Li M, *et al.*, 2009). La Sibutramina se tolera bien en la mayoría de los pacientes, sin embargo, los estudios en fase II y IV han demostrado que pueden presentarse efectos secundarios como sequedad de boca, pérdida de apetito, estreñimiento, insomnio, mareo, náuseas y discreto aumento de la frecuencia cardíaca. La mayoría de los efectos adversos son de intensidad leve a moderada y aparecen durante las primeras cuatro semanas de tratamiento, con una incidencia decreciente de acontecimientos adversos nuevos. Los acontecimientos adversos con una duración menor de siete días generalmente son náuseas, mareos, palpitaciones y dismenorrea. Los que duraron más de 28 días

son la pérdida de apetito y la sequedad de boca. Así pues, las contraindicaciones de administrar sibutramina se centran en pacientes con cardiopatía isquémica, taquiarritmias, accidente vascular cerebral e hipertensión arterial no controlada. La administración en estos pacientes implica un control periódico de la presión arterial y la frecuencia cardíaca (Florentin M *et al.*, 2008). Sin embargo, actualmente es muy poco lo que se sabe con respecto a sus efectos genotóxicos o citotóxicos, sólo se logró identificar un trabajo en el cual encuentran positivos estos efectos en ratón mediante la prueba de micronúcleos y la prueba cometa (Da Silva CJ., 2010), es por esto que en el presente estudio se evaluaron daños al material genético y su citotoxicidad en pacientes a los que se les administró sibutramina, mediante la prueba de micronúcleos y anomalías nucleares en células de la mucosa bucal.

METODOLOGÍA

Se seleccionaron 10 pacientes de 18 a 45 años de edad, sin toxicomanías ni enfermedades agregadas y que solicitaron consulta nutricional, con índice de masa corporal $\geq 27 \text{ kg/m}^2$, que aceptaron participar en el proyecto y después de la explicación del proyecto y contestar todas sus dudas, firmaron la carta consentimiento. Al inicio y al final del tratamiento de sibutramina se le realizó a cada paciente los siguientes estudios de laboratorio: biometría hemática completa y perfil lipídico, fué valorado por la nutrióloga al inicio del tratamiento y cada 15 días se les realizó somatometría, se les tomó la muestra de mucosa bucal para la evaluación de genotoxicidad y se les otorgó un plan nutricional balanceado según las necesidades de cada paciente, las cuales fueron calculadas por la fórmula de Harris-Benedict, con una distribución de macronutrientes: proteínas 20%, carbohidratos (60%) lípidos (20%), lo anterior se realizó por 2 meses sin el consumo de sibutramina, transcurrido ese tiempo y posterior a la valoración médica para determinar si el paciente es susceptible de ser tratado con este medicamento (vía oral dosis de 15 mg/día). El procesamiento de las muestras de mucosa oral se realizó con orceína y verde rápido, se observó bajo microscopio con objetivo 100x. Se identificó la frecuencia de micronúcleos, células binucleadas, pincosis, cromatina condensada, cariorrexis y cariólisis (Tolbert, 1991).

RESULTADOS

Se evaluaron pacientes de 18 a 45 años de edad con un IMC mayor de 27 kg/m², con una media y desviación estándar de 36.1 \pm 10.4 años, que acudieron a

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

consulta nutricional y aceptaron firmar la carta de consentimiento informado, con una distribución de género con promedio de 29.4% varones y 70.6% mujeres. Las mediciones antropométricas se realizaron en 5 sesiones con un intervalo de 15 días cada uno: de la primera, hasta la tercera sesión no se administró sibutramina, a partir de la cuarta y quinta sesión se administraron 15 mg de sibutramina (tabla 1).

**Tabla 1.- Antropometría
antes y pos tratamiento de Sibutramina 15mg/día**

Antropometría	Consumo de Sibutramina 15mg/día					P
	No 0	No 15	No 30	Si 45	Si 60	
Talla	1.6 ± 0.1					
Peso actual	90.8 ± 21.0	90.5 ± 20.4	86.1 ± 11.3	83.2 ± 10.2	80.7 ± 10.8	0.001
IMC	33.6 ± 6.3	33.1 ± 6.1	31.4 ± 2.8	30.7 ± 3.0	29.3 ± 2.7	0.001
CMB	37.0 ± 4.4	36.6 ± 4.7	35.9 ± 4.6	34.3 ± 5.2	32.6 ± 6.2	0.001
PCT	41.7 ± 7.5	39.1 ± 9.0	36.2 ± 9.6	33.5 ± 7.7	33.0 ± 7.1	0.001
PCB	38.0 ± 8.0	36.1 ± 6.7	35.3 ± 5.0	33.3 ± 4.4	31.3 ± 4.7	0.001
Cintura	105.9 ± 17.4	104.0 ± 17.5	99.0 ± 10.4	96.2 ± 9.6	93.7 ± 9.5	0.002
Cadera	114.2 ± 9.8	112.6 ± 10.1	108.2 ± 7.2	105.1 ± 5.7	103.0 ± 6.0	0.001
ICC	0.9 ± 0.1	0.9 ± 0.1	0.9 ± 0.1	0.9 ± 0.1	0.9 ± 0.1	NS

IMC= Índice de Masa Corporal; CMB= Circunferencia Muscular de Brazo,
PCT = Pliegue Cutáneo Tripcipital ; PCB = Pliegue Cutáneo Braquial; ICC= Índice Cintra-Cadera

Con respecto a la frecuencia de CMN se puede observar que no hay diferencia significativa entre pre y postratamiento, sin embargo después de 60 días de tratamiento 30 con solo dieta y 30 con sibutramina empiezan a disminuir significativamente ($p=0.001$), lo cual indica que el bajar de peso también disminuye el daño genotóxico causado por la obesidad, y que la sibutramina evaluada de esta manera no induce tal daño, fenómeno que también se observa con las AN (tabla 2).

EVALUACIÓN DE RIESGO

Tabla 2.- Frecuencia de células micronucleadas y anomalías nucleares en pacientes pre y pos tratamiento con Sibutramina 15 mg/día

Sibutramina 15 mg / día	Días	CMN	CBN	CC	CL	CR	NL	PN	AT
NO	0	1.3 ± 1.2	2.2 ± 1.5	0.5 ± 0.9	3.8 ± 8.9	0.2 ± 0.5	2.1 ± 3.5	1.2 ± 1.2	10.7 ± 12.0
	15	1.8 ± 1.3	1.7 ± 1.1	0.4 ± 0.8	2.1 ± 1.7	0.1 ± 0.2	1.0 ± 0.6	1.2 ± 1.0	6.4 ± 2.1
	30	1.1 ± 1.1	1.8 ± 1.1	0.1 ± 0.2	2.1 ± 2.7	0.1 ± 0.3	1.0 ± 1.1	1.5 ± 2.1	6.3 ± 4.4
SI	45	0.7 ± 0.6	1.6 ± 1.4	0.2 ± 0.5	3.1 ± 4.8	0.1 ± 0.1	1.2 ± 0.9	1.2 ± 0.8	8.3 ± 5.4
	60	0.9 ± 0.8	1.6 ± 1.4	0.3 ± 0.6	2.5 ± 2.7	0.1 ± 0.3	0.5 ± 0.6	1.1 ± 1.0	6.3 ± 4.3
		NS							

Tamaño de muestra=10; NS=No se observó diferencia significativa entre pre y postratamiento; Datos expresados en 1000 células, Promedio y Desviación Estándar, CMN)Células micronucleadas, CBN)Células Binucleadas, NL)Núcleos lobulados, CR) Carriorexís, CC)Cromatina anormalmente Condensada, CL)Cariolisis, PN)Pícnosis.

DISCUSIÓN

Este estudio muestra la evaluación de la genotoxicidad y citotoxicidad de la sibutramina mediante la prueba de micronúcleos y anomalías nucleares en células exfoliadas de la mucosa bucal de personas con IMC ≥ 27 kg/m², en pacientes entre 18 a 45 años de edad, en el Municipio de Tala, Jalisco. La obesidad es un trastorno de alimentación frecuente en el mundo, y México ocupa el segundo lugar en prevalencia de obesidad y el primero en sobrepeso, esta enfermedad considerada una de las principales enfermedades epidemiológicas de nuestro tiempo con altos riesgos para la salud debido a que es un factor predisponente para muchas otras enfermedades además de que está asociado al incremento de radicales libres, lo cual causa daño al ADN o genotoxicidad, que se expresa como fragmentaciones de material genético denominados micronúcleos, por lo tanto es fundamental realizar estudios de toda índole. Dentro de las estrategias para el control del peso se encuentran los tratamientos farmacológicos como la sibutramina, inhibidor de la recaptación de serotonina y norepinefrina (INRS), que incrementa la concentración de estos neurotransmisores; participa en el control del apetito y la tasa metabólica. Actualmente, el tratamiento farmacológico de sibutramina ha sido estudiado en su eficacia en el sobrepeso y obesidad, como anteriormente se describió. Es relevante señalar que a la fecha sólo se ha realizado un estudio sistematizado para evaluar el efecto genotóxico y citotóxico de este medicamento, dicho estudio fue en

ratones a los que se les administró la sibutramina a dosis de 10, 20 y 40 mg/kg de peso corporal via intraperitoneal, y se observó efecto dosis–respuesta tanto con la formación de micronúcleos en sangre periférica, médula ósea como daño al ADN determinado por prueba cometa (da Silva CJ., 2010). En dicho ensayo encontraron efecto genotóxico mas no efecto citotóxico, estos resultados contrastan con los hallazgos encontrados en el presente estudio, ya que no se observó ninguno de los dos efectos, esto podría deberse a diferentes razones: a que el compuesto es especie específico, esto significa que el ratón es una especie muy sensible al fármaco; a que la dosis administrada al ratón fue muy alta comparativamente a la administrada a los pacientes que participaron en este estudio (15mg/día), o bien a que la mucosa bucal no permitió ver el efecto genotóxico de la sibutramina.

Por otro lado, en una investigación previa llevada a cabo por nuestro grupo se encontró que la frecuencia de micronúcleos es directamente proporcional al IMC (Terriquez-Guerrero S, 2006), y en el presente estudio pudo observarse que después de 60 días de régimen alimenticio, el IMC disminuyó al igual que la frecuencia de CMN lo que concuerda con otras trabajos donde informan que el estrés oxidativo disminuye conforme el grado de obesidad, lo cual es muy favorable para el paciente ya que con esto es el primer paso para prevenir otras complicaciones. Además es de tomar en cuenta que la presente investigación, es pionero en la determinación de MN y anomalías nucleares en células exfoliadas de la mucosa bucal en personas con un agente modificador del peso corporal, la sibutramina un tratamiento farmacológico. Por lo tanto, esta línea de investigación, dará la pauta a realizar un estudio dirigido para otros tratamientos farmacológicos para la reducción de peso, en el posible efecto micronucleogénico en células de mucosa bucal.

BIBLIOGRAFÍA

- Holland N, Bolognesi C, Kirsch-Volders M, Bonassi S, Zeiger E, Knasmueller S, Fenech M., 2008. The micronucleus assay in human buccal cells as a tool for biomonitoring DNA damage: The HUMN project perspective on current status and knowledge gaps. *Mutat Res*, 659(1-2):93-108.
- Dixon J.B., 2010. The effect of obesity on health outcomes. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 316:104–108.
- Eckel H.R., 2008. Nonsurgical Management of Obesity in Adults. *N Engl J Med*. 358:1941-50.

- Fenster CP, Weinsier RL, Victor M, Darley-USmar VM, Patel R.P., 2002. Obesity, Aerobic Exercise, and Vascular Disease: The Role of Oxidant Stress. *Obesity Research*. 964-968.
- Florentin M., Liberopoulos E.N., Elisaf M.S., 2008. Sibutramine-associated adverse effects: a practical guide for its safe use. *Obes Rev*. 9(4):378-87.
- Gomis B., 2004. Tratamiento farmacológico de la obesidad. *Rev Med Univ Navarra*. 63-65.
- Isidro M.L., and Cordido F., 2010. Approved and Off-Label Uses of Obesity Medications, and Potential New Pharmacologic Treatment Options. *Pharmaceuticals*, 3: 125-145
- Li M, Cheung B.M.Y., 2009. Pharmacotherapy for obesity. *Br J Clin Pharmacol*. 68 (6): 804-810.
- McNeely W, Goa K.L., 1998. Sibutramine: A Review of its Contribution to the Management of Obesity. *Drugs*. 1093-1124.
- Sargent, B.J., Moore, N.A., 2009. New central targets for the treatment of obesity. *British Journal of Clinical Pharmacology*. 68 (6): 852-860.
- Da Silva C., 2010. An evaluation of the genotoxic and cytotoxic effects of the anti-obesity drugs sibutramine and fenproporex. *Hum Exp Toxicol*. 29: 187-197.
- Terriquez Guerrero S., 2006. Micronúcleos y anomalías nucleares como parámetro de genotoxicidad en mucosa oral y su relación con el estado nutrición en adultos. Tesis de Maestra. UNIVA.
- Tolbert P.E., Shy A.C, Allen J.W., 1991. Micronuclei and other nuclear abnormalities in buccal smears: A field-test in snuff users. *Am J Epi*. 134: 8: 840- 850.
- Torres Bugarín O, De Anda A, Ramírez M, Sánchez J, Cantú J, Zúñiga G., 1998. Determination of diesel genotoxicity in firebreather by micronuclei and nuclear abnormalities in buccal mucosa. *Mutat Res*. 30 (413): 3: 277 – 281.
- Torres-Bugarín O, Ventura Aguilar A, Zamora-Perez A, Gómez-Meda BC, Ramos-Ibarra ML, Morgan-Villela G, Gutiérrez-Franco A, Zúñiga-González G., 2003. Evaluation of cisplatin + 5-FU, Carboplatin + 5FU, and ifosfamida + epirubicine regimens using the micronuclei test and nuclear abnormalities in the buccal mucosa. *Mut Res Genetic Toxicology*. 539 (1-2):177-186.
- Torres-Bugarín O, Fernández-García, Torres-Mendoza B.M, Zavala-Aguirre J.L, Nava-Zavala A., Zamora-Perez A.L., 2009. Genetic profile of overweight and obese school-age children. *Toxicological & Environmental Chemistry*. 91: 789–795.
- Yanovski S, Yanovski J., 2002. Obesity. *N Engl J Med*. 346 (8): 591-602.

QUÍMICA AMBIENTAL

DEGRADACIÓN DE LOS PCBS 101 Y 138 MEDIANTE EL SISTEMA FOTOELECTRO-FENTON

Gutiérrez-Hernández, R.^{1,2}, Cruz-Ornelas R.¹, Peralta-Hernández J.³, Hernández-Ramírez A.³, Geissen V.¹, Malo-Rivera E.¹, Bello-Mendoza R.¹

¹ECOSUR; ²Instituto Tecnológico de Tapachula; ³Facultad de C. Químicas, Universidad Autónoma de Nuevo León;
rgutierrez@ecosur.mx; rbello@ecosur.mx

Palabras clave: Procesos avanzados de oxidación, Bifenilos policlorados, Oxidación electroquímica.

RESUMEN

La presencia de bifenilos policlorados (PCBs) en el ambiente sigue siendo un problema grave por atender debido a su alta toxicidad y extrema estabilidad química. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la eficiencia del sistema fotoelectro-Fenton en la degradación de los PCBs 101 y 138. Este sistema fue evaluado bajo tres intensidades de corriente y tres concentraciones diferentes de Fe^{2+} siguiendo la estructura de un diseño factorial de 3 x 3 con tres repeticiones por tratamiento. El medio fue irradiado con luz UV de 365 nm durante todo el tiempo de reacción (360 min). El análisis de los resultados demostró que existe diferencia entre los tratamientos ($p=0.03790$, $\alpha=0.05$) alcanzándose el mayor grado de degradación cuando el sistema fotoelectro-Fenton se operó con 200 mA de corriente y con 0.1 mM de Fe^{2+} . En el caso del PCB 101 se observó un 100% de degradación en los primeros 180 min y aún con el PCB 138 el porcentaje de degradación fue alto (>95%) aunque con 360 min de tratamiento. En contraste, con el sistema electro-Fenton (sin asistencia de luz UV), se observó un 100% de degradación del PCB 101 pero con 270 min de tratamiento mientras que el PCB 138, se degradó en sólo un 81% a los 360 min de reacción. Estos resultados demuestran la alta eficiencia del sistema fotoelectro-Fenton para degradar estas moléculas recalcitrantes con tiempos de reacción bastante cortos.

INTRODUCCIÓN

Los bifenilos policlorados (PCBs por sus iniciales en inglés) constituye una familia de 209 congéneres. Estos compuestos, constituidos en su estructura central por una molécula de bifenilo, se diferencian entre sí por el número (un máximo de 10) y posición del cloro sustituto dentro de la molécula de los anillos aromáticos (Rybkina, 2003). Debido a su elevada toxicidad, baja biodegradabilidad y su extrema estabilidad en el ambiente, los PCBs se encuentran incluidos, según el Convenio de Estocolmo firmado en mayo de 2001, dentro de los doce compuestos o grupos de compuestos denominados Contaminantes Orgánicos Persistentes (Sawhney, 1986; Erickson, 2001; Przado, 2007).

Los efectos nocivos de los PCBs fueron reportados por primera vez por Drinker *et al.* (1937). Desde entonces, numerosos estudios han demostrado que estas moléculas pueden causar cáncer así como también daños graves en los sistemas inmunológicos, reproductivo, nervioso y endócrino de animales (ATSDR, 2000; Aoki, 2001; Faroon *et al.*, 2001).

Por otro lado, existen numerosos estudios en humanos que proveen evidencia suficiente para demostrar la exposición a concentraciones tan bajas como $\mu\text{g/L}$ (partes por billón) es causante de problemas de tipo sistémico (respiratorio, cardiovascular, sanguíneo, hepático, renal), inmunológico, neurológico, de desarrollo, reproductivo, genotóxico y cancerígenos (ATSDR, 2000; Glauert *et al.*, 2001; Przado *et al.*, 2007).

Hoy en día la producción de PCBs ha sido totalmente suspendida. Sin embargo, debido a que durante su aplicación se infiltraron en el ambiente cientos de toneladas (Mcfarland y Clarke, 1989; Sunday *et al.*, 2008), se estima que en la actualidad persisten aproximadamente 10 millones de k de PCBs que fueron vertidos al ambiente, ya sea de manera directa o indirecta (Kim *et al.*, 2004; Rianza-Frutos *et al.*, 2007).

La gran estabilidad química de los PCBs provoca que no sean fácilmente degradados en condiciones naturales (Ockenden *et al.*, 2003; Kim *et al.*, 2004, Rodrigues *et al.*, 2006). Por ello, se han desarrollado distintas tecnologías para su degradación entre las que se encuentran la incineración, dechloración química y la biodegradación. Estos

métodos han presentado diversas limitantes como son los subproductos indeseables que se generan, como las dioxinas y furanos, la alta especificidad y los prolongados tiempos de tratamiento (Sunday *et al.*, 2008).

En las últimas décadas se ha desarrollado un grupo de nuevas y prometedoras tecnologías que en su conjunto son denominadas Procesos Avanzados de Oxidación (PAO). Dentro de ellas se encuentran las reacciones tipo Fenton, a la fotocatalisis heterogénea, al sistema H_2O_2/UV y la sonólisis. Más recientemente se han empleado también sistemas electroquímicos como los sistemas electro-Fenton y fotoelectro-Fenton.

Los PAO se caracterizan por tener como principal paso precursor del proceso de degradación a la generación del radical libre hidroxilo ($\cdot OH$), el cual presenta las ventajas de tener un alto potencial de oxidación (2.8 eV) y, sobretodo, una nula selectividad por lo que reacciona indiscriminadamente con una gran variedad de compuestos orgánicos (Huston y Pignatello, 1999; Aaron y Oturan, 2001; Riaz-Frutos, 2007).

Los PAO han sido aplicados en la degradación de distintas moléculas contaminantes tales como clorofenoles (Pera-Titus *et al.*, 2004), fenoles (Tang y Huang, 1995), plaguicidas (Huston y Pignatello, 1999; Chan y Chu; 2003), colorantes (Alnuaimi *et al.*, 2008, Alaton *et al.*, 2008) y bifenilos policlorados (Dercová *et al.*, 1999; Manzano *et al.*, 2004; Przado *et al.*, 2007; Rianza-Frutos *et al.*, 2007). Sin embargo, a pesar de la gran cantidad de información existente de la aplicación de los PAO en la degradación de diversos contaminantes, el conocimiento sobre la aplicación de estas tecnologías en la degradación de los PCBs aún es insuficiente.

El objetivo del presente estudio fue evaluar la eficiencia del sistema fotoelectro-Fenton en la degradación de dos congéneres de la familia de los PCBs, el PCB 101 y el PCB 138 (figura 1).

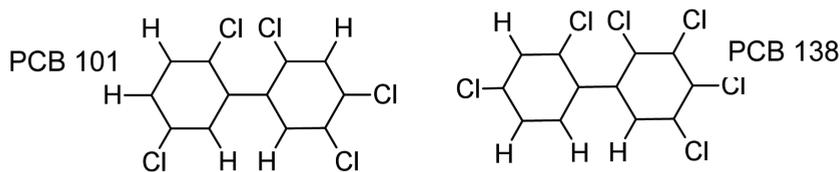


Figura 1. Estructura atómica de los PCBs 101 y 138

METODOLOGÍA

El sistema foto-electroFenton se llevó a cabo en una celda electrolítica no dividida con un volumen de reacción de 50 mL, utilizando como electrolito soporte Na_2SO_4 (Sigma-Aldrich) 0.05 M a pH 3. Como ánodo y cátodo se utilizaron electrodos de diamante dopado con boro de 25x50 mm bipolar/Si 1 mm (Adamant Technologies, Suiza). El sistema fue evaluado a 3 intensidades de corriente (100, 200 y 300 mA). Antes de iniciar la reacción de degradación, el medio fue aireado por 45 min para saturarlo con oxígeno. Posterior a esto, se indujo la corriente al sistema y se permitió la electroproducción de peróxido de hidrogeno por 1 hora. Para iniciar la reacción de degradación, se adicionó el PCB (Sigma-Aldrich) respectivo a una concentración final de $50 \mu\text{g L}^{-1}$ y, simultáneamente, se adicionó la dosis correspondiente de Fe^{2+} (0.1, 0.2 y 0.3 mM) (J. T. Baker); asimismo se encendió la lámpara de luz UV (350 nm). La reacción de degradación se llevó a cabo por 6 h y en todo momento el medio se mantuvo con agitación constante. Durante este tiempo, se tomaron muestras del medio cada 90 min, las cuales fueron analizadas por cromatografía de gases. Los tratamientos fueron desarrollados siguiendo la estructura de un diseño factorial de 3×3 , además, cada uno de los tratamientos se realizó por triplicado.

La extracción de los PCBs se llevó a cabo utilizando hexano como disolvente; la proporción muestra:solvente utilizada fue 1:2. Esta mezcla se agitó vigorosamente durante 10 min utilizando un vortex e inmediatamente se permitió la separación de las fases por 5 min. La fase orgánica recuperada fue mezclada nuevamente con 0.075 gr de Na_2SO_4 para retirar cualquier traza de humedad presente. Finalmente la fase líquida recuperada fue inyectada al cromatógrafo de gases.

El análisis y la cuantificación de los dos congéneres de PCBs se realizó en un cromatógrafo de gases Clarus 500 (Perkin Elmer, Massachusetts, EUA) acoplado a un detector de captura de electrones (GC-ECD). Se utilizó una columna capilar MDN-5S (Supelco, Pasadena, EUA) de 30 m de longitud, 0.25 mm de DI y 250 μm de película. El volumen de muestra inyectado fue de 2 μL en modo splitless utilizando H_2 como gas portador a 45.0 cm seg^{-1} . El detector se mantuvo con un *make up* de 40 ml min^{-1} de N_2 . Las temperaturas del inyector y del detector se mantuvieron a 280°C y 350°C , respectivamente. El programa de temperatura del horno inició a 80°C por 1 min; posteriormente aumentó $45^\circ\text{C min}^{-1}$ hasta 200°C ; inmediatamente después

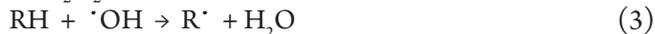
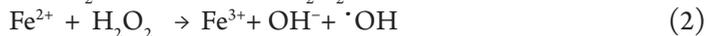
cambió la rampa a 3 °C min⁻¹ hasta alcanzar 250°C; esta temperatura se mantuvo finalmente por 7 min más.

Los datos obtenidos de las pruebas de degradación fueron analizados mediante un ANOVA factorial con un nivel de significancia de 0.05. Este análisis se realizó utilizando el software estadístico Statistica7.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis estadístico de los datos de degradación de los PCBs 101 y 138 mediante el sistema fotoelectro-Fenton indicó que existe diferencia significativa entre los tratamientos ensayados ($p=0.0379$, $\alpha=0.05$). El mayor porcentaje de degradación se presentó cuando el sistema fotoasistido fue operado con una corriente de 200 mA y 0.1 mM de Fe²⁺.

La intensidad de corriente juega un papel muy importante en el sistema electro-Fenton ya que la producción del peróxido de hidrógeno se lleva a cabo sobre la superficie del cátodo por efecto de la reducción del oxígeno disuelto en el medio de reacción (ecuación 1). Generalmente, a mayor intensidad de corriente mayor es la producción de peróxido. Por otra parte, la dosificación adecuada de Fe²⁺ al sistema también es importante ya que eventualmente el peróxido generado puede reaccionar con el Fe²⁺, según se describe en la reacción de Fenton (ecuación 2), y como resultado se produce el radical [•]OH, el cual queda disponible para reaccionar con cualquier especie presente en el medio de reacción iniciando así un proceso de oxidación vía radicales libres (ecuación 3). La ecuación 4 describe un paso importante en el sistema electro-Fenton ya que promueve la reducción del Fe⁺³, generado en la reacción de Fenton, a Fe²⁺ el cual queda disponible nuevamente para participar en la ecuación 2.



Dado que en el sistema puede presentarse competencia entre especies oxidantes por los electrones disponibles, es necesario que las condiciones de reacción (e.g.

intensidad de corriente, dosis de Fe^{2+} , etc.) sean las adecuadas para que las reacciones de oxidación sean favorecidas y se lleven a cabo de manera óptima.

El perfil de degradación obtenido bajo las mejores condiciones de reacción se muestra en la figura 2. Se puede observar que el PCB 101 se degradó a mayor velocidad ($k=0.0295 \text{ min}^{-1}$) que el PCB 138 ($k=0.0127 \text{ min}^{-1}$). Este comportamiento es de esperarse ya que se ha reportado que la tasa de degradación disminuye conforme aumenta el número de átomos de cloro presentes dentro de la molécula de los PCBs (Pignatello y Chapa, 1994; Dercová *et al.*, 1999).

Todos los procesos de degradación que hacen uso de la reacción de Fenton (ecuación 2) presentan una velocidad de reacción más alta durante los primeros minutos del proceso; este comportamiento se puede observar en la figura 2, en donde los dos congéneres son degradados en un alto porcentaje en los primeros 30 min. Posteriormente la velocidad de degradación del PCB 138 disminuyó notablemente, de manera que después de los 360 min de tratamiento aún se encontró en un porcentaje superior al 2%. Por su parte, la tasa de degradación del PCB 101 también disminuyó; sin embargo, este congénere se degradó totalmente después de sólo 180 min de reacción.

En la figura 3 se puede observar el efecto de la luz UV en el sistema fotoelectro-Fenton sobre la degradación del PCB 101. La tasa de degradación de este congénere fue mayor en el sistema fotoelectro-Fenton ($k=0.0295 \text{ min}^{-1}$) que en el sistema electro-Fenton ($k=0.014 \text{ min}^{-1}$). Es así que en el sistema fotoelectro-Fenton se logró el 100 % de degradación del PCB 101 en 180 min mientras que en el sistema electro-Fenton este mismo porcentaje de degradación se alcanzó hasta los 270 min.

El perfil de degradación del PCB 138 mediante el sistema electro-Fenton y fotoelectro-Fenton se presenta en la figura 4. En este caso nuevamente el sistema fotoasistido presentó una mayor tasa de degradación ($k=0.0127 \text{ min}^{-1}$) con respecto al sistema no fotoasistido ($k=0.0077 \text{ min}^{-1}$). El comportamiento en la tasa y eficiencia de degradación de este congénere fue similar al comportamiento del PCB 101. En ambos sistemas se observa que después de los 360 min de tratamiento, los residuos del PCB 138 aún se encuentran por arriba del 2% de la concentración inicial.

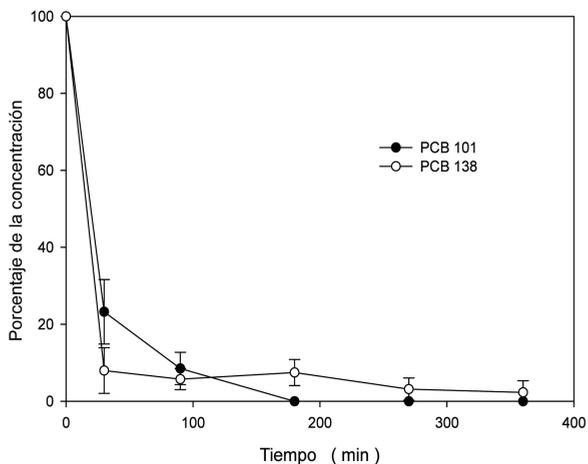


Figura 2. Degradación del PCB 101 y PCB138 con el sistema fotoelectro-Fenton irradiado con luz UV de 365 nm, con una intensidad de corriente de 200 mA y con 0.01 mM de Fe^{2+} . La concentración inicial de ambos congéneres fue ajustada a $50 \mu g L^{-1}$.

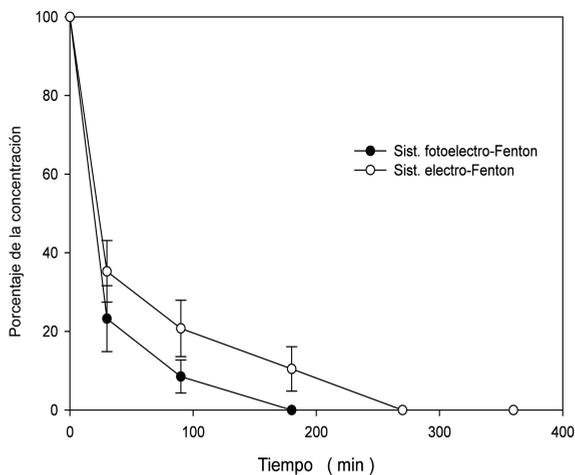


Figura 3. Degradación del PCB 101 mediante los sistemas electro-Fenton y fotoelectro-Fenton (365 nm). En ambos sistemas la intensidad de corriente y la concentración de hierro utilizada fueron 200 mA y 0.1mM de Fe^{2+} respectivamente. La concentración inicial del PCB 101 fue ajustada a $50 \mu g L^{-1}$.

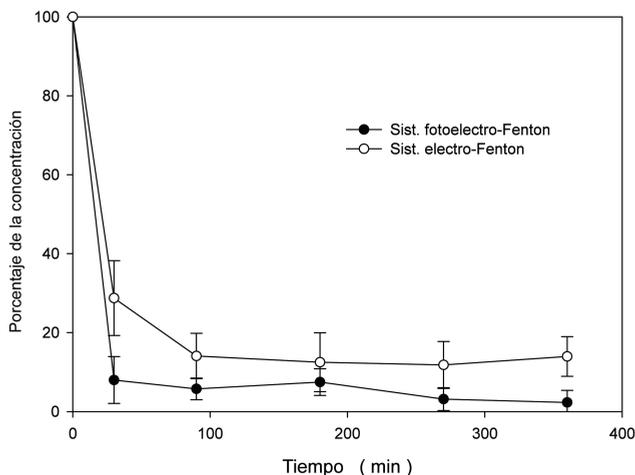
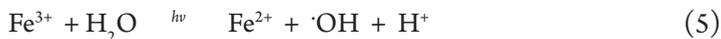
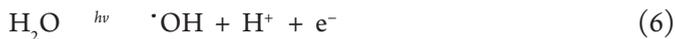


Figura 4. Degradación del PCB 138 mediante los sistemas electro-Fenton y fotoelectro-Fenton (365 nm). En ambos sistemas la intensidad de corriente y la concentración de hierro utilizada fueron 200 mA y 0.1mM de respectivamente. La concentración inicial del PCB 101 fue ajustada a 50 $\mu\text{g L}^{-1}$.

En el sistema Fenton, la reducción del Fe^{3+} se puede favorecer mediante la irradiación del medio de reacción con luz UV (ecuación 5). En esta reacción, se produce además un radical $\cdot\text{OH}$.



El conjunto de reacciones 1-5 describe al sistema conocido como fotoelectro-Fenton. La eficiencia de degradación de este sistema se ve incrementada por el hecho de favorecer dos mecanismos adicionales de producción del radical $\cdot\text{OH}$, los cuales se describen con la reacciones 6 y 7.



Las reacciones 5, 6 y 7 permiten entender porqué el sistema fotoasistido resultó en mayores tasas de degradación (figuras 3 y 4).

Los resultados aquí obtenidos se comparan muy favorablemente con los reportados por otros autores. Por ejemplo, Przado *et al.* (2007) evaluaron la degradación de los PCBs 28, 52, 101 y 138 empleando la reacción de Fenton (ecuación 2). En el caso del PCB 101 reportaron un porcentaje de degradación apenas superior al 91% después de 96 h de tratamiento, mientras que para el PCB 138, después del mismo tiempo de reacción, el porcentaje de degradación fue del 77%. Por otro lado, Manzano *et al.* (2004), trabajaron con una mezcla de PCBs que contuvo los congéneres di, tri, tetra, penta y hexaclorados. La degradación se llevó a cabo utilizando el sistema Fenton con un tiempo de reacción de 72 h. En estos ensayos los congéneres penta y hexaclorados, después del tiempo de reacción, alcanzaron niveles de degradación apenas superiores al 70%. Se puede observar entonces que el sistema fotoelectro-Fenton ofrece una mayor eficiencia en la degradación de los PCBs al mismo tiempo que reduce el tiempo de tratamiento. Esto es debido a las rutas adicionales de generación de radicales $\cdot\text{OH}$ (ecuaciones 5, 6 y 7).

CONCLUSIÓN

La oxidación electroquímica fue eficiente en la degradación de los PCB 101 y 138. El sistema fotoelectro-Fenton presentó, con ambos congéneres, una velocidad de degradación más alta con respecto al sistema no asistido con luz UV. Las condiciones que lograron la mayor degradación de ambos congéneres fueron 200 mA de intensidad de corriente inducida y una concentración de 0.1 mM de Fe^{2+} . Para el PCB 101 se logró un porcentaje de degradación del 100% en los primeros 180 min mientras que para el PCB 138 después de los 360 min de tratamiento el porcentaje de degradación fue ligeramente superior al 95%.

BIBLIOGRAFÍA

- Aaron J.J., Oturan M.A., 2001 New photochemical and electrochemical methods for the degradation of pesticides in aqueous media-environmental applications. *Turk J. Chem.* 25: 509-520.
- Alaton I. A., B. H. Gursoy y J. Schmidt, 2008. Advanced oxidation of acid and reactive dyes: Effect of Fenton treatment on aerobic, anoxic and anaerobic processes. *Dyes and pigments.* 78: 117-130.
- Alnuaimi M. M., M. A. Raufs, y S. ASHRAF, 2008. A comparative study of Neutral Red decoloration by photo-Fenton and photo catalytic processes. *Dyes and pigments.* 76: 332-337.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Aoki Y., 2001. Polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzop-dioxins, and polychlorinated dibenzofurans as endocrine disrupters—what we have learned from Yusho disease. *Environ Res.* 86: 2–11.
- ATSDR, 2000. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, United States Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- Chan K. H. y W. Chu, 2003. Modeling the reaction kinetics of Fenton's process on the removal of atrazine. *Chemosphere.* 51: 305.
- Dercová K., B. Vrana, R. Tandlich y L. Subová, 1999. Fenton's type reaction and chemical pretreatment of PCBs. *Chemosphere.* 39: 2621-2628.
- Drinker C., M. Warren y G. Bennet, 1937. The problem of possible systemic effects from certain chlorinated hydrocarbons. *J Ind. Hyg. Toxicol.* 19:283–311.
- Erickson M. D., 2001- Introduction: PCB properties, uses, occurrence, and regulatory history. In: Robertson LW, Hansen LG (eds) PCBs: recent advances in environmental toxicology and health effects. The University Press of Kentucky, Lexington, pp xi–xxx
- Faroon O., D. Jones y C. de Rosa, 2001. Effects of polychlorinated biphenyls on the nervous system. *Toxicol Ind Health.* 16: 305–333.
- Glauert H. P., L. Robertson y E. Silberhorn, 2001. PCBs and Tumor Promotion. In: Robertson LW, Hansen LG (eds) PCBs: recent advances in environmental toxicology and health effects. The University Press of Kentucky, Lexington, pp 355-371.
- Huston P. L. y J.J. Pignatello, 1999. Degradation of selected pesticide active ingredients and commercial formulation in water by photo-assisted Fenton reaction, *Water Res.* 33. 1238-1246.
- Kim Y., W. S. Shin y S. Ko, 2004. Reductive dechlorination of chlorinated biphenyls by palladized zero-valent metals. *J. of Environ. Sci. and Health, part A.* 39: 1177-1188.
- Manzano M.A., J.A. Perales, D. Sales y J.M. Quiroga, 2004. Catalyzed hydrogen peroxide treatment of polychlorinated biphenyl contaminated Sandy soil. *Water, air, and soil pollution.* 154: 57-69.
- McFarland V. A. y J. U. Clarke, 1989. Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: considerations for a congener specific analysis. *Environmental Health Perspectives.* 81: 225-239.
- Ockenden, W. A., K. Breivik, S. N. Meijer, E. Steinnes, A. Sweetman y K. C. Jones, 2003. The global re-cycling of persistent organic pollutants is strongly retarded by soils. *Environ. Pollut.* 121: 75–80.
- Pera-Titus M., V. García-Molina, M. A. Baños, J. Giménez y S. Esplugas, 2004. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation process: a general review. *Appl. Catal. B-Environ.* 47: 219-256.
- Przado D., P. Kafarski y M. Steininger, 2007. Studies on degradation of polychlorinated biphenyls by means of Fenton's reagent. *J. of Environ. Stud.* 6: 881-887.

- Riaza-Frutos A., J. M. Quiroga y M. A. Manzano, 2007. Remediation of contaminated soils with PCBs using an integrated treatment: desorption and oxidation. *J. of Environ. Eng.* 133: 541-547.
- Rodrigues J. L., M. Kachel, M. R. Aiello, J. F. Quensen, O. V. Maltseva, T. V. Tsoi, J. M. Tiedje, 2006. Degradation of Aroclor 1242 dechlorination production products in sediments by *Burkholderia xenovorans* LB400 (ohb) and *Rhodococcus* sp. Strain RHA1(fcb). *Appl Environ Microbiol.* 72: 2476-2482.
- Rybkina, D.O., E. G. Plotnikova y V. A. Demakov, 2003. Degradation of Chlorobenzoates by Soil Bacteria. *Ob. Nauchn. Zh.*1: 73-82.
- Sawhney B. L., 1986. Chemistry and properties of PCBs in relation to environmental effects. In: Waid JS (ed) PCBs and the environment. CRC Press, Boca Raton, pp 47-64
- Sunday A. A. y M. O. Ilori, 2008. Cometabolic degradation of polychlorinated biphenyls (PCBs) by axenic cultures of *Ralstonia* sp. Strain SA-5 and *Pseudomonas* sp. Strain SA6 obtained from Nigerian contaminated soil. *J. Microbiol Biotechnol.* 24: 61-68.
- Tang W. Z. y C. P. Huang, 1995. The effect of chlorine position of chlorinated phenols on their dechlorination kinetics by Fenton's reagent. *Waste Manag.* 15: 615-622.

OXIDACIÓN ANÓDICA DE RESIDUOS FARMACÉUTICOS

Cruz-Ornelas R.¹, Gutiérrez-Hernández R. F.^{1,2}, Castro-Chan R. A.¹, Malo-Rivera E. A.¹, Bello-Mendoza R.¹

¹ECOSUR. ²Instituto Tecnológico de Tapachula.
rgutierrez@ecosur.mx, rbello@ecosur.mx

Palabras clave: Oxidación electroquímica, contaminantes emergentes, naproxeno, diclofenaco, ketorolaco

RESUMEN

En el presente trabajo se evaluó la eficiencia de la oxidación anódica en la degradación de tres productos farmacéuticos: naproxeno, diclofenaco y ketorolaco. Los ensayos se realizaron en una celda electrolítica de 50 ml, utilizando Na_2SO_4 0.05 M (pH= 3) como electrolito soporte. Como ánodo y cátodo se utilizaron electrodos de diamante dopado con boro. La intensidad de corriente inducida al sistema fue de 100, 200 y 300 mA. Se utilizaron soluciones acuosas de medicamentos comerciales cuya concentración inicial fue ajustada a 50 mg/L. El tiempo de reacción fue de 90 min y en todos los casos el medio se mantuvo con agitación constante a 850 rpm. Durante la reacción se tomaron muestras cada 20 min, las cuales fueron analizadas por cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas. Los mayores porcentajes de degradación se observaron con la inducción de corriente de 300 mA. La tasa de degradación fue más alta para el naproxeno seguida por la tasa del ketorolaco y del diclofenaco. En el caso del naproxeno se alcanzó un porcentaje de remoción superior al 99% en 40 min de reacción, con el ketorolaco esto se logró después de 60 min, mientras que con el diclofenaco después de 80 min de reacción se logró un porcentaje de remoción ligeramente superior al 97%. Con los fármacos en mezcla, la tasa de degradación de cada compuesto disminuyó con respecto a su degradación individual. Los resultados obtenidos permiten observar que la oxidación anódica degrada de manera efectiva a las tres moléculas.

INTRODUCCIÓN

Durante décadas la comunidad científica ha centrado sus esfuerzos en el estudio de los contaminantes químicos clásicos, los cuales, en su mayoría, son no polares, tóxicos, persistentes y bioacumulables. Como ejemplos tenemos a los hidrocarburos aromáticos policíclicos, a los policlorobifenilos y a las dioxinas (Barceló, 2003). Sin embargo, en años recientes, el avance científico y tecnológico ha permitido desarrollar nuevos métodos de análisis de mayor sensibilidad, con los cuales ha sido posible identificar la presencia en el ambiente de un gran número de moléculas y sus potenciales efectos tóxicos. Tal es el caso de los llamados contaminantes emergentes.

Los contaminantes emergentes han sido definidos como contaminantes desconocidos o no identificados como tales, pero que su presencia en el ambiente puede ser perjudicial a la salud humana, lo cual es preocupante (Barceló, 2003). Dentro de este tipo de contaminantes se pueden encontrar diversos tipos de moléculas como son los productos farmacéuticos, esteroides y hormonas, productos de higiene personal, antisépticos, detergentes y sus metabolitos, retardadores de llama, aditivos industriales, aditivos de gasolinas y los subproductos de desinfectantes (Barceló, 2003).

Existen diversos mecanismos potenciales mediante los cuales los contaminantes emergentes han llegado al ambiente, incluidos los efluentes de aguas residuales, escorrentías agrícolas y por lixiviación. Una encuesta realizada en los EE.UU. mostró que los medicamentos no utilizados o caducados son generalmente desechados como basura en lugar de ser devueltos a las farmacias. Los productos farmacéuticos, además, pueden ser excretados del organismo ya sea en forma de la molécula original no metabolizada o bien como un metabolito propio de su degradación. En consecuencia, es posible encontrarlos en el ambiente en concentraciones que van desde nanogramos hasta microgramos por litro (Moffat *et al.* 2004).

En los países de la Comunidad Europea, el consumo de fármacos se cifra en toneladas por año, y muchos de los más usados se emplean en cantidades similares a las de los plaguicidas (Jones *et al.*, 2001). Otra particularidad de estos compuestos es que

debido a su elevada producción, consumo y a su consecuente introducción constante en el ambiente, no necesitan ser persistentes para acumularse y ocasionar efectos negativos (Petrovic *et al.*, 2003), puesto que sus altas tasas de transformación/remoción se pueden compensar por su introducción continua en el ambiente. Lo anterior tiene como consecuencia que estos compuestos estén presentes en las aguas superficiales, aguas subterráneas, aguas tratadas e inclusive en agua destinada para consumo humano (Sosiak y Hebben, 2005).

Las primeras evidencias de la presencia de fármacos en el medio acuático se produjeron en EE.UU. en la década de los 70's con la identificación del ácido clofibrato en aguas residuales, el cual es el metabolito activo de varios reguladores de lípidos en sangre (clofibrato, etofilin clofibrato y etofibrato). Sin embargo, no fue sino hasta principios de 1990 que el tema de los fármacos en el medio ambiente surgió con fuerza, como demuestran los numerosos artículos publicados desde entonces, los cuales han despertando un gran interés científico y social (Barceló y López, 2007). Recientemente, en un estudio realizado por Pomati *et al.* (2006), se demostró que una mezcla de productos farmacéuticos en niveles de nanogramos por litro puede conducir a efectos fisiológicos y morfológicos sobre las células embrionarias humanas. Este estudio pone de relieve la necesidad de generar más información para evaluar los riesgos a largo plazo y caracterizar las posibles interacciones entre los ingredientes activos de los fármacos presentes en el medio ambiente (Pomati *et al.*, 2006).

El problema de contaminación provocado por los productos farmacéuticos ha evidenciado la necesidad de generar alternativas de solución. Una alternativa de tratamiento para este tipo de moléculas han sido los llamados Procesos Avanzados de Oxidación (PAOs), los cuales se basan en la generación y uso de especies fuertemente oxidantes como el radical libre $\cdot\text{OH}$. Estas tecnologías pueden ser químicas, fotoquímicas, fotocatalíticas o, más recientemente, electroquímicas como puede ser el sistema electro-Fenton o la oxidación anódica.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la eficiencia de un proceso de oxidación electroquímico directo, la oxidación anódica, en la degradación de productos farmacéuticos: naproxeno, diclofenaco y ketorolaco (figura 1).

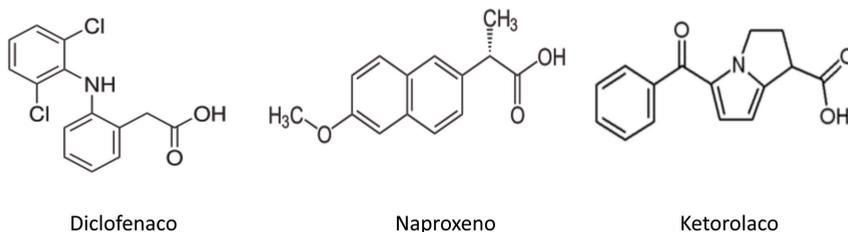


Figura 1. Estructura química de los productos farmacéuticos.

METODOLOGÍA

Sustancias químicas

El Na_2SO_4 y el H_2SO_4 fueron adquiridos de Sigma-Aldrich (Toluca, Edo. de México), el HClO_4 y el FeSO_4 los suministró J.T. Baker (Cd. Mexico). Estos reactivos fueron adquiridos en grado analítico. El CH_3OH utilizado para las determinaciones cromatográficas fue adquirido de Sigma-Aldrich con grado HPLC. Las formulaciones comerciales de los fármacos utilizados (naproxeno, diclofenaco y ketorolaco) en las pruebas de degradación fueron adquiridas localmente.

Activación de Electrodo

Los electrodos fueron activados en un medio de HClO_4 1M en donde se indujo una densidad de corriente de $10 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-2}$ durante 30 min. Esto se hizo con el objetivo de estabilizar la superficie de los electrodos, remover contaminantes, generar una superficie hidrofílica y de obtener resultados reproducibles.

Oxidación Anódica

Las pruebas electroquímicas se llevaron a cabo en una celda electrolítica no dividida con un volumen de reacción de 50 mL. Como electrolito soporte se utilizó Na_2SO_4 0.05 M con pH ajustado a 3 con H_2SO_4 (20 % v/v). Los electrodos utilizados fueron de diamante dopado con boro con una superficie de $2.5 \times 5 \text{ cm}^2$ dispuestos de manera

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

paralela con 2 cm de separación (Adamant Technologies, Suiza). La corriente inducida a la celda fue de 100, 200 y 300 mA. La concentración de cada uno de los fármacos en el medio de reacción fue ajustada a 50 mg/L. El medio de reacción en todo momento se mantuvo con agitación constante a 850 rpm. El medio de reacción con los fármacos disueltos fue homogenizado durante 15 min antes de inducirse la corriente. La concentración de los fármacos fue monitoreada a intervalos regulares de 20 min, para lo cual se utilizó cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas.

Método cromatográfico

La cuantificación de cada uno de los fármacos se llevó a cabo en un cromatógrafo de líquidos acoplado a un espectrómetro de masas de triple cuadrupolo (Agilent Technologies, Mod. 6410). El líquido de arrastre utilizado fue una mezcla de metanol y agua (80:20) con un flujo de 0.4 mL min⁻¹. El volumen de muestra inyectado fue de 2 µL. La ionización de la muestra se hizo en modo electrospray con polaridad negativa (ESI negativo). Las transiciones (ión precursor/ión producto) utilizadas para cuantificar cada compuesto se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Transiciones Ion Precursor/Ion Producto de cada uno de los fármacos a degradar.

FÁRMACO	IÓN PRECURSOR	FRAGMENTADOR	IÓN PRODUCTO	ENERGÍA DE COLICIÓN	R ²
DICLOFENACO	294	80	250.1	5	0.9712
NAPROXENO	254.1	35	210.1	1	0.9973
KETOROLACO	229	20	169	30	0.998

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se presenta la tasa de remoción del diclofenaco. Se puede observar que a 300 mA se logró la mayor eficiencia de degradación. Con esta intensidad de corriente se alcanzó el 100% de degradación a los 80 min de tratamiento en tanto que con 100 y 200 mA de corriente se alcanzó 90% de degradación con el mismo tiempo de reacción.

En la figura 3 se presenta el perfil de degradación del naproxeno. Con este fármaco, a pesar que en los primeros minutos muestra una velocidad de degradación ligeramente más alta para 200 y 300 mA, después de los 30 min de reacción la concentración final fue similar en los tres tratamientos, alcanzándose 100% de degradación a los 45 min. Se puede observar también que en todo momento el naproxeno se degrada con una tasa más alta que el diclofenaco.

La degradación del ketorolaco se observa en la figura 4. En este caso, nuevamente 300 mA fue el tratamiento que presentó la tasa de degradación más alta, lográndose un 100% de degradación a los 60 min, mientras que a 200 y 100 mA se logró el 100% y 95% de degradación, respectivamente, hasta los 80 min.

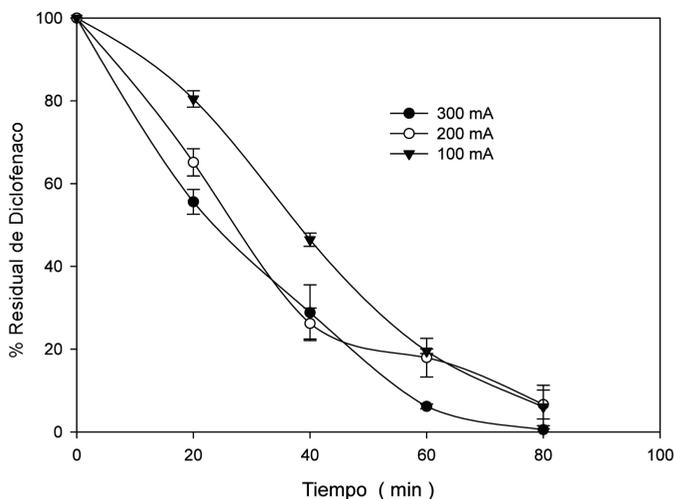


Figura 2. Perfil de degradación de Diclofenaco mediante oxidación anódica a 100, 200 y 300 mA. La concentración inicial del Diclofenaco fue ajustada a 50 mg/L.

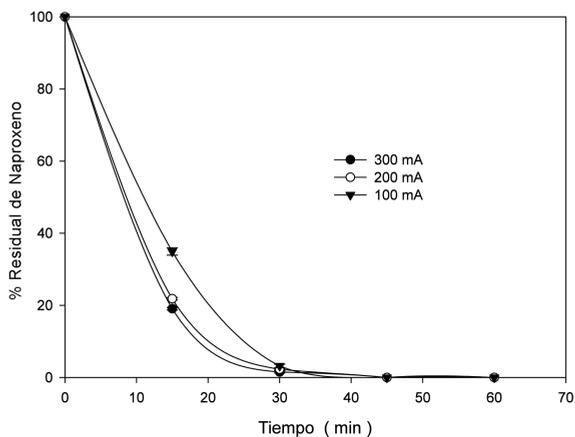


Figura 3. Perfil de degradación de Naproxeno mediante oxidación anódica a 100, 200 y 300 mA. La concentración inicial del Naproxeno fue ajustada a 50 mg/L.

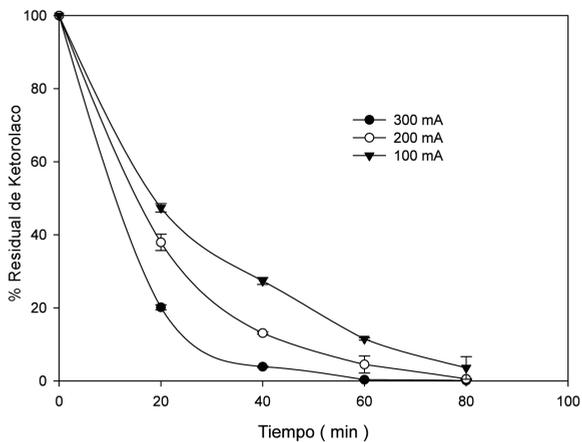
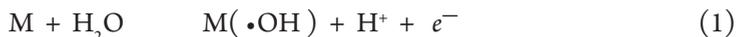
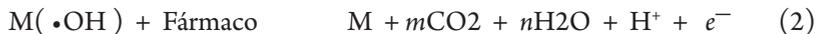


Figura 4. Perfil de degradación de Ketorolaco mediante oxidación anódica a 100, 200 y 300 mA. La concentración inicial del ketorolaco fue ajustada a 50 mg/L.

La disminución de la velocidad de reacción con el tiempo (figuras 2, 3 y 4) puede entender por el mecanismo en que ocurre el proceso de oxidación. En la oxidación anódica, también llamada oxidación directa, el proceso de degradación ocurre sobre la superficie de los electrodos. En el primer paso de este proceso se observa la formación de los radicales libres hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) adsorbidos en la superficie del ánodo (M) (ecuación 1).



La interacción existente entre la superficie del electrodo y el $\bullet\text{OH}$ adsorbido es débil, de manera que este último puede reaccionar con cualquier molécula orgánica presente en el medio. Debido a que el $\bullet\text{OH}$ se encuentra absorbido en la superficie del electrodo, la velocidad de reacción depende de la probabilidad de choque entre la molécula del fármaco con el ánodo, por lo que conforme se reduce la concentración del medicamento se reduce también la velocidad de su degradación. Esta reacción se lleva a cabo de acuerdo a la ecuación 2.



Como se puede observar en las reacciones 1 y 2, en el proceso de oxidación anódica, no se requiere el suministro que reactivos adicionales ni el suministro de oxígeno. Además, en este proceso la tendencia a producir contaminación residual es mínima (Martinez-Huitile y Ferro, 2006).

La oxidación anódica de los tres fármacos se logró más rápidamente cuando al sistema se le inducen 300 mA de corriente. Sin embargo, el naproxeno presentó mayor tasa de degradación, seguida del ketorolaco y, finalmente, del diclofenaco. Estas diferencias se pueden explicar en función de las diferencias que existen en las estructuras químicas de los compuestos evaluados (figura 1). El proceso de degradación del naproxeno se inicia con la desmetilación de la molécula. Este paso rápido se manifiesta en una tasa más alta de degradación del naproxeno con respecto al ketorolaco y diclofenaco (figura 5a). Por otro lado, la presencia de los átomos de cloro dentro de la molécula del diclofenaco le confiere a esta molécula una mayor estabilidad química con respecto a las otras dos por lo cual la tasa de degradación del diclofenaco es la más baja de los tres fármacos evaluados cuando son tratados de manera individual (figura 5a).

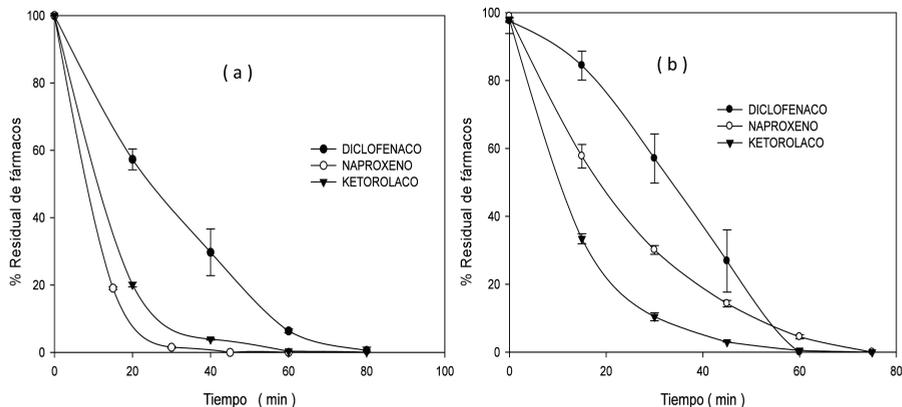


Figura 5. Perfil de degradación de los tres fármacos por oxidación anódica a 300 mA. (a) degradación individual, (b) degradación en mezcla.

En la figura 5b se presentan los perfiles de degradación de los tres fármacos cuando son oxidados como una mezcla con 50 mg/L de cada compuesto. La oxidación anódica de esta mezcla se llevó a cabo con una corriente de 300 mA. Aquí se observa que los tres fármacos tienen tasas de degradación más bajas a las observadas cuando los fármacos son tratados de manera individual (figura 5a y 5b). Esto era de esperarse debido al hecho de que cuando los fármacos son tratados en mezcla existe una mayor cantidad de moléculas presentes en el medio dando como consecuencia una mayor competencia por los radicales $\bullet\text{OH}$. Una observación particularmente interesante es que el grado de degradación del naproxeno y ketorolaco se invierte cuando la oxidación se lleva a cabo de manera individual (figura 5a) o en mezcla (figura 5b). La explicación de este fenómeno será motivo de estudios posteriores.

Aún con el diclofenaco, que fue el compuesto de degradación más lenta, se lograron eficiencias de degradación del 100% en un periodo bastante corto de reacción (80 min). Esta eficiencia es similar a la reportada por Pérez-Estrada *et al.* (2005) con un sistema acoplado dark-Fenton/foto-Fenton, empleando una concentración inicial de diclofenaco de 50 ppm, 200-400 mg L⁻¹ de H₂O₂ y 0.05 mM de Fe. Los resultados obtenidos en este estudio son altamente favorables si se considera que la oxidación anódica es un sistema mucho más sencillo de operar, no requiere de otros reactivos y no genera lodos de desecho.

CONCLUSIÓN

La oxidación anódica degrada eficientemente a los fármacos diclofenaco, naproxeno y ketorolaco. La mayor degradación de cada uno de los fármacos se observó con una intensidad de corriente de 300 mA, siendo más rápida la degradación del naproxeno seguida del ketorolaco y del diclofenaco. Cuando los fármacos se encuentran en mezcla la tasa de degradación de cada compuesto disminuye respecto a su degradación individual. En mezcla la tasa de degradación del ketorolaco es más alta que la del naproxeno y esta a su vez que el diclofenaco.

BIBLIOGRAFÍA

- Barceló D., 2003, Emerging pollutants in water analysis. *Trends in Analytical Chemistry*, (22):14-16.
- Barceló L. D. y López M. J., 2007. Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Fundación Nueva Cultura del Agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales-CSIC (Barcelona).
- Jones OA, Voulvoulis N, Lester J.N., 2001. Human Pharmaceuticals in the Aquatic Environment a Review. *Environ. Tech.* 22 (12): 1383-1394.
- Martínez-Huitle. C. A y Ferro S., 2006. La oxidación electroquímica de los contaminantes orgánicos para el tratamiento de aguas residuales: procesos directos e indirectos. *Chemical Society*, 35 (12): 1324-1340.
- Moffat, A.C., Osselton, M.D., Widdop, B., 2004. Clarke's analysis of drugs and poisons. Pharmaceutical Press, London, UK.
- Pérez-Estrada, L.A., Malato, S., Gernjak, W., Agüera, A., Thurman, E.M., Ferrer, I., Fernández-Alba, A.R., 2005. Photo-fenton degradation of diclofenac: Identification of main intermediates and degradation pathway. *Environmental Science and Technology*, 39, 8300-8306.
- Petrovic M, Gonzalez S, Barcelo D., 2003. Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. *Trends Anal. Chem.* 22(10). 685-696.
- Pomati, F., S. Castiglioni, E. Zuccato, R. Fanelli, D. Vigetti, C. Rossetti, and D. Calamari, 2006. Effects of a Complex Mixture of Therapeutic Drugs at Environmental Levels on Human Embryonic Cells. *Environmental Science and Technology*. 40: 2442-2447.
- Sosiak, A., and Hebben T., 2005. A Preliminary Survey of Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Compounds in Treated Municipal Wastewaters and Receiving Rivers in Alberta. On-line. Alberta Environment.

TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS APLICANDO EL MÉTODO FENTON

Amador Cruz M., Tapia Cruz R. M., Pineda Flores G.
Centro Mexicano para la Producción más Limpia. D.F., México
marbella_55@yahoo.com.mx, gpineda@ipn.mx

Palabras clave: Lixiviados, Tratamiento, Fenton, Oxidación

RESUMEN

Los lixiviados son efluentes que resultan de la compactación de residuos sólidos urbanos y de la percolación de agua de lluvia a través de ellos. Su composición y complejidad para su detoxificación depende del tipo de residuos sólidos urbanos contenidos así como de su evolución dentro del relleno sanitario. El tratamiento empleado en éste estudio, para probar su eficiencia en la eliminación de la carga orgánica contaminante fue la combinación del método Fenton, utilizado como pre-tratamiento, y posteriormente el tratamiento biológico. Se empleó un lixiviado estabilizado proveniente del relleno sanitario del bordo poniente de la Cd de México el cual se sometió a diversas dosis H_2O_2/Fe^{+2} considerando un pH de 3 y 60 rpm, con la finalidad de encontrar la dosis óptima para lograr la remoción de la carga orgánica contaminante.

INTRODUCCIÓN

En el Distrito Federal y área conurbada se dispone para disposición final de 23,523 ton/día de residuos sólidos en rellenos sanitarios y 12,612 ton/día en sitios no controlados. Estos residuos en sus sitios de disposición sufren una transformación biológica y fisicoquímica generando biogás y lixiviados, siendo éstos últimos los

responsables de la contaminación de cuerpos de aguas superficiales y subterráneas (Robles M. F., 2005).

Los residuos sólidos urbanos que se generan en el D.F. y zonas aledañas se depositan en el relleno sanitario bordo poniente. Actualmente la cuarta etapa de éste relleno es el único sitio de disposición final controlado que se tiene para dichos residuos, recibiendo aproximadamente 12,000 ton/día. El bordo poniente ha estado en funcionamiento desde 1985, en una zona antigua del lago de Texcoco, en terrenos pertenecientes a la Comisión Nacional de Agua. Para su operación se dividió en cuatro etapas, las tres primeras funcionaron de 1985 hasta 1993 culminando su vida útil, y en la actualidad, la cuarta etapa es la única que sigue en operación. (SMA-DF, 2008).

De manera general los residuos que se confinaron en el bordo poniente son residuos plásticos, materiales ferrosos, vidrio, aluminio, materiales combustibles, suelo y lodos provenientes de municipios aledaños del Estado de México y de la Ciudad de México. (SMA-DF, 2008).

Los lixiviados se definen como el efluente acuoso que resulta de la percolación de agua a través de los residuos y/o del contenido de ésta, presente en estos materiales (Renou S. G. *et al.*, 2008; Ruo H. *et al.*, 2007). La cantidad de lixiviados depende de factores externos (precipitación pluvial, irrigación) e internos (humedad, densidad). Su composición está determinada por el tipo de residuos depositados y su evolución en el relleno. Se han encontrado sustancias que prevalecen en la mayoría de ellos las cuales se agrupan como sigue: (Renou S. G. *et al.*, 2008; Robles M. F., 2005).

1. Fracción mineral: Cl, H-CO₃, NO₃, NH₃, K, Na, etc.
2. Fracción orgánica: ácidos grasos volátiles (ácido acético, propiónico y butírico).
3. Fracción orgánica estabilizada: constituida por ácidos húmicos y fúlvicos
4. Fracción orgánica xenobiótica: compuestos sintetizados por el hombre.

Si los lixiviados permanecen en el relleno sanitario menos de 5 años se dice que el lixiviado es joven, de 5 a 10 años es intermedio y más de 10 años es estabilizado o viejo. Dependiendo de esta característica será su composición por lo que la edad de los lixiviados también es determinante para seleccionar el tratamiento de

destoxificación, siendo los lixiviados maduros los más difíciles de tratar dada las características de estabilidad de los compuestos, principalmente orgánicos. (Renou S. G. *et al.*, 2008).

El objetivo del presente trabajo se centró en reducir el contenido de materiales orgánicos de una muestra de lixiviados de relleno sanitario urbano del bordo poniente de la Cd de México, empleando un tratamiento oxidativo (Fenton) que combina peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso.

METODOLOGÍA

Se realizó la recolección de 20 L de lixiviado estabilizado en el relleno sanitario del bordo poniente de la Cd. de México. El lixiviado se colocó en recipientes de plástico con tapa de cierre hermético de 2 L de capacidad manteniéndose en condiciones de refrigeración (4°C) hasta su uso en laboratorio

Previo al tratamiento de oxidación química, se determinaron diversos parámetros al lixiviado, tales como pH, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), nitrógeno y fósforo totales, todos ellos de utilidad para el seguimiento experimental. También se realizó un barrido espectrofotométrico con un intervalo de 150 hasta 700 nm, con la finalidad de comprobar la presencia de compuestos orgánicos de alto peso molecular (sustancias húmicas). Para la determinación de la DQO se efectuó por el método Hach 25651-15, el cual emplea el reactor para digestión de muestras DRB-200. Para el análisis de nitrógeno y fósforo totales se emplearon los kits HACH HR 1-100 y 10072 respectivamente. La DBO se determinó de acuerdo al método NMX-AA-028-SCFI-2001 y el oxígeno disuelto se midió siguiendo el método volumétrico especificado en la norma NMX-AA-012-SCFI-2001.

Para la oxidación química, la materia orgánica se eliminó con una combinación de peróxido de hidrógeno al 30% más Fe₂SO₄, ambos en diferentes proporciones. Se utilizaron vasos de precipitados de 500 ml para adicionar el lixiviado más el volumen de la solución de Fe₂SO₄ por probar. Con la ayuda de una bureta calibrada se adicionó el H₂O₂ al 30% posteriormente se midió el peróxido residual y la reducción de la DQO, DBO₅, nitrógeno y fósforo totales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

En la tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización inicial del lixiviado.

Tabla 1. Caracterización inicial del lixiviado

Parámetro	Concentración
DQO (mg/L)	4156.15
pH	8.14
DBO ₅ (mg/L)	398.51
Nitrógeno total (mg/L)	1533.46
Fósforo total (mg/L)	131

Los valores de DQO y DBO₅ se asocian al contenido de materia orgánica. El valor encontrado este valor es alto en comparación con los que caracterizan a otros residuos líquidos tales como a las aguas residuales sin tratamiento en las que, como valor máximo se alcanzan 200 mg/L de DBO₅ (Ellouze *et al.* 2008). Los niveles de nitrógeno y fósforo totales también son altos, superan los valores máximos permitidos de 60 y 30 mg/L, respectivamente, para residuos líquidos descargados en ríos, embalses naturales y aguas costeras (NOM-001-SEMARNAT-1996).

Respecto al análisis espectrofotométrico, en la figura 1 se contrastan los resultados del lixiviado estabilizado contra el agua destilada empleada como blanco o control. De acuerdo a ésta figura la mayor respuesta de absorbancia se presenta en el intervalo de la luz ultravioleta (200-350 nm), esto indica que el lixiviado es abundante en

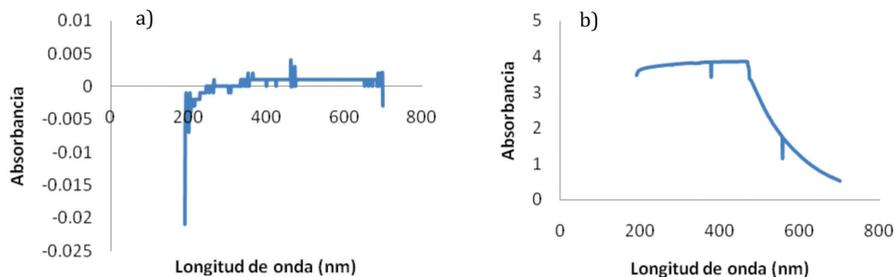


Figura 1. Barrido espectrofotométrico del lixiviado estabilizado (a), barrido de agua destilada (b).

compuestos con numerosas estructuras aromáticas cíclicas, lo que corresponde a un lixiviado maduro con alto contenido de material orgánico recalcitrante.

La tabla 2 muestra los resultados de la oxidación química, así como las dosis de H_2O_2 y de Fe^{+2} adicionadas.

Tabla 2. Resultados de la oxidación química

H_2O_2 (g)	Fe^{+2} (g)	Fe^{+2}/H_2O_2	DQO (mg/L)	P (mg/L)	N (mg/L)	H_2O_2 (%)
22.63	1.2360	1:18 (1)	696	0	640	0
22.63	0.8217	1:27 (2)	556	0	710	0
22.63	0.6175	1:36 (3)	352	0	406	0
22.63	0.4940	1:45 (4)	322	0	499	0
22.63	0.4124	1:54 (5)	660	0	577	0
22.63	0.3093	1:73 (8)	640	0	589	0
22.63	0.2474	1:91 (10)	648	0	583	0

En las figuras 2 y 3 se muestra la reducción de DQO y nitrógeno total después de aplicar el tratamiento con peróxido de hidrógeno y Fe_2SO_4 .

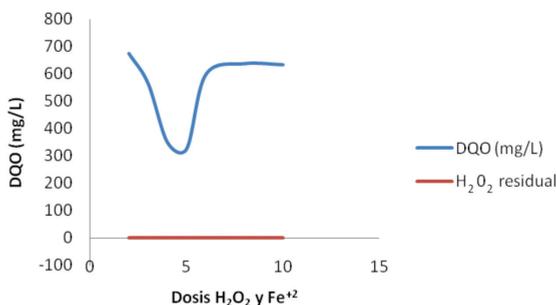


Figura 2. Reducción del contenido de materia orgánica del lixiviado maduro.

Se aprecia que la DQO se redujo en una proporción máxima al aplicar una relación 0.4940g de Fe^{+2} por 22.63g de peróxido (figura 2). El nitrógeno total se reduce en su mayor proporción al aplicar 0.4940g de Fe^{+2} por 22.63g de peróxido de hidrógeno (figura 3). Al considerar como 100% de DQO y del nitrógeno total las concentraciones iniciales en el lixiviado (4156.15 y 1533.46 mg/L respectivamente), el porcentaje de reducción de estas variables fue de 92.25% para la DQO y de 80.43% para el nitrógeno total.

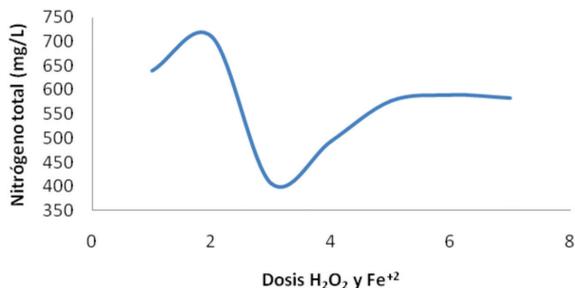


Figura 3. Reducción del contenido de nitrógeno total en el lixiviado maduro

En la figura 4 nuevamente se contrastan los resultados del análisis espectrofotométrico del agua destilada, empleada como blanco o control, con el lixiviado después del tratamiento de oxidación por el método Fenton. En ella se observa la persistencia de compuestos orgánicos a 230nm, se cree que se trata de moléculas pequeñas, producto de la oxidación parcial de los compuestos orgánicos de alto peso molecular (sustancias húmicas), en general ácidos carboxílicos.

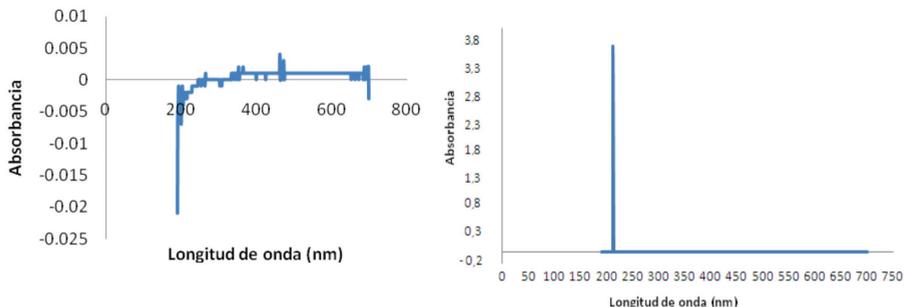


Figura 4. Barrido espectrofotométrico del lixiviado estabilizado oxidado (a), barrido de agua destilada (b).

En el caso del fósforo total no fue detectable (menor a 0 mg/L), desde la aplicación de la relación más baja de lixiviado y peróxido. Su reducción fue del 100%.

CONCLUSIONES

El tratamiento aplicado con peróxido de hidrógeno y Fe_2SO_4 es útil para reducir el contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo del lixiviado de residuos sólidos urbanos maduros.

El tratamiento Fenton puede tener un efecto positivo en la detoxificación de lixiviados de rellenos sanitarios urbanos ya que al reducir la carga de DQO, nitrógeno y fósforo del lixiviado también minimiza el impacto ambiental de éstos residuos líquidos.

BIBLIOGRAFÍA

- Araya-Farias M. and Bazinet L., 2006. Effect of calcium and carbonate concentrations on anionic membrane fouling during electro dialysis, *Journal of Colloid and Interface Science* 296: 242–247.
- Díaz-Cruz M.S. and Barceló D., 2008. Trace organic chemicals contamination in ground water recharge, *Chemosphere* 72: 333–342.
- Ellouze M., Aloui F. and Sayadi S., 2008. Detoxification of Tunisian landfill leachates by selected fungi, *J. Hazardous Materials* 150: 642–648.
- Lefebvre O. and Moletta R., 2006. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review, *Water Res.* 40: 3671-3682.
- NOM-001-SEMARNAT-2006. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F. and Moulin P., 2008. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *J. Hazardous Materials* 150: 468-493
- Robles Martínez, Fabián., 2005. Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios. México: Instituto Politécnico Nacional.
- Ruo, H; Xin-wen L; Zhi-jian Z; Dong-sheng S., 2007. Characteristics of the bioreactor landfill system using an anaerobic-aerobic process for nitrogen removal. *Bioresource Technology*, 98: 2526-2532.
- Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal, 29-mayo-2008, <http://www.sma.df.gob.mx>

EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD POR RESPIROMETRÍA EN LODOS ACTIVADOS QUE PROCESAN AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL COMPLEJA

Tovar-León, F.¹, Sánchez-Meza, J. C.¹, Pacheco-Salazar, V. F.¹, Pavón-Silva, T. B.¹, Guerrero-García P.², Venables B.³.

¹ Facultad de química, Universidad Autónoma del Estado de México. ² RECICLAGUA, S. A. de C. V. ³ Institute of Applied Sciences, University of North Texas
f_tovarleon@yahoo.com.mx

Palabras clave: Lodos activados, respirometría, toxicidad

RESUMEN

La planta comunitaria de lodos activados de Toluca, Edo. de México. recibe agua residual de 157 industrias de diferentes giros, por lo que el influente se considera sumamente tóxico. El objetivo de esta investigación fue: evaluar la toxicidad del influente y del efluente sobre la biomasa de los lodos activados provenientes del sistema de tratamiento mediante respirometría, y correlacionar la toxicidad presente en el influente con las eficiencias de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), nitrógeno total (N-t), y sólidos suspendidos totales (SST). Las pruebas de toxicidad se realizaron a nivel laboratorio de acuerdo al método respirométrico modificado de la norma internacional ISO 8192:2007, con fundamento en la inhibición de la tasa de consumo de oxígeno global (TCOG) del consorcio de microorganismos. Las evaluaciones fueron realizadas en 21 días de muestreo, durante aproximadamente dos meses. En general, el influente no presentó toxicidad para la biomasa, por lo contrario, se constituyó como una fuente de nutrientes que incrementa la TCOG en un 76.65% promedio, sin embargo, los valores más bajos de la TCOG (4.46 al 10%) sugieren la incidencia de picos de toxicidad. Respecto al efluente, la incidencia de toxicidad es evidente, 16 de 21 muestras presentaron actividad inhibitoria de la TCOG del 0.96 al 37.62% a pesar de que los porcentajes de remoción de DQO, DBO_5 , SST y N-t fueron de 57.6, 89.6, 65.4 y 41.9% respectivamente. Se concluye que el influente es principalmente

una fuente de nutrientes para la biomasa cuyo efecto en el crecimiento de la misma enmascara su posible potencial tóxico, el cual se hace evidente en el efluente. Así mismo, se pone en evidencia que a pesar de la importante remoción de la DQO, esta no garantiza la eliminación de los productos que aportan toxicidad al efluente.

INTRODUCCIÓN

En un proceso de lodos activados (PLA) el consorcio de microorganismos degradan a los contaminantes presentes en el agua residual, sin embargo un influente puede contener compuestos tóxicos potencialmente inhibitorios, que pueden ocasionar disminución en la eficiencia de remoción de contaminantes (Ren, 2004).

La respirometría es un procedimiento científicamente confiable que nos permite obtener valiosa información de un sustrato como la identificación de diferentes características de biodegradación, ya que el perfil de la TCO contiene amplia información de la utilización del sustrato por la biomasa (Spangers y Vanrolleghem, 1995; Cokgor *et al.*, 1998), Además de que es posible que sea utilizada para evaluar efectos tóxicos por sustancias xenobióticas, tóxicos específicos o influentes con mezcla de tóxicos (Insel *et al.*, 2006). Esta técnica ha sido utilizada ampliamente por investigadores para evaluar la toxicidad (ej. Ricco *et al.*, 2004; Koh y Ellis, 2005; Guissasola *et al.*, 2003; Kungolos 2005a y Fall, 2006) por que muestra el efecto directo de un sustrato sobre la actividad del consorcio de microorganismos (Kungolos, 2005b).

Esta investigación está centrada en una planta comunitaria de lodos activados de Toluca, Edo. de México. que recibe aguas residuales industriales de alrededor de 157 empresas de diversos giros como son: química, polímeros, textil, metal-mecánica, automotriz, alimenticia, tenería y farmacéutica, entre otras, lo que produce un influente complejo y potencialmente tóxico. El proceso de la planta de tratamiento (PTAR) consiste básicamente en el uso de ocho reactores biológicos aerobios secuenciales y de flujo pistón, de operación en continuo (figura 1).

El objetivo de esta investigación fue evaluar la toxicidad que representan el influente y el efluente de la planta sobre su biomasa mediante el método respirométrico adaptado ISO8192:2007, así como correlacionar la toxicidad presente en el influente

con las eficiencias de remoción de demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), nitrógeno total (N-t), y sólidos suspendidos totales (SST).



Figura 1.- Diagrama de flujo de la PTAR de Toluca, México. Las líneas punteadas muestran los diferentes puntos de muestreo para el presente estudio.

MATERIALES Y MÉTODO

Montaje del respirómetro

Se acondicionaron biorreactores de prueba a nivel laboratorio, que consistió en seis recipientes de policarbonato con capacidad de 2 L, provistos de agitadores mecánicos con regulación de velocidad, se utilizaron bombas de suministro de aire a flujo constante (marca elite 802) provistas de un difusor. Cada biorreactor estuvo provisto de un medidor de oxígeno disuelto (OD). Para las evaluaciones del influente se utilizó uno marca Hanna instruments, modelo HI 8043 y para el efluente uno marca Sens6, Modelo 50180, así mismo se utilizó un medidor de pH y temperatura (marca OAKTON® Waterproof, modelo P/N:54X002608), adicionalmente se utilizó un cronómetro.

Muestreo del influente y efluente del reactor biológico aerobio

Se colectaron muestras simples de forma manual en la corriente sobrenadante saliente del clarificador primario para el influente (punto 1 figura 1) y en la corriente sobrenadante saliente del clarificador secundario para el efluente (punto 3 figura 1).

El periodo de evaluación comprendió entre el 20 de mayo al 15 de julio del 2009, con un total de 21 muestras tomadas en diferentes días.

Muestreo para evaluaciones fisicoquímicas de parámetros de control de proceso

Se colectaron muestras compuestas para cada día, las muestras simples se recolectaron de forma manual en recipientes de polietileno de 4 L (125 ml por toma) cada hora durante todo el día a evaluar, estas fueron mantenidas en refrigeración a 4 ± 2 °C y se analizaron el mismo día de la colección de la última muestra simple. Las muestras fueron obtenidas de la salida del clarificador primario y el efluente de la planta respectivamente.

Obtención y acondicionamiento de la biomasa

Se utilizó biomasa de la misma planta en estudio, de la línea de recirculación de lodos (punto 2 figura 1). Se colectaron muestras simples (3L) en forma manual en recipientes de polietileno de 3 L de capacidad, cada día de evaluación para mantener la biomasa viable. El periodo de transporte al laboratorio de pruebas fue de 30 a 45 min, inmediatamente al ingresar al laboratorio se colocó en un recipiente de 4.5 litros, se agitó magnéticamente y se suministro aire constantemente (dos bombas marca elite 802), después de dos horas se comenzaron a realizar la pruebas.

Procedimientos para la evaluación del % de inhibición de la TCOG

Se determinó la TCOG (debido a la biomasa heterótrofa y autótrofa), para esto se utilizó el procedimiento de la norma ISO 8192:2007 (Water quality- test for inhibition of oxygen consumption by activated sludge for carbonaceous and ammonium oxidation), con las adecuaciones descritas. Cada día de evaluación, se determinó el contenido de SST de la biomasa de acuerdo al procedimiento de la norma NMX-AA-034-SCFI-2001, para mantener la biomasa constante (1500 mg/L) en el biorreactor de prueba, dicha biomasa se tomó directamente del recipiente que la mantuvo en estado endógeno, posteriormente se pasó a estado exógeno, para esto se puso en contacto la biomasa y el medio sintético (peptona, extracto de carne, urea, NaCl, CaCl_2 , $2\text{H}_2\text{O}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, K_2HPO_4) con aireación y agitación mecánica constantes, después de 5 minutos se le adicionó un volumen de 50 ml de muestra, como lo propone Kong

et al. (1993). Después de 30 minutos de incubación se dejó de suministrar aire, en este momento se comenzó a monitorear la concentración de oxígeno disuelto (OD) durante un periodo de 15 minutos (una lectura cada minuto). Las pruebas se realizaron por duplicado y la TCOG se obtuvo a partir de la pendiente de la ecuación de la recta obtenida de la grafica tiempo (t) vs OD propuesto por Kong *et al.* (1993). La temperatura del licor mezclado se mantuvo entre 19 y 21 °C y el pH entre 7.6 y 8 en todas las pruebas. Este procedimiento se aplicó para las muestras del influente y efluente de la planta en estudio para determinar la toxicidad mediante el resultado de la inhibición de la TCOG de muestra sin diluir.

Métodos de caracterización fisicoquímica

Los valores de los parámetros fisicoquímicos de control de calidad del agua fueron proporcionados por personal del laboratorio de control de calidad de la planta en estudio. Se realizaron de acuerdo a los siguientes métodos de norma: Demanda química de oxígeno (NMX-AA-030-SCFI-2001), sólidos suspendidos totales (NMX-AA-034-SCFI-2001), demanda bioquímica de oxígeno (NMX-AA-028-SCFI-2001) y nitrógeno total (NMX-AA-026-SCFI-2001).

RESULTADOS Y DISCUSION

Pruebas de toxicidad para el influente y el efluente

Para la determinación de la concentración inhibitoria (CI_{50}) del influente y del efluente se observaron tendencias con poca definición en la graficas log de la concentración vs % de inhibición de la TCOG, por lo que se expresa la toxicidad mediante la inhibición de la TCOG que nos produjo la muestra sin diluir.

La figura 2 muestra los porcentajes de incremento de la TCOG para el influente de la PTR Toluca, en el cual, el valor promedio general fue de 76.65%, el valor más alto de 199.54% y el mínimo de 4.46%, de los cuales se registran 7 días con valores por debajo del 25% de incremento de la TCOG, lo que sugiere que en estos casos, empresas con efluentes inhibitorios tuvieron mayor participación en el caudal de entrada de la planta.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

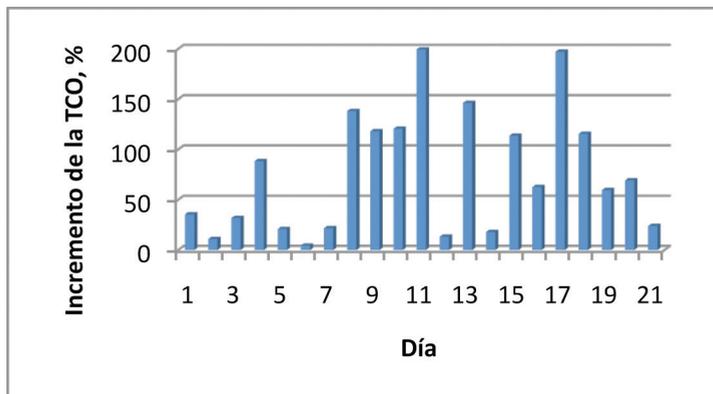


Figura 2.- Incremento de la TCOG para el influente (sin diluir) de la PTAR industriales de Toluca, México (del 20 de mayo al 15 de julio del 2009).

Sin embargo, los bajos valores de porcentajes de incremento (mínimo de 4.46%) de la presente investigación sugieren que es posible encontrar inhibición en situaciones específicas.

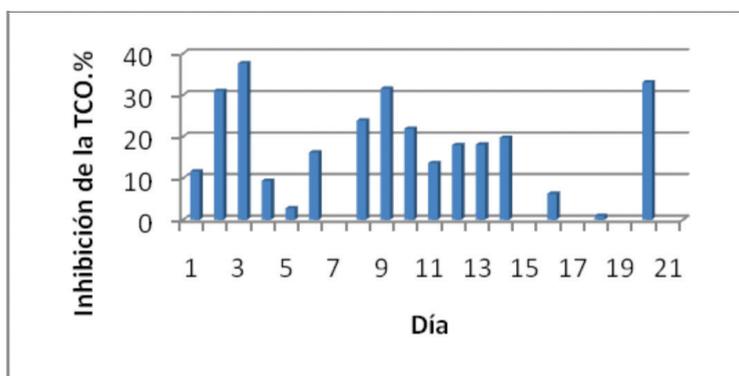


Figura 3.- Inhibición de la TCOG del efluente (sin diluir) de la PTAR industriales de Toluca, México (del 20 de mayo al 15 de julio del 2009).

Para el caso del efluente (figura 3), se registraron valores de inhibición en 16 muestras de 21, en el cual el valor promedio fue de 18.47%, con un valor más alto de 37.62% y un mínimo de 0.94%.

Por otro lado se presentó incremento de la TCOG en 5 muestras, la mayoría de ellas en el último periodo de evaluación con promedio de 28.62%, éste comportamiento indica que el efluente presentó una fracción remanente de DQO fácilmente biodegradable.

Otro estudio realizado por Sánchez-Meza *et al.* (2007) sobre toxicidad, para esta misma planta en estudio con *Daphnia pulex*, reportaron características tóxicas para el influente con un promedio global mensual de 2.1 unidad de toxicidad aguda (UTa), para el caso del efluente se presentó toxicidad en 15 de 21 muestras (promedio global de 1.2 UTa). A pesar de esto la planta presentó 59.4% de remoción de DQO (promedio global) durante el periodo de evaluación.

De aquí que el carácter no tóxico de las evaluaciones respirométricas encontrado en la presente investigación y el carácter tóxico encontrado por Sánchez-Meza *et al.* (2007) mediante bioensayos para el mismo influente de la planta, se debe a que la toxicidad es relativa, ya que los bioensayos presentan mayor sensibilidad comparada con la respirometría, en este caso se utiliza el mismo consorcio de microorganismos de los lodos activados de la plantas en estudio para realizar las pruebas y en el caso de los bioensayos son organismos muy específicos para los cuales resulta tóxico el influente (Kungolos, 2005 a; Kungolos, 2005b; Ricco *et al.*, 2004; Dalzel *et al.*, 2002; Freitas dos Santos *et al.*, 2002 y Gutiérrez *et al.*, 2002).

Correlación entre el porcentaje de incremento que aportó el influente sobre la biomasa y el porcentaje de remoción de DQO, SST y N-t del proceso de lodos activados

En la tabla 1 se muestran los valores de calidad del agua tanto para el influente como para el efluente, así como los porcentajes de remoción por parámetro, registrados en el periodo en el que se realizó la presente investigación para la planta en estudio, la cual estuvo operando en condiciones normales. Se puede apreciar que el agua residual del influente estuvo más contaminada que el agua residual municipal

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

común (Metcalf y Eddy, 2003) y otra similar para la de origen industrial reportada por Kungolos (2005b) que inhibió la actividad microbiana de biomasa proveniente de una planta que comúnmente procesa agua residual municipal.

Tabla 1.- Calidad del agua del influente y efluente de la PTAR industriales de Toluca, México (del 20 de mayo al 15 de julio de 2009).

Parámetro	Concentración promedio (mg/L)		Porcentajes de Remoción (%) Promedio
	Influente Promedio	Efluente Promedio	
DQO	2375.04 ± 597.87	1007.16 ± 284.06	57.6 ± 14.03
DBO ₅	1239.96 ± 236.3	123.91 ± 23.31	89.61 ± 2.92
SST	512.63 ± 192.75	161.26 ± 61.7	65.38 ± 15.86
Nitrógeno total (como N)	88.13 ± 15.51	51.68 ± 16.19	41.9 ± 13.11

Nota: Los datos corresponden a 57 valores para diferente día, excepto para nitrógeno total con 40 y DQO con 54.

Es importante resaltar que la DBO₅ puede presentar valores relativamente bajos para los casos en que las muestras presenten toxicidad, ya que la demanda de oxígeno se ve inhibida. Se presenta el resultado de la prueba pero los estudios previos sugieren la presencia de toxicidad sobre todo en el efluente, por lo que en este caso los valores obtenidos sugiere la presencia de sustancias inhibidoras y por consiguiente la remoción reportada debe considerarse con ciertas reservas (Eckenfelder Jr., 2000).

No se obtuvo ninguna correlación, entre el porcentaje de incremento de la TCOG que aportó el influente sobre la biomasa y el porcentaje de remoción de DQO, SST y N-t del proceso de lodos activados; lo que sugiere una gran variación en la cinética de biodegradación de los contaminantes presentados en el influente de la planta (Cokgor *et al.*, 2008; Lagarde *et al.*, 2005).

CONCLUSIONES

Se utilizó el método respirométrico adaptado ISO8792:2007, para evaluar la toxicidad en la planta de lodos activados (PLA) de Toluca Edo. de México, que procesa agua residual industrial compleja, mediante la inhibición de la TCO global de las muestras sin diluir.

En general el influente de la PLA, no presentó toxicidad para el consorcio de microorganismos, por lo contrario, representó una importante fuente de nutrientes (para el periodo de evaluación del 20 de mayo al 15 de julio del 2009), la cual produce un incremento promedio de la TCOG del 76.65%, sin embargo, los valores más bajos de la TCOG (4.46 al 10%) sugieren que es posible encontrar picos de toxicidad que quedan enmascarados por el importante efecto fertilizante de la carga nutricional del influente. Esa carga tóxica se hizo evidente en el efluente en el cual produjo la inhibición de la TCOG hasta en un 37.6%, a pesar de que el proceso de lodos activados removió, en promedio, el 57.6% de la DQO. De acuerdo a lo anterior, la remoción de la DQO en la PTA garantiza la remoción de la toxicidad. Por otro lado, No se encontró correlación entre los porcentajes de incremento de la TCOG del influente de la planta sobre los microorganismos con los porcentajes de remoción de DQO, SST y N-t del proceso de lodos activados, lo que sugiere una gran variación en las características de biodegradabilidad de las sustancias presentes en el influente.

BIBLIOGRAFÍA

- Cokgor, E.U., Cokgör, K., 1998. Respirometric analysis of activated sludge behaviour-I. Assessment of the readily biodegradable substrate. *Water Research*. 32 (2):461-475.
- Dalzel, D.J.B., Alte, S., Aspichueta, E., de la Sota, A., Etxebarria, J., Gutiérrez, M, Hoffmann, C.C., Sales, D., Obst, U., Christofi, N., 2002. A comparison of five rapid direct toxicity assessment methods to determine toxicity of pollutants to activated sludge. *Chemosphere*.47: 535-545.
- Eckenfelder, Jr. W. Wesley, 2000. *Industrial water pollution control*. Tercera edición, Mc Graw Hill, EUA, pag. 16.
- Fall, C., Cuenca, F.M., Bâ, K.M., Solis C. M., 2006. Respirometry-based evaluation of the fate and possible effects of antifreeze on active sludge. *Journal of Environment Management*. 80:83-89.
- Freitas dos Santos, L.F. Defrenne, L., Krebx_Brown, A., 2002. Comparison of tree microbial assay procedures for measuring toxicity of chemical compounds: Tox Alert 10, Cellsense and Biolog MT2 microplates. *Anal. Chem Acta*.456: 41-54.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Guissasola, A., Baeza, J.A., Carrera, C., Casas, C., Lafuente, J., 2003. An off-line respirometric procedure to determine inhibition and toxicity of biodegradable compounds in biomass from an industrial WWTP. *Water Science and Technology*. 48(11-12): 267-275.
- Gutiérrez, M., Etxebarria, J., De las Fuentes, L., 2002. Evaluation of wastewater toxicity: comparative study between microtox and activated sludge oxygen uptake inhibition. *Water Res.* 36: 919-924.
- Insel, G., Karahan, O., Ozdemir, S. Pala, L., Katipoglu, T., Cokgor, E.U., Orhon, D., 2006. Unified basis for the respirometric evaluation of inhibition for activated sludge. *Journal Environment Science Health*. 41(9): 1763-1780.
- ISO 8192:2007 Water quality – Test for inhibition of oxygen consumption by active sludge for carbonaceous and ammonium oxidation.
- Koh, S., Ellis, T.G., 2005. Protocol for early detection and evaluation of inhibitory wastewater using combined aerobic respirometric and anaerobic batch techniques. *Water Environment*. 77(7): 3092 – 3100.
- Kong, Z., Vanrolleghem, P.A., Verstraete, W., 1993. An active sludge-based biosensor for rapid IC₅₀ estimation and on-line toxicity monitoring. *Biosnes. Bioelectron*. 8: 49-58.
- Kungolos, A., 2005 a. Application of microbiotest and activated sludge respirometry for the evaluation of industrial wastewater toxicity, *Environmental Contamination and Toxicology*. 74: 801-808.
- Kungolos, A., 2005b. Evaluation of toxic properties of industrial wastewater using on-line respirometry, *Journal of Environmental Science and Health part A. Toxic/hazardous substances and environmental engineering*, 40(4): 869-880.
- Lagarde, F., Tusseau-Vuillemin, M.H, Lessard, P., Heduit, A., Dutrop, F y Mouchel, J.M., 2005. Variability estimation of urban wastewater biodegradable fractions by respirometry. *Water Research*, 39: 4768-4778.
- Metcalf y Eddy, 2003. Wastewater engineering treatment and reuse. Cuarta edición, Mc Graw Hill International, EUA, pp.186.
- NMX-AA-028-2001-SCFI. Análisis de agua.- Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas-Método de prueba. DOF, México, 17-04-2001.
- NMX-AA-030-2001-SCFI. Análisis de agua.-Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. DOF, México, 17-04-2001.
- NMX-AA-026-2001-SCFI. Análisis de agua.- Determinación de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. DOF, México, 17-04-2001.
- NMX-AA-034-2001-SCFI. Análisis de agua - Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. DOF México, 1-08-2001.
- Ren, S., 2004. Assessing wastewater toxicity to active sludge: recent research and developments. *Environment International*. 30(8): 1151-1164.
- Ricco, G.; Tomei, M. C., Ramadore, R., Laera, G., 2004. Toxicity assessment of common xenobiotic compounds on municipal activated sludge: comparison between respirometry and microtox. *Water Research*. 38(8): 2103-2110.
- Sanchez-Meza, J.C., Pacheco-Salazar, V.F., Pavon-Silva ,T.B., Gutiérrez-García, V.G, Avila-Gonzalez, C. J., Guerrero-García, P., 2007. Toxicity assessment of a complex industrial wastewater using aquatic and terrestrial bioassays *Daphnia pulex* and *Lactuca sativa*. *J. Environ. Sci. Health part A*. 2007, 42(10): 1425-1431.
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P., 1995. Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and active sludge. *Water Science Technology*. 31(2):105-114.

CARACTERIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN SUELOS ACONDICIONADOS CON LODOS RESIDUALES

*Ferniza García F, Lugo de la Fuente J, Vaca Paulín R. Facultad de Ciencias, Universidad
Autónoma del Estado de México
franciscoferniza@hotmail.com*

Palabras claves: Lodos Residuales (LR), Materia Orgánica Soluble (MOS), Ácidos Húmicos (AH)

RESUMEN

En el presente trabajo de investigación se estudiaron algunos de los cambios que presentó un suelo agrícola después de 1, 82 y 116 días de la aplicación de lodos residuales (LR). Se estudiaron las modificaciones en la materia orgánica soluble (MOS) y ácidos húmicos (AH), en suelo de uso agrícola durante un ciclo agrícola de maíz (*Zea mays*). Se utilizó un diseño experimental de bloques aleatorios con tres tratamientos: 18 y 36 t ha⁻¹ de lodo residual y un testigo con fertilizante químico (150-75-30) de N-P-K. Los estudios de la espectrofotometría de luz visible (relación E_4/E_6) de la materia orgánica soluble (MOS) y ácidos húmicos (AH), mostraron una predominancia de compuestos alifáticos en los tratamientos con lodo residual. Los espectros de infrarrojo mostraron incrementos en bandas de absorbancia de carbohidratos, proteínas, grupos carboxílicos, grupos C=C aromáticos debido a la incorporación de lodos residuales al suelo agrícola. Los valores de densidades ópticas relativas para MOS con la banda (2920 cm⁻¹) indicaron que a 82 y 116 días hay un predominio de grupos funcionales en los tratamientos con lodos residual; a 82 días con la banda (1650 cm⁻¹) un predominio de amida 1° en 18 y 36 t ha⁻¹ de lodo residual y a los 116 días la misma tendencia de predominio de amida 1° en los tres tratamientos. Para los AH a (2920 cm⁻¹) predominio de grupos alifáticos en 82 y 116 días; mientras a (1650 cm⁻¹) se observó predominio de amida 1° también a 82 y 116 días.

INTRODUCCIÓN

El incremento de la población mundial asociado con la necesidad de mejorar su calidad de vida y aumentar la producción de alimentos y otros productos útiles para satisfacer sus necesidades diarias, ha ocasionado considerables alteraciones al ambiente. Una de ellas es la generación de una gran variedad de desechos (residuos), entre los que destacan los lodos residuales, los cuales son producto de la depuración de aguas urbanas, municipales o industriales.

La aplicación de lodos residuales a suelos agrícolas es una práctica habitual en países desarrollados por razones prácticas y económicas (Ottaviani *et al.*, 1991). El manejo inadecuado de prácticas agrarias realizadas sobre los agrosistemas, han provocado cambios regresivos en las propiedades físico-químicas y biológicas (Smith *et al.*, 1993) de los suelos, que causan alteraciones drásticas en los ciclos del carbono, nitrógeno y de otros nutrientes.

Los países más desarrollados de la CEE utilizan en la agricultura un alto porcentaje de su producción de lodos: Alemania 45%, Inglaterra 44%, Holanda 54%, Francia 60%. En Estados Unidos incorpora 42% de los biosólidos a los suelos agrícolas (Epstein, 2003).

En México los lodos se depositan en las corrientes de aguas superficiales, basureros a cielo abierto o rellenos sanitarios lo que provoca la contaminación en el aire, los suelos y los acuíferos. En cuanto a la disposición del lodo residual existe otra tendencia opuesta y es la de utilizar el lodo como un abono para suelos agrícolas, como corrector de suelo y recuperación de áreas erosionadas. Nuestro país ha iniciado proyectos demostrativos de aplicación de LR en parcelas y han evaluado el efecto práctico en diversos cultivos, tal es el caso de Ciudad Juárez, Toluca y Monterrey. Este último cuenta con el primer biosólido registrado en el país “Nutriregio” (Martínez *et al.*, 2002).

Algunas ventajas que presenta la aplicación de lodos residuales al suelo han sido establecidas por Ortiz (1994), que se pueden resumir como sigue:

1. Proveen al suelo de elementos que favorecen las propiedades físicas y químicas debido a la formación de un sistema coloidal (formación de agregados, sitios de intercambio catiónico, etc.).

2. Proveen al suelo de una alta concentración de nutrimentos, principalmente de nitrógeno, que es extraído de los lodos por la acción metabólica bacteriana.
3. Son una fuente importante de fósforo para los cultivos.
4. Retienen la humedad estimulando de esta forma el sistema radicular y la aireación y mejoran la estructura y capacidad de retención de agua del suelo (Hue *et al.*, 1988).
5. Las dosis de aplicación se suele fijar en función de los requerimientos del cultivo, las características del suelo y del LR, por lo que la productividad mejora a causa del efecto de materia orgánica que se produce después de la aplicación de lodos residuales (Ottaviani *et al.*, 1991)

La materia orgánica presente en los lodos presenta una alta capacidad de adsorción; esta capacidad aumenta por la presencia, a veces mayoritaria, de elementos como el hierro o el manganeso, con importantes propiedades adsorptivas que dependen principalmente de su conversión en hidróxidos (Harris y Urie, 1986). Aproximadamente el 50% de su peso en seco corresponde a materia orgánica, aportando además cantidades variables de nitrógeno (1-7%), fósforo (1-5%), potasio (0.3-3%) y micronutrientes con distinto grado de disponibilidad para las plantas (Soler *et al.*, 1997).

Las sustancias húmicas que se incorporan a través de los LR en el suelo, ejercen múltiples efectos en procesos bioquímicos y fisiológicos del crecimiento de las plantas, favoreciendo su germinación (Lulakis y Petsas, 1995), desarrollo vegetativo (Chen *et al.*, 1994) y radicular (Chen y Avid, 1990), estimulando la actividad de algunas enzimas y la permeabilidad de membrana (Pinton *et al.*, 1992). Estos compuestos, poseen además una capacidad elevada de formar complejos y quelados relativamente estables, con cationes polivalentes (Cu^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{3+} , etc) que facilitan la posibilidad de ser asimilados por las plantas (Costa *et al.*, 1991).

El problema al adicionar lodos residuales a un suelo de cultivo es que pueden contener gran cantidad de metales pesados (plomo "Pb", cadmio "Cd", cobre "Cu", níquel "Ni", zinc "Zn", cromo "Cr") mismos que pueden intercambiarse y presentarse como carbonatos, sulfatos y estar unidos a la fracción orgánica (Flyhammar, 1988). Riesgos potenciales derivados de la aplicación de enmiendas contaminadas con

metales pesados sobre la cadena trófica, va ligado a su toxicidad y persistencia en los ecosistemas (Walter, 1992; Schmidt, 1997). De este modo las formas químicas en las que se encuentren las enmiendas orgánicas y su evolución en el tiempo, una vez incorporadas al suelo, van a ser determinantes en el grado de asimilación de los cultivos (Bigeriego, 1993; Soler, 1998).

MATERIALES Y MÉTODO.

Zona de estudio.

El experimento de campo se desarrolla en el municipio de Xonacatlán, dentro del Valle de Toluca, 19° 24' 45" N y 99° 32' 27" O, con una altitud de 2500 msnm. El suelo es Feozem háplico (FAO, 1990). El clima es templado con lluvias en verano C(w2)(w); presenta una precipitación anual de 785 mm y una temperatura promedio anual de 12.6°C. El uso del suelo es principalmente agrícola, donde el cultivo de maíz ocupa el 90% de las siembras, el resto de la superficie agrícola lo ocupan cultivos de haba, avena forrajera, frijol y trigo (INEGI, 2000).

Los lodos residuales municipales (LR) se obtendrán del filtro prensa de la planta de tratamiento de aguas residuales Toluca Norte, perteneciente a la Operadora de Ecosistemas S. A. de C. V.

Diseño experimental.

Por medio de bloques aleatorios con 3 tratamientos, formando un total de 18 parcelas-tratamientos, las cuales tienen un área de 8 X 8=64m² separadas por 70 cm entre cada tratamiento (Montgomery, 1991). Los tratamientos son: T₀ = testigo-fertilizante químico (150-75-30 de N-P-K); T₁ = 18 Mg ha⁻¹ y T₂ = 36 Mg ha⁻¹ de lodo residual

Toma y preparación de la muestra.

La toma y preparación de muestras, se llevó a cabo antes de la incorporación del lodo y posteriormente a los 82 y 116 días. Las muestras se tomaron de manera aleatoria por triplicado; una muestra en cada parcela de aproximadamente 1 kg de horizonte

Ap (capa arable a 30 cm de profundidad), para formar una muestra compuesta de 3 kg para cada tratamiento. Las muestras se guardaron dentro de una bolsa de polietileno debidamente etiquetada y en laboratorio fueron secadas a temperatura ambiente, posteriormente se molieron y tamizaron usando una malla de 2 mm para homogeneizar el tamaño de partículas de las muestras.

El muestreo y las determinaciones químicas para su aprovechamiento como acondicionador del suelo agrícola se realizaron siguiendo las especificaciones de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Análisis de laboratorio.

Las pruebas realizadas en laboratorio son: pH en agua en una relación suelo:solución 1:2.5 (peso/volumen) después de equilibrarlo por 30 min, (%) de materia orgánica (MO) por el método de Walkley y Black modificado (1947), nitrógeno total por el método de digestión-destilación de Kjeldhal (Bremner, 1996), Materia orgánica soluble (MOS) y ácidos húmicos por el método de Duchaufour y Jacquín (1975) y su caracterización espectroscópica analizados mediante espectroscopia de infrarrojo con transformada de Fourier (FTIR) (bruker, tensor 27 Billerica, MA. USA) (Almendros *et al.*, 1999).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH inicial del suelo antes de la incorporación de Lr fue (5) a partir de los 82 días incremento el valor del pH de acuerdo a los criterios de He y colaboradores (1992), presentando una tendencia moderadamente ácida que se mantuvo durante el muestreo posterior (tabla 1). Estos valores de pH se apegan al intervalo idóneo del *Zea mays* (Whittaker *et al.* 1959; Young, 1976). El % MO aumenta al incorporar LR, el suelo testigo (T_0) a los 82 días presenta baja concentración de MO, mientras los demás tratamientos (T_1 - T_2) presentan media concentración de MO; después los 116 días disminuye debido a que el cultivo absorbe los nutrientes disponibles provenientes del LR para llevar a cabo el metabolismo de la planta. Esto demuestra, indirectamente, que los lodos funcionan como acondicionadores (Porta, 1999). Los valores de Nt (%) van de media – alta concentración, debido al aporte de N (1-7%) vía LR. Tal incremento del N, tras la enmienda, provoca variaciones de pH, por la influencia del $N-NH_4$ (Cheng y Chen, 2009).

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Tabla 1. Valores pH, MO (%) y Nt (%) en suelo al día: 1, 82 y 116.

	1 día	82 días			116 días		
		T ₀	T ₁	T ₂	T ₀	T ₁	T ₂
pH	5	5	5.1	5.6	5.4	5.4	5.4
MO (%)	1.4	3.1	3.8	4.2	1.8	1.5	2.2
Nt (%)	1.5	0.2	0.6	0.6	0.1	0.2	0.2

T₀: suelo testigo, T₁:suelo-lodo 18 mg ha⁻¹, T₂:suelo-lodo36 mg ha⁻¹

Espectrofotometría de luz visible.

Los valores de E₄/E₆ de la tabla 2 muestran que: la MOS del tratamiento (T₀) a 82 días de la incorporación de LR presenta una relación más alta, respecto a los tratamientos T₁ y T₂, lo que refleja un alto grado de condensación de estructuras de AH (Kononova, 1966, Schnitzer y Khan, 1972), que sugieren la presencia de estructuras alifáticas (Schnitzer y Khan, 1978). Indicando que la MOS para el T₀ presenta más grupos C-N y C-O. Para el día 116 la relación E₄/E₆ para la MOS presenta una tendencia al valor 1.5 en los tres tratamientos, indicando una menor complejidad molecular. La relación E₄/E₆ para AH para 82 y 116 mostraron que T₂ presentan mayor grado de asociación entre moléculas de las sustancias húmicas y por ende mayor grado de complejidad estructural, tal vez por el proceso de humificación que se lleva a cabo al agregar LR (Vaca-Paulin, 2006), comparando a la MOS y a los AH, estos últimos presentan mayor complejidad molecular.

Tabla 2. Relación E₄/E₆ para MOS y AH's al día: 1, 82 y 116.

Muestras	E ₄ /E ₆ MOS	E ₄ /E ₆ AH
1 día (inicial)	1.88	2.61
82 días		
T0	1.60	3.23
T1	1.34	3.11
T2	1.38	2.68
116 días		
T0	1.17	2.26
T1	1.37	2.49
T2	1.50	1.82

T₀: suelo testigo, T₁:suelo-lodo 18 mg ha⁻¹, T₂:suelo-lodo36 mg ha⁻¹, MOS: soluble, AH: ácidos húmicos.

Espectrofotometría de infrarrojo

En la figura 1 se presentan los espectros correspondientes al día 1 para la MOS y los AH. Las bandas para MOS son: 3400cm^{-1} (acumulación de grupos O-H, N-H), 2930cm^{-1} (vibraciones alifáticas), 1650cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1380cm^{-1} (tensión simétrica COO^-) y 1080cm^{-1} (ésteres aromáticos). Para los AH: 3400cm^{-1} (acumulación de grupos O-H, N-H), 2930cm^{-1} (vibraciones alifáticas), 2860cm^{-1} (C-H metilo simétrica y asimétrico), 1720cm^{-1} (C=O tensión carboxilo), 1650cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1550cm^{-1} (tensión anti simétrica COO, Amida I) 1380cm^{-1} (tensión simétrica COO).

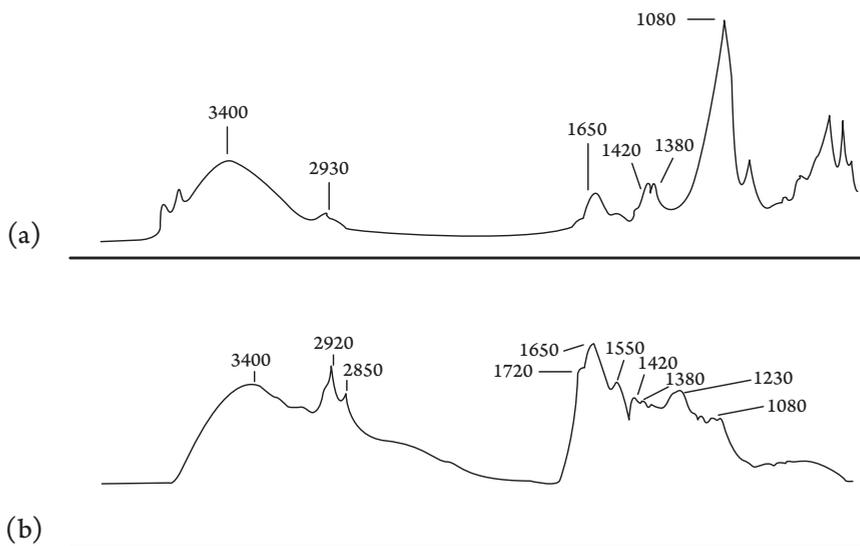


Figura 1. Espectros infrarrojos de MOS (a) y AH (b) iniciales.

Espectrofotometría de infrarrojo para MOS (82-116 días)

En la figura 2 se muestra el aumento en el número de bandas de absorción de infrarrojo originadas por la incorporación de LR al suelo agrícola en los espectros a 82 y 116 días para T_1 - T_2 , mientras que en el suelo testigo (T_0) se presenta un pico característico que lo diferencia de los demás tratamientos a los 1380cm^{-1} , tal

compuesto está relacionado con la lignina que proveniente de los restos de cosecha y de plantas con alto contenido de lignina como los pastos. La banda a 1030 cm^{-1} corresponde a carbohidratos (C, H y O), las ligninas y carbohidratos presentan una mayor absorción en T_1 - T_2 indicando que estos tienen mayor disponibilidad en el suelo. T_1 y T_2 a 82 y 116 días son cualitativamente muy similares en la mayoría de bandas, pero muestran otros grupos funcionales: 3400 cm^{-1} (tensión O-H y N-H), 2930 cm^{-1} (tensión de C-H alifática de CH_3), 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1550 cm^{-1} (Amida II), 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3), 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-) y 1260 cm^{-1} (tensión C-O y O-H; deformación de COO^- , Amida II y fenol). Los tratamientos T_1 y T_2 no presentan muchos cambios debido a que el suelo tenía MO y al agregar lodos se adicionó más cantidad y los microorganismos sólo toman del suelo lo necesario.

El predominio de carbohidratos, proteínas y lignina de MOS en los tres tratamientos (T_1 y T_2) ponen de manifiesto el carácter alifático que presentan los lodos residuales. Los trabajos de Lugo (2002) reportan las mismas tendencias de bandas.

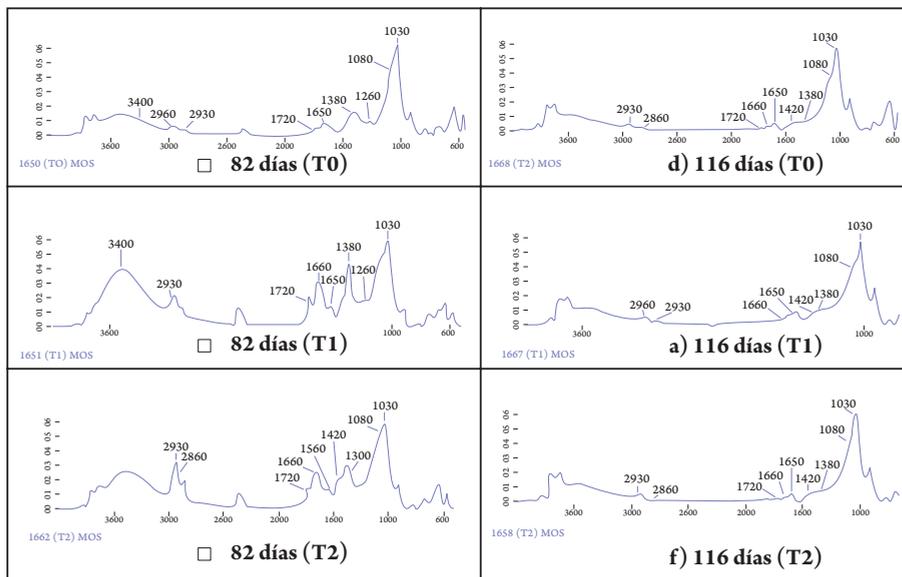


Figura 2. Espectros de infrarrojo para MOS al día 82 y 116

Espectrofotometría de infrarrojo para AH (82-116 días).

En la figura 3 se puede observar que a 82 días los tres tratamientos (T_0 , T_1 y T_2), presentan un comportamiento similar, muestran grupos funcionales a 3400cm^{-1} (tensión O-H y N-H), 2930cm^{-1} (tensión de C-H alifática de CH_3), 1650cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1550cm^{-1} (Amida II), 1460cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3), 1380cm^{-1} (tensión simétrica COO^-) y 1260cm^{-1} (tensión C-O y O-H; deformación de COO^- , Amida II y fenol) y 1030cm^{-1} (tensión C-O de carbohidratos). Para T_1 y T_2 se puede observar de manera marcada incrementos en los principales picos que están relacionados con la lignina (1380, 1420 y 1460cm^{-1}) lo que indica el aporte considerable de estos compuestos presentes en el lodo residual al suelo.

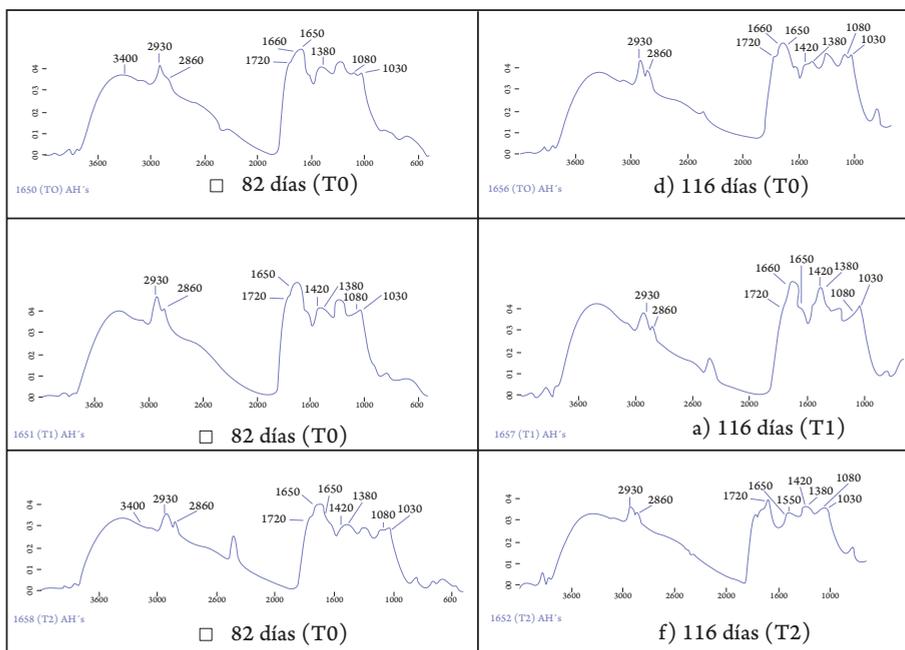


Figura 3. Espectros de infrarrojo para AH al día 82 y 116

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Las bandas de absorción a los 116 días repitieron el mismo patrón detectado en las de 82 días, los mismos grupos funcionales.

Se puede decir que la adición del lodo residual al suelo incrementó la intensidad de los picos en la mayoría de las bandas, aportando cantidades significativas de polisacáridos y grupos proteicos, de tal manera que el lodo residual adicionado al suelo puede mejorar las propiedades químicas y físicas del medio.

Densidades ópticas relativas de MOS (82 y 116 días).

En la tabla 3 se presentan los valores obtenidos de las densidades ópticas relativas de 2920 cm^{-1} (tensión C-H alifática de CH_3) y 1650 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3) de MOS a 82 y 116 días. A 2920 cm^{-1} (82 y 116 días) hay predominio de grupos funcionales en los tratamientos T_1 - T_2 indicando una mayor disponibilidad de grupos funcionales al suelo para su desarrollo. A 1650 cm^{-1} , a los 82 días, los tratamientos T_1 - T_2 tienen predominio de amidas 1° y en T_0 predominan aún los grupos funcionales. A los 116 días los tres tratamientos presentan predominios de amida 1°.

Tabla 3. Densidades ópticas relativas de MOS a 82 y 116 días.

Absorbancias (cm^{-1})	82 días		
x/2920	T_0	T_1	T_2
3400	2.33	1.91	1.79
1720	0.77	0.90	0.41
1650	1.31	1.42	0.79
1550	1.47	0.63	0.41
1510	0.73	0.46	0.35
1460	1.47	0.71	0.64
1420	2.42	1.01	0.69
1380	2.59	2.06	1.91
1260	1.57	3.21	2.52
1080	9.93	2.80	1.81

c) DOR de MOS a 2920 cm^{-1}

116 día		
T_0	T_1	T_2
3.17	2.46	2.85
0.89	0.94	0.40
1.98	1.47	0.70
0.68	0.08	0.06
0.35	0.76	0.12
1.22	1.39	0.85
1.43	1.88	1.52
2.11	2.29	1.68
2.49	3.15	2.62
ND	12.27	ND

a) DOR de MOS a 2920 cm^{-1}

Absorbancias (cm^{-1})	82 día		
x/1650	T ₀	T ₁	T ₂
3400	1.78	1.34	1.00
2930	0.76	0.70	1.27
1720	0.59	0.63	0.51
1550	1.12	0.44	0.51
1510	0.56	0.32	0.44
1460	1.12	0.50	0.81
1420	1.85	0.71	0.87
1380	1.98	1.45	1.15
1260	1.20	0.58	0.65
1080	7.58	1.97	2.29

g) DOR de MOS a 1650 cm^{-1}

116 días		
T ₀	T ₁	T ₂
1.60	1.67	4.06
0.51	0.68	1.42
0.45	0.64	0.58
0.34	0.05	0.09
0.18	0.52	0.17
0.62	0.95	1.22
0.73	1.28	2.16
1.07	1.56	2.40
1.26	2.15	3.74
9.18	8.37	ND

e) DOR de MOS a 1650 cm^{-1}

Densidades ópticas relativas de AH (82 y 116 días)

En la tabla 4 se presentan los valores obtenidos a las densidades ópticas relativa de 2920 cm^{-1} (tensión C-H alifática de CH_3) y 1650 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3) de AH a 82 y 116 días. Se pudo observar que a los 82 y 116 días, en la banda 2920 cm^{-1} y en los tres tratamientos, hay predominio de estructuras C-alifáticas, indicando la tendencia alifática de lodos residuales y sus efectos sobre el suelo acondicionado. Para la banda 1650 cm^{-1} , en 82 y 116 días, los tratamientos presentan dominio de estructuras amida 1°.

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Tabla 4. Densidades ópticas relativas de AH a 82 y 116 días.

Absorbancias (cm ⁻¹)		82 días	
x/2920	T ₀	T ₁	T ₂
3400	0.92	0.86	0.89
1720	1.07	1.01	0.89
1650	1.18	1.13	0.96
1550	0.93	0.86	0.78
1510	0.94	0.87	0.75
1460	0.96	0.87	0.87
1420	0.96	0.88	0.90
1380	1.00	0.88	0.92
1260	1.07	0.97	1.00
1080	0.94	0.87	0.97

c) DOR de MOS a 2920 cm⁻¹

	116 días	
T ₀	T ₁	T ₂
0.87	1.09	0.99
1.04	1.01	1.00
1.18	1.32	4.08
0.86	0.86	0.96
0.92	0.95	3.55
0.93	1.05	0.86
0.94	1.08	0.86
0.99	0.83	0.91
1.10	1.04	3.30
1.05	1.08	0.83

a) DOR de MOS a 2920 cm⁻¹

Absorbancias (cm ⁻¹)		82 días	
x/1650	T ₀	T ₁	T ₂
3400	0.78	0.76	0.93
2930	0.84	0.89	1.04
1720	0.90	0.90	0.92
1550	0.79	0.76	0.81
1510	0.79	0.77	0.78
1460	0.81	0.77	0.90
1420	0.81	0.78	0.94
1380	0.84	0.78	0.95
1260	0.90	0.86	1.04
1080	0.79	0.77	1.01

g) DOR de MOS a 1650 cm⁻¹

	116 días	
T ₀	T ₁	T ₂
0.73	0.83	0.24
0.85	0.76	0.24
0.88	0.77	0.24
0.73	0.79	0.23
0.78	0.72	0.87
0.79	0.79	0.21
0.80	0.82	0.21
0.84	0.98	0.22
0.93	0.79	0.81
0.89	0.82	0.20

e) DOR de MOS a 1650 cm⁻¹

CONCLUSIONES

Los valores que presenta el lodo residual, indican que es un excelente mejorador para los suelos agrícolas debido al alto contenido de elementos que las plantas pueden tomar para su desarrollo. Los espectros de IR de la MOS y de los AH para T₁-T₂ muestran incrementos en la concentración de carbohidratos, proteínas y grupos carboxílicos; además los picos de IR son típicos de otros espectros de sustancias húmicas (Lugo, 2000), indicando la presencia y dominancia de estructuras alifáticas en la mayoría de las bandas analizadas en los tratamientos con lodo residual. En cuanto a las densidades ópticas relativas, se observó que la MOS presenta un predominio de grupos funcionales, mientras que en los AH's predomina el carácter alifático.

BIBLIOGRAFÍA.

- Almendros, G. and Dorado J., 1999. Structural Factors related to the biodegradability of laboratory-modified humic acid preparations. *Jour. Soil Sci.* 50: 227-236.
- Agronomy No. 9., 1986. *Methods of soil analysis*. Part 1. Madison Wisconsin. USA. 1173.
- Bigeriego M., 1993. Aplicación agronómica de lodos residuales. *En: Contribución a la educación ambiental: el tratamiento de los residuos urbanos.* J.B. Álvarez, A. Polo (Eds.), Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid.
- Bremner, J. M., 1996. Nitrogen-Total. *In: sparks DL.* (Ed.). *Methods of soil analysis*. Part 3 chemical methods. SSSA book Ser. 5. SSSA, Madison, WI, pp. 1103-1108.
- Costa F., García C., Hernández T., Polo A., 1991. *Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización.* C.S.I.C. (Eds.), Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, Murcia.
- Chen Y., Magen H., Riou J., 1994. Humic substances from rapidly decomposing organic matter: properties and effects on plant growth. *In: Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health.* N. Senesi, T.M. Miano (Eds.), Elsevier, New York, pp. 427-443.
- Chen Y., Aviad T., 1990. Effects of humic substances on plant growth. *In: Humic substances in Soil and Crop Sciences: Selected readings.* P. MacCarthy, C.E. Clapp, R.L. Malcolm, P.R. Bloom (Eds.). Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI., pp. 161-186.
- Cheng C.H. y Z.S. Chen, 2009. Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soil with different initial pH. *Soil Science & Plant Nutrition.* 55: 715-724.
- EPSTEIN, J., 2003. *Land application of sewerage sludge and biosolids.* Colorado, United States of America, Lewis Publishers.
- FAO-UNESCO, 1990. Mapa mundial de suelos con leyenda revisada. Roma, 142 pp.
- Flyhammar, P., 1998. Uses of sequential extraction on anaerobically degraded municipal solid waste. *Sci. Total Environ.* 212: 203-215

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Harris, A.R. and D.H. Urie, 1986. Heavy metals storage in soils of an aspen forest fertilized with municipal sludge. *In: D.W. Cole et al. (Eds), The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes.* University of Washington.
- He X.T., Traina S.J., Logan T.J., 1992. Chemical properties of municipal solid waste compost. *J. Environ. Qual.* 21: 318-329.
- Hodsong, J. M., 1987. *Muestreo y descripción del suelo.* Reverté. España. 229.
- Hue N. V., Silva J. A., Arifin R., 1988. Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.* 17: 384-390.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, 2000. Anuario estadístico del Estado de México.
- Konova, M. M., 1966. *Soil Organic Matter* (2ª ed). Pergamon Press, Oxford, 404 pp
- Lugo de la Fuente, J.A., 2002. Dinámica de metales pesados en el sistemas suelo-sedimento-fracción húmica y arcillosa en la cuneca alta y media del río Lerma. Tesis Doctoral. UNAM. 193 pp
- Lulakis M.D., Petsas S.I., 1995. Effect of humic substances from vine-canes mature compost on tomato seeding growth. *Bioresour. Technol.* 54(2): 179-182.
- Montgomery, D., 1991. *Diseño y análisis de experimentos.* E. Iberoamericana, Méx. D.F. pp 520-595.
- Ortiz, M. L., 1994. Caracterización y propuestas de manejo de los lodos residuales de las plantas de tratamiento CIVAC, Morelos. Tesis de Maestría en Ciencias. UNAM.
- Ottaviani M., Santarsiero A., De Fulvio S., 1991. Hygienic, technical and legislative aspects of agricultural sewage sludge usage. *Acta Chim. Hung.* 128 (4 - 5): 535-543.
- Pinton R., Varanini Z., Vizzoto G., Maggioni A., 1992. Humic substances affect transport properties of tonoplast vesicles isolated from oat roots. *Plant Soil* 142: 203-210.
- NOM-021-RECNAT-2000. Norma Oficial Mexicana Protección ambiental. Diario Oficial de la Federación, 14 de Agosto del 2001.
- Soler, P., 1998. Evaluación de impacto ambiental y riesgo de contaminación producidos por la aplicación agrícola de lodos de depuradora. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Schmidt J.P., 1997. Understanding phytotoxicity thresholds for trace elements in land-applied sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 26, 4-10.
- Schnitzer M. y Khan S.U., 1972. Humic Substances in environment. Marcel Dekker, New York, 326 pp.
- Walter I., 1992. Contaminación por metales pesados de lodos de depuradoras. CSIC (Ed.). Madrid.
- Webster, R. Y Oliver, M. A., 1991. Statistical Methods. *In: Soil Land Resource Survey.* Oxford University Press. Great Britain.
- Whittaker, C.W., Anderson, M.S. y Reitermeier, R.F., 1959. Liming Soil, an Aid to Better Farming. USDA. *Farmers. Bull.* 2124.
- Young, A., 1976. *Tropical Soil and Soil Survey.* Cambridge University Press. Cambridge, 468 pp.

MINERALIZACIÓN DEL CARBÓN EN VERMICOMPOSTA EMPLEANDO LODO RESIDUAL Y RESIDUOS ORGÁNICOS

Del Águila P.¹, Lugo J.¹, Vaca R.¹, González C. Cesar González Ramírez²

¹Facultad de Ciencias UAEM

²Laboratorio de Ciencias Ambientales UAEH.

daguila@uaemex.mx

Palabras clave: vermicomposta, respiración, lodo residual

RESUMEN

El vermicomposteo es un proceso bioxidativo en el cual, mediante la actividad respiratoria de la lombriz (*Eisenia fetida*) y de los microorganismos, se puede conocer la calidad del lodo residual y de sus residuos orgánicos, evaluando la producción de CO₂ que resulta de la actividad respiratoria. En este estudio, se evaluó la actividad respiratoria y la cinética de mineralización del carbón (C) en la vermicomposta probando mezclas de residuo vegetal y animal. Se probaron ocho tratamientos para la elaboración de vermicomposta: uno con residuo vegetal (TAV), otro con abono bovino (TAA), tres con residuo vegetal y lodos residuales (LR) (TLR10AV, TLR20AV, TLR40AV), y tres con abono bovino y LR (TLR10AA, TLR20AA y TLR40AA), el número que acompaña a las claves indica las dosis de LR en mg/ha⁻¹. Todos los tratamientos se incubaron durante 15, 60 y 90 días. El contenido de CO₂ se capturó mediante un sistema de jarras cerradas. Los resultados indicaron que la mayor actividad respiratoria se presentó en TLR40AA. Asimismo, la cinética de mineralización del C se comportó como un modelo cinético de primer orden: la vida media de descomposición del C se presentó a tiempos menores de 70 días en TLR40AA, TLR20AA por lo que se recomiendan estos tratamientos como mejoradores de suelo.

INTRODUCCIÓN

La creciente industrialización, el cultivo intensivo y el rápido incremento de la población, han generado grandes cantidades de residuos orgánicos, como por ejemplo los lodos residuales (LR). Para utilizar los residuos orgánicos en la agricultura se requiere de tratamientos de reutilización de tipo físico, químico y microbiológico, este último forma parte el vermicomposteo y contribuye a reducir los costos de producción de la vermicomposta (Garg *et al.*, 2006), la cual se considera una alternativa para fertilización de uso en la agricultura (Capistrán *et al.*, 2001; Adegbi *et al.*, 2003). Durante la elaboración de vermicomposta se debe considerar la medición de los parámetros de rutina como la humedad, la temperatura y la aireación que indican el momento en el que debe detenerse el proceso (Santamaría y Ferrer, 2002). De manera general los LR composteados constituyen una reserva de carbón (C) y nitrógeno (N) y tienen un alto valor nutritivo para las plantas (Sutarh, 2009), otorgan al suelo una adecuada humedad, estructura, aireación y sirven como acondicionadores de suelos y fertilizantes (Chaoui *et al.*, 2003). Durante la descomposición de la materia orgánica (MO), la actividad respiratoria de la lombriz y los microorganismos se encargan de producir CO₂ y productos que tienen una naturaleza inorgánica, útiles para la planta. La cinética de mineralización del C orgánico informa del proceso de descomposición de C y de la disponibilidad y del ciclo de nutrientes (Paul y Clark, 1996; Contreras *et al.*, 2006), que se utilizan en ecuaciones de primer orden para describir el proceso (Peña, 2004; Garniel *et al.*, 2008). El incremento de la actividad respiratoria obedece a que existe un consumo de oxígeno y una liberación de CO₂ que conduce al proceso de nitrificación y se continúa con la degradación de la MO (Barrera *et al.*, 2006). Trabajos realizados tanto en campo como en laboratorio mencionan que la lombriz de tierra estimula a los microorganismos para incrementar la actividad respiratoria y facilitar la degradación del C lábil y de esta manera se hacen disponibles los nutrientes al suelo (Caravaca y Roldán, 2003).

El objetivo del presente estudio fue conocer el efecto de adicionar lodos residuales como aporte de materia orgánica durante el proceso de vermicomposteo y determinar la cinética de los cambios de la MO como un índice de calidad del uso de la vermicomposta.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se emplearon materiales orgánicos de origen vegetal (residuos orgánicos domésticos) y de origen animal (estiércol bovino), los cuales se mezclaron con lodos residuales para someterse posteriormente a vermicomposteo. Para determinar las dosis en que debían ser mezclados, a cada residuo se le determinó el pH en agua de acuerdo a la norma AS-02 (NOM-021-SEMARNAST-2001), el contenido de C orgánico por el método AS-07, el porcentaje de MO se calculó multiplicando el porcentaje de C orgánico por 1.724 y el N total se determinó aplicando el método AS-025. Con los valores de C orgánico y N total se calculó la relación C/N de cada residuo. Se trabajó con ocho tratamientos, los cuales se dividieron en dos grupos: el primer grupo consistió en mezclas de 2500 g de residuo vegetal con LR, estos tratamientos se denominaron: TLR10AV, TLR20AV, TLR40AV (10, 20 y 40 indican los mg/ha⁻¹ de LR que se adicionaron en cada caso); TAV fue el tratamiento control que contenía LR. El segundo grupo se conformó con mezclas de 2500 de estiércol bovino y LR, los cuales fueron identificados como: TLR10AA, TLR20AA y TLR40AA (las dosis de LR agregadas fueron iguales a las del grupo anterior), el tratamiento de control en este caso sólo contenía estiércol bovino y 10 lombrices (en etapa juvenil), los cuales fueron homogenizados con las mezclas de los residuos e incubados en recipientes de plástico (40 x 30 x 15 cm), este lote se denominó (TAA), Cada tratamiento se realizó por triplicado. Los recipientes que contenían las mezclas de los tratamientos se colocaron en un cuarto con ventilación natural a temperatura ambiente. La humedad se controló agregando agua periódicamente. Los tiempos de incubación fueron 15, 60 y 90 días, al término de los cuales se tomó una muestra para realizar la cinética de respiración. Para la determinación de la respiración se pesaron por triplicado muestras de 25 g de cada tratamiento en un frasco de vidrio, el cual se introdujo en una jarra de incubación, junto con os viales, uno que contenía 10 ml de NaOH 1N para la captación del CO₂ producido y el otro con 25 ml de agua para mantener la humedad en el ambiente. Posteriormente, se cerró herméticamente cada jarra y se incubó durante 20 días a temperatura ambiente y en oscuridad. Para restar el CO₂ presente en la atmósfera de las jarras se prepararon otras que sólo contenían el vial con NaOH y se sometieron a las mismas condiciones que las muestras por los mismos intervalos de tiempo. Una vez finalizada la incubación, se tomó una alícuota de 5 ml de NaOH, se le añadió 1 ml de BaCl₂ y 45 ml de agua destilada, posteriormente se tituló con HCl 0.025N (Nannipieri, 1995).

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Al término de los experimentos, se determinó la estadística descriptiva de los datos de la actividad respiratoria resultado de cada tratamiento (Montgomery, 2003) y se aplicó un modelo cinético de primer orden de tipo polinomial de regresión lineal para determinar la constante y la vida media (Hair *et al.*, 1999) con un nivel de confianza de $p < 0.05$, auxiliado con el paquete estadístico STAT Graphics Plus 05.

El análisis de las características químicas de los componentes que se utilizaron en el estudio se muestra en la tabla 1.

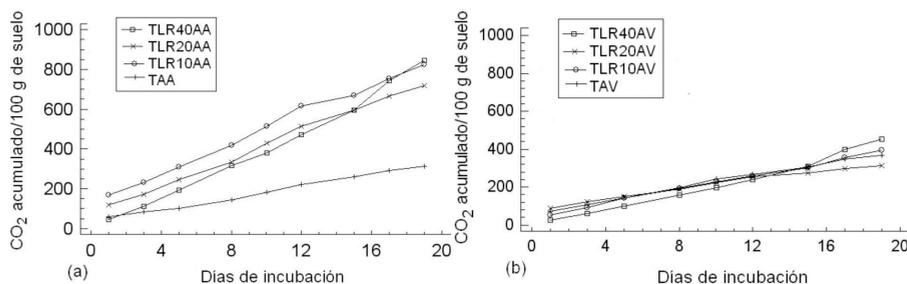
Tabla 1. Características químicas del suelo, residuo vegetal, estiércol bovino y lodo residual usado en la elaboración de la vermicomposta. Promedio \pm desviación estándar ($n=5$)

Parámetro	Suelo	Residuo vegetal	Estiércol bovino	Lodo residual
pH	6.00 \pm 1.70	6.80 \pm 0.30	7.40 \pm 0.60	7.10 \pm 0.40
MO (%)	2.48 \pm 0.60	31.41 \pm 0.60	39.61 \pm 0.90	51.68 \pm 0.70
C-org (%)	1.44 \pm 0.50	18.50 \pm 0.20	23.30 \pm 0.70	30.40 \pm 0.40
N (%)	0.19 \pm 1.90	1.1 \pm 0.65	2.40 \pm 0.87	4.10 \pm 1.20
C/N	7.57 \pm 1.22	16.81 \pm 1.20	9.70 \pm 1.50	7.41 \pm 1.10

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1a se observa la actividad respiratoria a los 15 días. El tratamiento que presentó la mayor actividad fue TLR40AA (845.7 mg CO₂/ 100g de suelo) seguida de TLR20AA (824.8 mg CO₂/ 100g de suelo), de TLR10AA (720.37 mg CO₂/ 100g de suelo) y de TAA (320.17 mg CO₂/ 100g de suelo). Para los tratamientos que contenían residuo vegetal (figura 1b), se observó un mayor incremento del contenido de CO₂ en TLR40AV (454.9 mg CO₂/ 100g de suelo), seguido de TLR10AV (393.25 mg CO₂/ 100g de suelo), TAV (366.78 mg CO₂/ 100g de suelo) y TLR20AV (313.3 mg CO₂/ 100g de suelo). El contenido de CO₂ en los tratamientos se incrementó para los dos tipos de tratamientos (animal y vegetal) a medida que se aumenta la dosis del LR como resultado de la adición de la MO en cada tratamiento. Esto va de acuerdo a lo que reportan Barrera y colaboradores, (2006), siendo el incremento de los microorganismos lo que genera el aumento de la respiración en presencia de grandes cantidades de MO disponible al inicio del experimento.

En este inicio, en lo que respecta a los tratamientos que contienen estiércol de bovino y dosis de LR, el proceso respiratorio es 56.2% mayor que aquellos de tipo vegetal con dosis de LR. Esto puede deberse a que la fuente de C del tipo animal es más fácil de transformarse en productos ricos en N además de ser de mejor palatabilidad para las lombrices que los de tipo vegetal, toda vez que éstos últimos son menos asimilables por su contenido de celulosa y hemilcelulosa. Los estudios de Clarke y colaboradores (2007), reportaron que la disminución de la respiración se relaciona con la reducción de la biomasa microbiana asociada a la presencia de compuestos de lignina y celulosa.



TAA (estiércol bovino), TLR10AA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20AA (estiércol bovino residuo más 20 mg de LR), TLR40AA (estiércol bovino más 40 mg de LR), TAV (residuo vegetal), TLR10AV (residuo vegetal más 10 mg de LR), TLR20AV (residuo vegetal más 20 mg de LR), TLR40AV (residuo vegetal más 40 mg de LR).

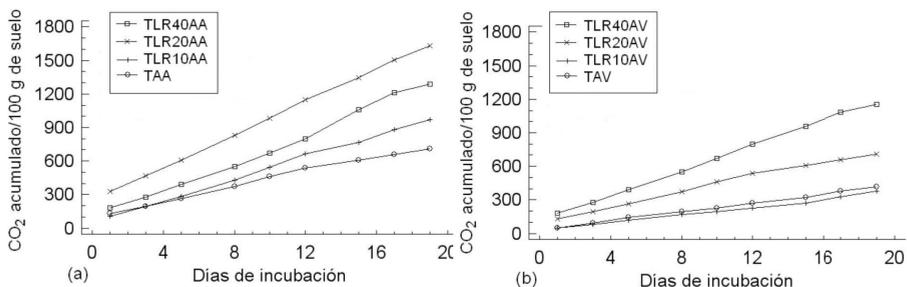
Figura 1. Evolución de CO₂ de la vermicomposta a los 15 días de incubación con (a) estiércol bovino, (b) residuo vegetal.

En el tiempo de 60 días (figura 2a) se observó actividad respiratoria al doble de la inicial (15 días). El CO₂ fue del 57.7% mayor en el tratamiento con fuente de C de tipo animal en la que contenía residuos vegetales.

El tratamiento que presentó mayor actividad respiratoria fue el TLR20AA (1631.58 mg CO₂/ 100g de suelo) con respecto a TLR40AA (1286.39 mg CO₂/ 100g de suelo), TLR10AA (971.66 mg CO₂/ 100g de suelo) y TAA (709.78 mg CO₂/ 100g de suelo). La actividad respiratoria de TLR20AA no presentó un ambiente tóxico. Para TLR40AA se acumularon sustancias de desecho o excreción de la lombriz, tejido muerto, amonio, sales, etc. Gunadi y colaboradores (2003), reportaron que

en el residuo animal suelen estar presentes compuestos tóxicos tales como amonio y sales que pueden afectar el proceso de respiración microbiana.

En la figura 2b, la actividad respiratoria más alta se dio en TLR40AV (1154.79 mg CO₂/ 100g de suelo), continuando con TLR20AV, (709.78 mg CO₂/ 100g de suelo) TLR10AV (415.51 mg CO₂/ 100g de suelo) y TAV (378.81 mg CO₂/ 100g de suelo). El orden creciente de la actividad respiratoria en estos tratamientos se atribuye nuevamente a la adición del LR. El TLR40AV es el tratamiento con mayor actividad respiratoria. Estudios de Barrera *et al.*, (2006) mencionan que la respiración se relaciona directamente con la actividad metabólica de los microorganismos, estos respiran a una mayor tasa en presencia de grandes cantidades de MO.



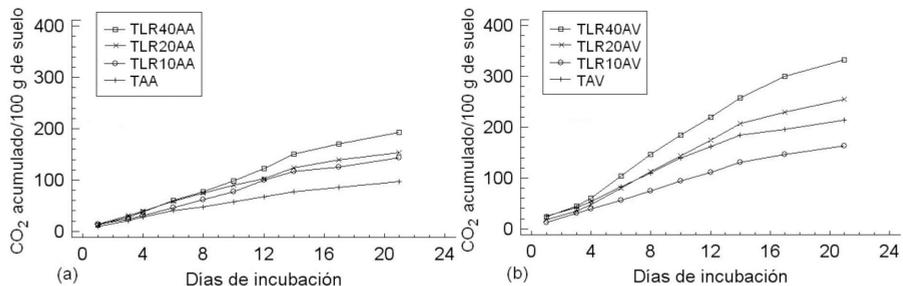
TAA (estiércol bovino), TLR10AA (estiércol bovino más 10 Mg de LR), TLR20AA (estiércol bovino residuo más 20 mg de LR), TLR40AA (estiércol bovino más 40 mg de LR), TAV (residuo vegetal), TLR10AV (residuo vegetal más 10 mg de LR), TLR20AV (residuo vegetal más 20 mg de LR), TLR40AV (residuo vegetal más 40 mg de LR).

Figura 2. Evolución de CO₂ de la vermicomposta a los 60 días de incubación con (a) estiércol bovino, (b) residuo vegetal.

En la figura 3a, se observa que a los 90 días el mayor contenido de CO₂ se presentó en el tratamiento TL40AA (192.93 mg CO₂/100g de suelo) y fue superior a TLR20AA (153.93 mg CO₂/ de suelo), continuando con TLR10AA (143.08mg CO₂/100g de suelo) y TAA (97.03 mg CO₂/100g de suelo). En este tiempo la mayor actividad

respiratoria se debe al efecto de la dosis del LR y a la estimulación de la lombriz de tierra que interactúa con los microorganismos. En la figura 3b la actividad respiratoria de los tratamientos con residuo vegetal fue mayor para el tratamiento TLR40AV (333.40 mg CO₂/100g de suelo) con respecto a TLR20AV (255.76 mg CO₂/100g de suelo), TLR10AV (214.56 mg CO₂/100g de suelo) y TAV (163.22 mg CO₂/100g de suelo). El abatimiento de la actividad respiratoria al cabo de los 90 días fue del 38% para los tratamientos con residuos de origen animal y de un 26% para los de tipo vegetal, con respecto a la actividad respiratoria del tiempo inicial. En los tiempos de 30 y 60 días la actividad respiratoria fue mayor que a los 90 días, lo que indica que a éste último tiempo el proceso de elaboración de la vermicomposta había llegado a su fin. Atiyeh y colaboradores (2000), mencionan que la actividad respiratoria de la vermicomposta decrece y se estabiliza a los 75 días, tiempo en el que se da por finalizado el proceso. Santamaría y Ferrer (2002) mencionan que en la etapa final ocurre una disminución de C biodegradable o lábil y se presenta la formación de C estable, aunado a una baja en la población de microorganismos.

Para determinar la cinética de mineralización del C de la vermicomposta se empleó un modelo de primer orden y además la ecuación [1] que calculó la velocidad de



TAA (estiércol bovino), TLR10AA (estiércol bovino más 10 mg de LR), TLR20AA (estiércol bovino residuo más 20 mg de LR), TLR40AA (estiércol bovino más 40 mg de LR), TAV (residuo vegetal), TLR10AV (residuo vegetal más 10 mg de LR), TLR20AV (residuo vegetal más 20 mg de LR), TLR40AV (residuo vegetal más 40 mg de LR).

Figura 3. Evolución de CO₂ de la vermicomposta a los 90 días de incubación con (a) estiércol bovino, (b) residuo vegetal.

descomposición de C que permanece en el suelo o carbono residual y se representa como.

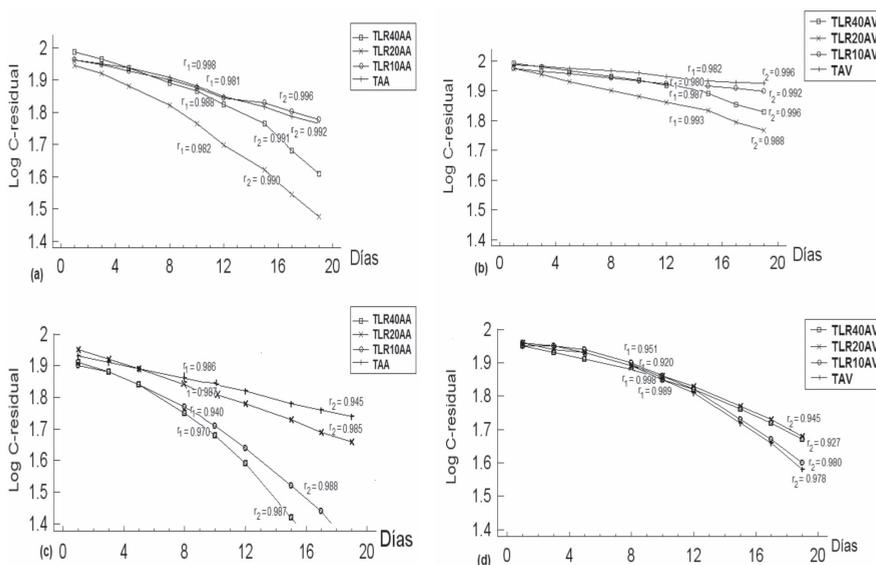
$$C_{\text{residual}} = 100 \times (C_{\text{tot}} - C_{\text{m}}) / C_{\text{tot}} \quad [1]$$

Donde C_{residual} representa el carbono residual, C_{tot} el carbono total y C_{m} el carbono de mineralización (Peña, 2004).

El estudio de la cinética de mineralización del C se dividió en dos tiempos (15 y 60 días), para el primer tiempo se observa en la figura 4a y 4b, que el comportamiento obedece a un modelo cinético de primer orden, porque se presenta en los puntos que se graficaron, un cambio de su pendiente en cada tratamiento y la mayor velocidad de mineralización se presentó con TLR20AA y TLR20AV. En estos tratamientos la fuente de carbono C-lábil se encontró hasta el día 12 y después se presentó el C-recalcitrante. De acuerdo con lo reportado por Aira y colaboradores (2008), la lombriz y la biomasa microbiana se encargan de romper moléculas de celulosa y hemilcelulosa de la MO, y transformar el C-orgánico en C-lábil y recalcitrante. Estudios de Álvarez y Álvarez (2000) comentan que los componentes lábiles de la MO del suelo juegan un papel importante en el cambio de nutrientes y son responsables de la estabilidad temporal del sustrato porque constituyen la fracción ligera de la MO y la fracción recalcitrante consiste en una fracción pesada que está compuesta por productos en descomposición y su cambio es más lento porque se asocia a suelos con mayor cantidad de minerales.

En el segundo tiempo (60 días) se observó en la figura 4c y 4d, los tratamientos con estiércol bovino y dosis de LR, el carbono lábil se localizó en los primeros 8 días y en los de tipo vegetal a los 12 días, estando presente el cambio de C lábil a recalcitrante. Los dos tratamientos que mostraron una mayor velocidad de mineralización fueron TAA y TLR40AV. La velocidad de mineralización de TAA no dependió de la dosis del LR y si para TLR40AV. La velocidad de mineralización en estos tratamientos fue mayor y mostró una mayor presencia del C lábil con respecto al C recalcitrante. El cambio de sustrato lábil se dio más rápidamente en los que contienen estiércol bovino y LR (día 8) con respecto a los de tipo vegetal y LR (día 10). Esto puede deberse a que los tipo animal, el C orgánico se encuentra con fuentes de C más fácilmente disponibles para descomponerse que los de tipo vegetal, porque en estos

se encuentran compuestos de celulosa y lignina que dificultan la transformación a formas de C-lábil. Suthar (2009) y Clarke y colaboradores (2007), comentan que la lombriz se encarga de acelerar el proceso de descomposición del C orgánico y convierte una parte del material en biomasa (lombriz) y otra parte en productos de la respiración de modo que cuando se incrementa el contenido de C lábil, la lombriz la consume y facilita el proceso de mineralización.



TAA (estiércol bovino), TLR10AA (estiércol bovino más 10 mg de LR), TLR20AA (estiércol bovino residuo más 20 mg de LR), TLR40AA (estiércol bovino más 40 mg de LR), TAV (residuo vegetal), TLR10AV (residuo vegetal más 10 mg de LR), TLR20AV (residuo vegetal más 20 mg de LR), TLR40AV (residuo vegetal más 40 mg de LR).

Figura 4. Curvas de la velocidad de mineralización del carbono a los 15 días de incubación, (a) estiércol de bovino, (a) y residuo vegetal (b), a los 60 días de incubación estiércol, de bovino (c) y residuo vegetal (d).

Los valores de la ecuación [1], se adicionaron al modelo polinomial y se calcularon las constantes de mineralización “ k_1 ”, “ k_2 ” y la vida media en los dos tiempos de incubación (15 y 60 días) de cada vermicomposta.

En la tabla 2, para el primer tiempo (día 15, tiempo de incubación), se observa que la mayor velocidad de mineralización fue en TLR20AA y TLR40AV. Para el tratamiento de tipo animal su velocidad de mineralización no influyó en la dosis mayor del LR, pero si en la de tipo vegetal.

En el segundo tiempo (día 60, tiempo de incubación) la mayor velocidad de mineralización la determinó la dosis del LR. Los tratamientos que presentaron la mayor velocidad de mineralización fueron TLR40AA ($K_1=8.65 \times 10^{-3}$, $K_2=12.2 \times 10^{-3}$) y en TLR40AV ($K_1=1.76 \times 10^{-3}$, $K_2=7.59 \times 10^{-3}$). En este segundo tiempo llegó a su término el proceso y disminuyó la actividad de la lombriz y biomasa microbiana. Los trabajos de Atiyeh (2000) y Capistrán y colaboradores (2001), mencionan que el proceso de vermicomposteo termina a los 75 días y en mismo tiempo también concluye el proceso de mineralización del C (Garg *et al.*, 2006).

La vida media de la cinética del C fue diferente en todos los tratamientos y al tiempo de incubación de 60 días, la vida media más corta se presentó en los tratamientos con TLR20AA (57 días) y TLR40AA (62 días) y TAA (64 días), el siguiente grupo de tratamientos presentaron tiempos mayores a 60 días y menores a 100 días y fueron TLR10AA, TLR40AV (91 días), TLR20AV (92 días) y el último grupo de tratamientos, con un tiempo de vida media mayor a los 100 días, se compone de los tratamientos TAV (105 días) y TLR10AV (102 días).

De los tratamientos antes mencionados, y tomando en cuenta su velocidad de mineralización, de vida media de descomposición y el tiempo de producción, se observaron como óptimos el TLR20AA y el TLR40AA. La descomposición de los residuos orgánicos y la cinética de la vermicomposta llegaron a resultados donde se obtiene la máxima estabilización del C, lo que resulta un factor importante del suelo en la conservación y restauración considerando su velocidad de mineralización de acuerdo con lo reportado por Contreras (2006) y Nourbakhsh (2007).

QUÍMICA AMBIENTAL

Tabla 2. Valores de constantes de mineralización del carbono y vida media a 15 y 60 días del proceso de vermicomposteo

Tratamiento	Tiempo (15 días)			Tiempo (60 días)			Vida media (día ⁻¹)	
	K ₁ (X10 ⁻³)	K ₂ (X10 ⁻³)	R ²	K ₁ (X10 ⁻³)	K ₂ (X10 ⁻³)	R ²		
Estiércol bovino								
TAA	7.47	4.58	0.9902	151	5.60	10.80	64	0.9892
TLR10AA	9.40	4.44	0.9974	156	15.50	7.58	91	0.9942
TLR20AA	13.00	9.12	0.9668	76	8.90	11.10	62	0.9833
TLR40AA	3.47	6.64	0.9678	104	8.65	12.20	57	0.9533
Residuo vegetal								
TAV	3.28	1.01	0.9647	686	5.64	6.81	102	0.9874
TLR10AV	2.18	2.19	0.9326	316	5.49	6.57	105	0.9941
TLR20AV	8.46	5.16	0.9408	134	1.72	7.37	94	0.9915
TLR40AV	2.50	3.63	0.9566	191	1.76	7.59	91	0.9648

p<0.001., K= constantes cinéticas y R² = coeficiente de determinación.

CONCLUSIONES

La cinética de mineralización del C se comportó como un modelo cinético de primer orden. La combinación del residuo orgánico de abono bovino y el LR empleados en los tratamientos TLR40AA y TLR20AA presentaron una velocidad de mineralización y vida media de descomposición menores a los 70 días por lo que son éstos los tratamientos que se pueden proponer como mejoradores de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Adegbidi, H.G., Briggs, R.H., 2003. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse. *J. Biomass and Bioenergy*. 25: 665-673.
- Aria, M., Sampedro, L., Monroy, F., Domínguez, J., 2008. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. *Soil Biol. Biochem.* 40:2511-2516.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Álvarez, R., y Álvarez, R. C., 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Am. J.* 64:184-189.
- Atiyeh, R. M., Subler, S., Edwards, C. A., Bachman, G., Metzger, J. D., 2000. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil and Shuster, W. *Pedobiología.* 44: 579-590.
- Barrera, G.R., Lima, V.F., Ferrer, S.A., 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Manag. Research.*24: 32-47.
- Caravaca, F., Roldán, A., 2003. Effect of *Eisenia foetida* earthworms on mineralization kinetics, microbial biomass, enzyme activities, respiration and labile C fractions of three with a composted organic residue. *Biol. Fertil. Soil.* 38: 45-51.
- Capistrán, F., E. Aranda, Romero, J.C., 2001. Manual de reciclaje, compostaje y lombricompostaje. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México. 150 p
- Clarke, W.P., Taylor, H., Cossins, R., 2007. Evaluation by respirometry of the loading capacity of a high rate vermicomposted bed for treating sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 98: 2611-2618.
- Chaoui, H.I., Zibilske, M.L., Ohno, T., 2003. Effects of earthworm cast and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability. *Soil Biol. Biochem.* 35: 295-302.
- Clarke, W., Taylor, M., Cossins, R., 2007. Evaluation by respirometry of loading capacity of a high rate vermicompost bed for treating sewage sludge. *Bioresour Technol.* 98:2611-2118.
- Contreras, F., Paolini, J., Rivero, C., 2006. Efecto de la adición de enmiendas orgánicas sobre la cinética de mineralización del carbono en suelo del Municipio Rivas Dávila estado Mérida, Venezuela. *Revista de la Facultad de Agronomía.* 31:37-52.
- Garg, P., Gupta, A., Satya S., 2006. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: a comparative study. *Bioresour. Technol.* 97: 391-395.
- Garnier, P. Cambier, C., Bouso, M., Masse, D., Chenu, C., Recous, S., 2008. Modeling the influence of soil-plant residue contact on carbon mineralization: Comparison of a compartamental approach and 3D spatial approach. *Soil Biol. Biochem.* 40: 2754-2761 pags.
- Gunadi, B., Clive, A. E., Blount, C. I.V., 2003. The influence of different moisture levels on the growth, fecundity and survival of *Eisenia fetida* (Savigny) in cattle and pig manure solids. *Eur. J. Soil Biol.* 39: 19-24
- Hair, J. F., Anderson, R.E., Tatham, R. L., Black, W.C., 1999. *Análisis Multivariante.* St.ed. Prentice Hall. España. 789 p.
- Montgomery, D., 2003. *Diseño y análisis de experimentos.* Edit. Iberoamericana, México, 595 pp.
- Nannipieri, C., 1995. La Capacit  Metabólica la Qualite del Suelo. *Agronomía,* 29:312-316.
- Nourbakhsh, F., 2007. Influence of vermicomposting on solid wastes decomposition kinetics in soils. *J. Zhejiang University Sci.* 8: 725-730.

- Paul, E.A., Clark, F.E., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. 2da Ed. Academic Press. San Diego. pp 340.
- Peña, C.W., 2004. Los suelos desarrollados sobre serpentines y su relación con la Flora Endémica. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, España. 402 p.
- Santamaría R. S., Ferrer, C. R., 2002. Dinámica poblacional de *Eisenia andrei* (Bouche, 1972) en diferentes residuos orgánicos. *Terra*. 3: 303-310.
- Suthar, S., 2009. Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia fetida* (Oligochaeta). 163: 199-206.

ESTABILIZACIÓN DE VERMICOMPOSTA CON LODO RESIDUAL MEDIANTE LA DETERMINACIÓN DE CO₂

Téllez L. M. L., Del Águila J. P., Lugo de la Fuente, J. A., R. Vaca P. y E. García V.
Laboratorio de Edafología y Ambiente, Facultad de Ciencias UAEM.
marlingtl@yahoo.com.mx

Palabras clave: vermicomposta, respiración, residuo orgánico.

RESUMEN

La generación de residuos orgánicos sólidos representa un problema para el ambiente y la sociedad, por lo que el reciclamiento es una alternativa para su uso. El empleo del vermicomposteo permite obtener un producto útil y rico en nutrientes para las plantas. La mineralización del C y la respiración se consideran un indicador de estabilidad de la vermicomposta. En este trabajo se evaluó el efecto del lodo residual (LR) y estiércol de caballo (AC) durante el proceso de vermicomposteo, con la finalidad de seleccionar la mezcla que llega más rápido a la estabilización mediante su actividad respiratoria. El estudio se realizó en laboratorio utilizando suelo (S), AC y LR en relación de 2:1 (AC:S) y dosis de 0, 10, 20 y 40 t ha⁻¹ de LR. La medición del CO₂ se llevó a cabo mediante el método de jarras cerradas a los 15, 30, 45 y 60 días de iniciada la vermicomposta y la determinación de CO₂ se hizo a lo largo de 31 días en todos los tratamientos. Los resultados muestran que la cinética de mayor velocidad de mineralización fue la dosis de 20 t ha⁻¹ de LR que son la que se sugiere para su uso como enmiendas en suelo de cultivo.

INTRODUCCIÓN

Una de las principales formas de deterioro del ambiente, es la generación de residuos sólidos que resulta un problema ambiental por su cantidad y disposición. El reciclar

los biosólidos representa una alternativa para atenuar estos problemas. Los residuos sólidos se utilizan para obtener productos con valor agregado, mediante el composteo, que consiste en un proceso biooxidativo de transformaciones microbianas en condiciones controladas, cuando en el proceso participan la lombriz de tierra se le llama vermicomposteo (Pearson *et al.*, 2000). La técnica de vermicomposteo ayuda a la estabilización de la materia orgánica (MO) y de esta manera se puede aplicar como enmienda agrícola (Suthar, 2009). El uso de los LR composteados como enmienda tiene como finalidad facilitar la disponibilidad de nutrimentos y estructura el suelo; se puede considerar como una alternativa viable para mejorar el ambiente (Montes *et al.*, 2004). La lombriz de tierra lleva a cabo la estimulación de la actividad respiratoria y fragmentación del tamaño de partícula que facilita la descomposición de la MO y permite el flujo de CO₂, H₂O y de nutrimentos a las plantas (McInerney y Bolger, 2000). La respiración se ve incrementada por la adición de MO proveniente del LR al suelo y este proceso facilita la mineralización a sustancias inorgánicas más estables, así como la remoción de sustancias tóxicas como los metales pesados (Suthar, 2009). Con la finalidad de optimizar el proceso se requiere de monitorear y realizar análisis rutinarios del proceso de vermicomposteo durante el periodo de tratamiento (García, 2006). Las características que se evalúan son de tipo físico y químico como la humedad, el pH, materia orgánica y en la parte biológica se tiene a la respiración y mineralización del C que son índices de estabilidad de la vermicomposta (García, 2006). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del lodo residual (LR) y el estiércol de caballo durante el proceso de vermicomposteo, con la finalidad de seleccionar la dosis más estable mediante su caracterización química, actividad respiratoria y mineralización del C.

MATERIAL Y MÉTODOS

El suelo se obtuvo del campo experimental de la Facultad de Agronomía (UAEMex) y es un Vertisol pélico asociado con *Phaeozem háplico* con textura fina (Vp + Hh/3) (Cetenal, 1976). El muestreo del suelo fue de tipo aleatorio y se tomaron 20 muestras en bolsas de plástico de 1.5 kg en los primeros 20 cm de profundidad. Se elaboró una muestra compuesta que se secó a la sombra, cuarteó, homogeneizó y tamizó (malla de 2 mm) y se tomó una muestra de 2Kg para análisis preliminares y el resto se utilizó en el experimento (Sparks *et al.*, 1996). Los LR municipales se colectaron directamente del filtro prensa de la planta de tratamiento de aguas residuales

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

municipales obteniendo una cantidad aproximada de 2 kg, se secó a la sombra y al aire, se mezcló para formar una muestra compuesta, se cuarteó y se tamizó (malla de 2mm). Una cuarta parte del lodo se utilizó para el análisis químico, y las tres cuartas partes para el experimento. La colecta de abono (estiércol de caballo) se llevó a cabo en la caballeriza del hípico de la Facultad de Veterinaria (UAEMex) tomando 10 kg de abono húmedo.

La selección de la lombriz de tierra (*Eisenia fetida*) se basó en lombrices con el clitelium bien desarrollado y con un 0.5 g de peso por individuo de acuerdo a Sheppard *et al.*, (1997). El montaje del experimento consistió en 4 tratamientos por triplicado como se muestra en la tabla 1 y se colocaron en recipientes de plástico (60 x 30 x 15 cm). A cada tratamiento se le agregaron 10 lombrices de acuerdo a Pearson y colaboradores, (2000). El experimento se trabajó en laboratorio por un periodo de 60 días.

Tabla 1: Componentes de los tratamientos.

Tratamiento (Clave)	Lodo residual (g)	Suelo <i>Phaeozem háplico</i> (g)	Abono Orgánico (g)	Lombriz (No.)
SLAC	0	1000	2000	10
SLAC10	180	1000	2000	10
SLAC20	360	1000	2000	10
SLAC40	720	1000	2000	10

S (Suelo); L (Lombriz), AC (Abono de Caballo), 10, 20 y 40 (dosis de LR en t ha⁻¹)

Los periodos de vermicomposteo fueron en 4 tiempos (15, 30, 45 y 60 días) una parte se llevó a incubación para medir los parámetros químicos: pH, MO y conductividad eléctrica (CE) y la respiración por el método de jarras cerradas (Nannipieri, 1995) el cual se basa en la evolución de CO₂ vía trampa alcalina y la respiración de los suelos libera CO₂ y es captado por la sosa produciendo su carbonatación, por lo que su medición se basa en la valoración de la sosa carbonatada con HCl de igual normalidad que el NaOH. Las lecturas se realizaron cada tercer día hasta completar 31 días. Se realizó el análisis estadístico de las variables (Montgomery, 2003) y se utilizó un modelo de regresión lineal para caracterizar la cinética de mineralización de C con ayuda de Excel y del paquete estadístico Statgraphics Plus. 5.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 2 se muestran valores de pH, MO y CE correspondiente a cada tratamiento durante el proceso. Con respecto al tiempo el pH decreció al final del proceso. A los 15 días el pH tuvo una tendencia fuertemente alcalina en todos los tratamientos y disminuyó hasta llegar a los 60 días, presentando una tendencia moderadamente ácida. Esta tendencia ácida puede deberse a que existe todavía una actividad microbiana en SLAC40 que está ausente en SLAC20, debido a su pH neutro, que se considera adecuado junto con SLAC10 y el control que son moderadamente alcalinos. Trabajos de Suthar (2009) mencionan que una tendencia ácida se debe a la producción de CO_2 , NH_4^+ , NO_3 y ácidos orgánicos por la descomposición microbiana durante el proceso del vermicompostaje, el cual hace disminuir el pH del sustrato. Esta disminución del pH no afectó la actividad de la lombriz en los tratamientos. Estudios de Garg *et al.* (2006) mencionan que el hábitat de la lombriz requiere de un pH de 6.8 a 7.8 para realizar sus actividades fisiológicas de crecimiento y reproducción. La MO tiende a decrecer en todos los tratamientos al término del proceso, esto se debe a que la lombriz y los microorganismos la consumen para llevar a cabo sus actividades metabólicas. La disminución de la MO se debe a diversos factores que hacen que se pierda el C-orgánico en el vermicomposteo (Gupta y Garg, 2008; Yadav y Garg, 2009), entre ellos es: el consumo de C-orgánico por la lombriz (Kaushik *et al.*, 2005), la actividad respiratoria donde el C-orgánico se transforma en CO_2 durante la descomposición y mineralización de los residuos orgánicos (Suthar, 2009). La CE se incrementó en los tratamientos, debido a liberación de sales solubles como amonio y fosfato después de la degradación de los compuestos más lábiles, de acuerdo a lo reportado por Lazcano y colaboradores. (2008). El incremento gradual en la CE es debido a los iones disponibles y minerales generados durante la ingestión y excreción de la lombriz (Garg *et al.*, 2006). Los parámetros químicos de los tratamientos se encuentran dentro de la Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007.

En las figuras 1, 2, 3 y 4 se muestra la evolución del CO_2 en cada tratamiento con respecto a los tiempos (el subíndice es el día) de incubación y el orden decreciente de la actividad respiratoria es: $t_{15} > t_{60} > t_{30} > t_{45}$. Este orden indica que a los 15 días (t_{15}) se dio la mayor actividad y la menor a los 45 días (t_{45}). Los tiempos t_{60} y t_{30} presentaron una mayor actividad el primero y una menor actividad el segundo. Esta conducta periódica de la actividad respiratoria se debe a que durante la etapa de menor tiempo

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

(t_{30}), la lombriz y los microorganismos no están estimulados para llevar a cabo la descomposición de los residuos orgánicos, debido a la saturación del sustrato. Coyne (1999) menciona que al paso del tiempo los microorganismos entran en un estrés fisiológico y sólo permanecen latentes para realizar sus necesidades básicas. Al tiempo (t_{60}) la lombriz estimula la actividad de los microorganismos para llevar a cabo el proceso de mineralización del C y la actividad respiratoria debido a la descomposición de la MO. Estudios de McInerney y Bolger, (2000) mencionan que la lombriz lleva a cabo la estimulación de la actividad respiratoria y fragmentación del tamaño de partícula que facilita la descomposición de la MO y permite el flujo de CO_2 , H_2O y nutrientes a los cultivos.

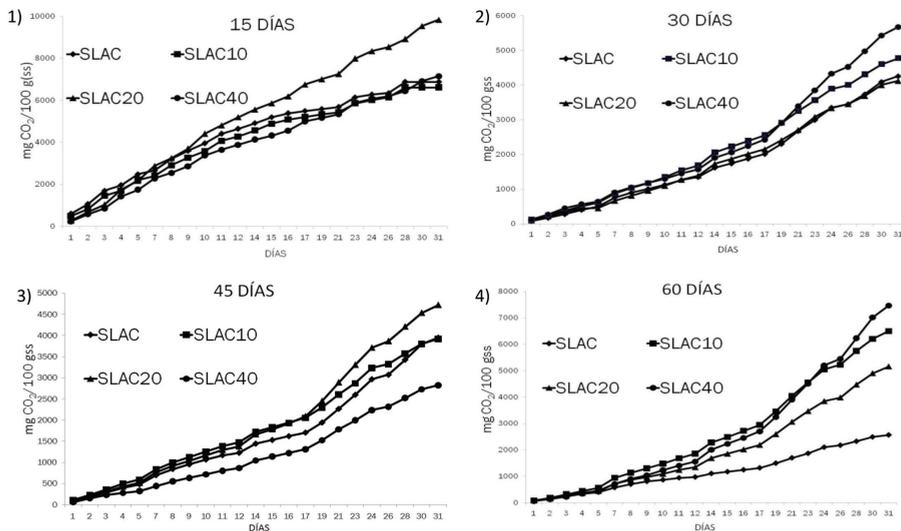
Tabla 2. Análisis químicos de la vermicomposta a diferentes tiempos.

Tiempo (Días)	Tratamiento (Clave)	pH	MO (%)	CE (dS m^{-1})
15	SLAC	8.42 ^b	44.04 ^{de}	2.66 ^{hi}
	SLAC10	8.68 ^a	46.29 ^{efg}	3.28 ^g
	SLAC20	8.37 ^c	52.10 ^{hi}	3.81 ^e
	SLAC40	8.38 ^c	60.66 ⁱ	5.16 ^{cd}
30	SLAC	7.83 ^e	43.40 ^{de}	2.76 ^h
	SLAC10	6.94 ^j	47.22 ^{efgh}	5.23 ^{bcd}
	SLAC20	7.09 ⁱ	49.21 ^{fghi}	5.41 ^b
	SLAC40	7.12 ⁱ	49.94 ^{fghi}	5.35 ^{bc}
45	SLAC	8.09 ^d	34.38 ^{ab}	2.51 ⁱ
	SLAC10	7.60 ^g	36.59 ^{bc}	3.41 ^{fg}
	SLAC20	6.58 ^l	51.74 ^{hi}	5.08 ^a
	SLAC40	7.50 ^h	53.25 ⁱ	3.49 ^f
60	SLAC	7.76 ^f	30.68 ^a	2.61 ^{hi}
	SLAC10	7.49 ^h	39.81 ^{cd}	3.94 ^e
	SLAC20	6.77 ^k	45.13 ^{ef}	5.14 ^d
	SLAC40	6.34 ^m	50.88 ^{ghi}	6.05 ^a

Prueba de Tuckey y las letras denotan las diferencias entre tratamientos, con $p < 0.05$. S (Suelo); L (Lombriz), AC (Abono de Caballo); 10, 20 y 40 (dosis de lodo residual en t ha^{-1})

Con relación a la mayor actividad respiratoria de los tratamientos y el tiempo se muestra en la figura 1; a t_{15} el tratamiento que más respiró fue el SLAC20, para t_{30} (figura 2) fue SLAC40, a t_{45} (figura 3), SLAC20 y a t_{60} (figura 4) SLAC40. La mayor

actividad respiratoria fueron SLAC20 (dosis media de LR) y SLAC40 (dosis alta de LR), lo que favorece que se lleve a cabo el proceso de mineralización por parte de los microorganismos y la lombriz y una disminución del C orgánico. Los trabajos de Barrera y colaboradores, (2006) comentan que los microorganismos respiran más rápidamente en presencia de grandes cantidades de MO disponible. La dosis media (SLAC20) desarrolla una mayor actividad respiratoria debido a que el sustrato en que se encuentra presenta un ambiente ácido que indica una gran actividad microbiana y descomposición de ácidos orgánicos. Algunos autores reportan que al final del vermicomposteo el pH disminuye debido a la producción de CO_2 y ácidos orgánicos (Premuzic *et al.*, 2002; Kaushik y Garg, 2004). Los cambios en el pH durante el vermicomposteo son provocados por la descomposición microbiana que se relaciona con la mineralización del N y P en nitrito/nitrato y ortofosfatos (Suthar, 2009). De estas dos dosis de LR (alta y media) y considerando su actividad respiratoria, la dosis media (SLAC20) es la más adecuada para su disposición como enmienda al suelo, por las características neutras de pH del sustrato de la vermicomposta.



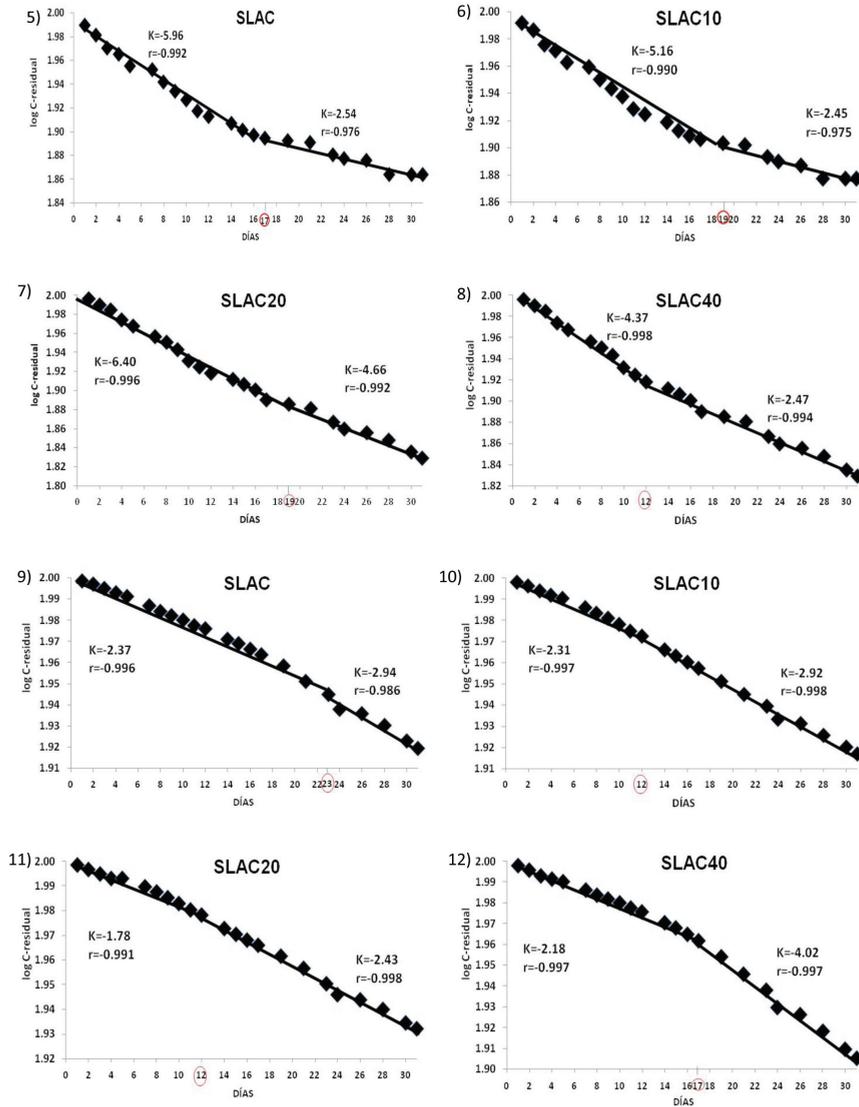
Figuras 1, 2,3 y 4: Datos de la evolución del CO_2 de la respiración a los 15, 30, 45 y 60 días de los diferentes tratamientos

Con respecto a la cinética de mineralización del C (figuras 5-20) todas se comportaron como un modelo de primer orden ya que presentan 2 etapas, estas consisten en dos procesos sucesivos: el primero comienza con la mineralización de un sustrato relativamente lábil, y el segundo a un sustrato más recalcitrante.

En estas figuras se muestra el valor de cada constante de mineralización " K_1 " y " K_2 " y el cambio de " r ". A t_{15} el tratamiento SLAC40 se realizó un corte en el día 12, para SLAC10 el día 19, SLAC20 el día 15 y SLAC el día 17. Lo que indica que en este tiempo la forma lábil se descompuso y pasó a formas más recalcitrante después de este tiempo. El valor de las constantes cinéticas fue $K_1 < K_2$ debido a que se estuvo descomponiendo C lábil en este tiempo. Para t_{30} el cambio de C lábil a recalcitrante se presentó en SLAC40 en el día 14, para SLAC10 en el día 12, SLAC20 día 12 y SLAC día 23. El valor de las constantes cinéticas fue $K_1 > K_2$ debido a que bajó la velocidad de descomposición del C lábil en este tiempo. A t_{45} el cambio de C lábil a recalcitrante se presentó en SLAC40 en el día 12, para SLAC10 día 23, SLAC20 día 17 y SLAC día 19. El valor de las constantes cinéticas fue $K_1 > K_2$ debido a que bajó la velocidad de descomposición del C lábil en este tiempo. El último tiempo t_{60} se cambio de C lábil a recalcitrante en SLAC40 día 12, SLAC10 día 12, SLAC20 día 12 y SLAC día 11. El valor de las constantes cinéticas fue $K_1 > K_2$ debido a que bajó la velocidad de descomposición del C lábil en este tiempo. En los tiempos t_{30} t_{45} t_{60} la velocidad de mineralización fue decreciendo con respecto al valor de K_2 y se estabilizó la velocidad de mineralización cuando a t_{60} el corte del cambio de r se dio en el día 12 en todos los tratamiento con dosis de LR y el control en el día 11.

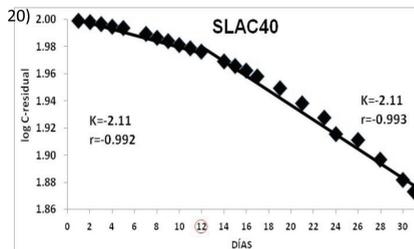
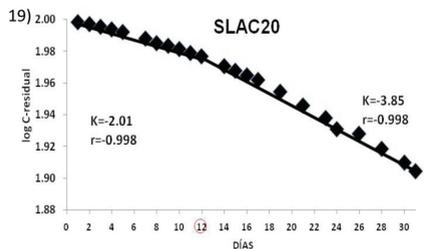
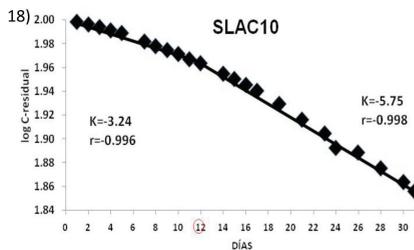
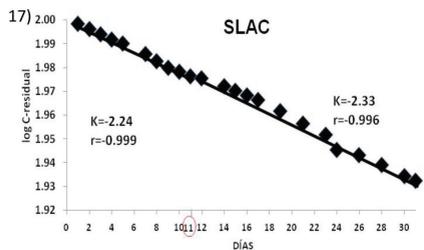
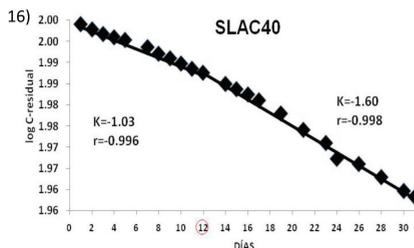
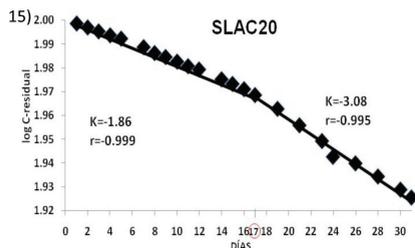
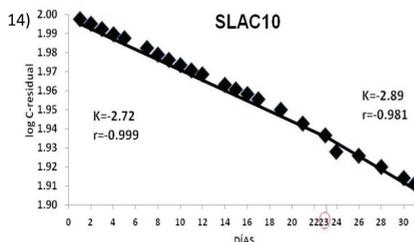
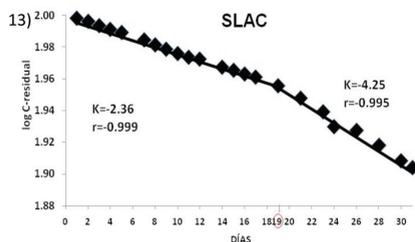
La disminución de la velocidad de mineralización se debe a que primero consumió formas de C lábil y posteriormente, la presencia de sustancias recalcitrantes, ácidos húmicos y sustancias pépticas que son más difíciles de digerir. Estudios de Álvarez y Álvarez (2000), comentan que los componentes lábiles de la MO del suelo juegan un papel importante en el cambio de nutrimentos y son los responsables de la estabilidad temporal del sustrato y constituyen la fracción ligera de la MO.

Al término del proceso el tratamiento que terminó más rápido en función a su velocidad de mineralización (K_2) fue el SLAC10, le siguió SLAC20, SLAC y SLAC40, por lo que la dosis que se encuentra más madura y se puede utilizar como una vermicomposta adecuada para su uso en el suelo o enmienda es SLAC10 (dosis baja) y SLAC 20 (dosis media).



Figuras 5 a la 11: Cinética de mineralización del C a los 15, 30, 45 y 60 días de los diferentes tratamientos

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO



Figuras 13 a la 20: Cinética de mineralización del C a los 15, 30, 45 y 60 días de los diferentes tratamientos

CONCLUSIONES

El pH se encontró dentro de la Norma Oficial Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2007, la MO disminuyó, y la CE se incrementó al término de la elaboración de la vermicomposta.

En función a la actividad respiratoria el tratamiento SLAC20 es el más adecuado para su disposición como enmienda al suelo, por las características neutras de pH de la vermicomposta. Con relación a la cinética de mineralización del C el tratamiento SLAC10 y SLAC20 presentaron una mayor velocidad de mineralización del C, además considerando su pH neutro, CE y contenido de MO proveniente del LR se puede sugerir a esta vermicomposta como un mejorador del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R., y Álvarez, R. C., 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Science American Journal*. 64:184-189.
- Barrera, G. R., Lima, V. F. and Ferrer, S. A., 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management & Research*. 24: 37-47.
- Cetenal, 1976. Carta edafológica. Esc. 1:50,000. México, 1976, hoja Toluca, E14 A 38.
- Coyne, M., 1999. *Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio*. Paraninfo. Madrid. 602p.
- García, P. R. E., 2006. *La lombriz de tierra como biotecnología en agricultura*. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Garg, P., Gupta, A. and S. Satya, 2006. Vermicomposting of different types of waste using: A comparative study. *Bioresource. Technology*. 97: 391-395.
- Gupta, R. and Garg. V. K., 2008. Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. *Journal Hazardous Materials*. 153: 1023–1030.
- Kaushik, P. and Garg V. K., 2004. Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dung and agricultural residues. *Bioresource Technology*. 97(2):203-206.
- Kaushik, P., Garg V. K. and Singh B., 2005. Effect of textile effluent on growth performance of wheat cultivars. *Bioresource Technology* 96(10):1189-1193.
- Lazcano, C., M. Gómez B., J. Domínguez, 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72 Pp.1013-1019.
- McInerney, M. and Bolger, T., 2000. Temperature, wetting cycles and soil texture effects on carbon and nitrogen dynamics in stabilized earthworm casts. *Soil Biol. Biochem*. 32: 335-349.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Montes G., Jiménez H., y Solís S., 2004. Lodos residuales composteados. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente.* 10(1): 21-24.
- Montgomery, D.C., 2003. *Diseño y Análisis de Experimentos*, Iberoamericana, México. 520-595.
- Nannipieri, P. C., 1995. La capacidad metabólica e la qualita del suolo. *Agronomía* 29:312-316.
- Norma Oficial Mexicana NOM 021 RECNAT 2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial 31/Dic//2202
- Pearson M. S., Maenpa K., Pierzynski G. M. and Lydy M. J., 2000. Bioremediation and Biodegradation. *J. Environ. Qual.* 29: 161-1617.
- Premuzic, Z., Brichta, J.P., Rendina, A.E. and A. F. Louo, 2002. Fertility and toxicity parameters for the commercialization of a soil additive using muds from the Mantanza river in Argentina. *Información Tecnológica.* 13: 25-29.
- Sheppard, J., Bembridge, Holmstrup M., y Posthuma L., 1997. *Advances in earthworm ecotoxicology.* SECTAC Press. Pp. 3-14.
- Suthar, S., 2009. Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with surgarcane trash using epigeic *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Journal Hazardous Materials.* 163: 199-206.
- Sparks D. L., Page A. L., Helmke P. A., Loepfert R. H., Soltanpour P. N., Tabatabai M. A., Johnston C. T. and Sumner M. E., 1996. *Methods of soil analysis* (parte 3 Chemical methods). Soil Science Society of America, Inc, American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA.
- Yadav, A. and Garg, V. K., 2009. Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology. *Journal Hazardous Materials.* 168:262-268.

EFFECTO DE LA ADICIÓN DE LODOS RESIDUALES EN LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO

Carrasco Salero F., Lugo de la Fuente J. A., Vaca Paulin R.

Facultad de Ciencias UAEMex.

facasal@gmail.com, jorgelug@gmail.com, rociopaulin@gmail.com

Palabras claves: respiración basal, C-biomasa, lodo residual.

RESUMEN

La adición de lodo residual al suelo produce un estrés en los microorganismos. Una de las formas de evaluar el desequilibrio del suelo es a través de la actividad y la biomasa microbiana; sin embargo, una combinación de estos dos parámetros como es el coeficiente metabólico (qCO_2), representa un indicador más sensible a los cambios ambientales tanto permanentes (estrés) como temporales (alteración) causados por la adición de materia orgánica. El objetivo de la investigación fue evaluar el efecto del acondicionamiento de suelo agrícola con lodo residual en condiciones de laboratorio a través de la respiración basal, C-biomasa y coeficiente metabólico. Para esto, se adicionó 0 t ha^{-1} (Suelo-Testigo) y 40 t ha^{-1} (suelo-lodo) de lodo residual de origen municipal a un suelo agrícola y se incubó durante 30 días a 25° C ; al final de este lapso se determinó la concentración de CO_2 por el método de jarras cerradas (Nannipieri, 1995) durante 27 días y la biomasa microbiana por el método de Fumigación-Extracción de Vance y colaboradores. (1987). Se observó que la adición de lodo residual aumentó el CO_2 producido por los microorganismos así como el C-biomasa microbiana; esto se atribuye al incremento en el contenido de materia orgánica y nutrientes al suelo, los cuales estimulan la actividad microbiana por lo que en el suelo enmendado aumenta la mineralización del C y la actividad total microbiana como resultado de la adición de los compuestos orgánicos lábiles presentes en el lodo residual. La adición de lodo residual incrementó el qCO_2 .

INTRODUCCIÓN

La evolución respiratoria de CO_2 (medida de actividades metabólicas) y las enzimas que participan en diversas transformaciones químicas, son comúnmente utilizadas como índices para la evaluación del efecto de los contaminantes sobre la actividad microbiana y el estado de fertilidad de los suelos (Sharada y Sanjat, 2004).

Es reconocido que la presencia de compuestos fácilmente degradables son importantes en la dinámica del C y mineralización del N (Grigatti *et al.*, 2010). Araújo y Monteiro (2006), sugieren que la biomasa microbiana podría ser un indicador sensible a cambios en los procesos del suelo, y por otro lado, la respiración del suelo es un parámetro usado para cuantificar la actividad microbiana en el suelo. Por tanto, si un suelo está en un proceso de degradación, ésta podría ser descubierta por cambios microbianos; mientras que los cambios de la MO no serían descubiertos en un estado temprano de degradación (Bastida *et al.*, 2008).

Bastida y colaboradores (2008), describieron al cociente metabólico ($q\text{CO}_2$) como el sustrato mineralizado por unidad de C-biomasa microbiana. El $q\text{CO}_2$ indica la eficiencia en la que la biomasa microbiana utiliza el C disponible para la biosíntesis y es considerado un indicador sensible para estimar la actividad biológica y calidad de sustrato, actuando como un indicador de madurez del ecosistema.

Dado lo anterior, es necesario llevar a cabo estudios sobre las actividades metabólicas de los microorganismos debido a que son fuente importante de energía biológica por su diversidad metabólica; así como de la materia orgánica del suelo, ya que es la principal fuente de energía de éstos.

METODOLOGÍA

Toma de muestras

Las muestras de suelo se obtuvieron de la Facultad de Ciencias Agrícolas de la UAEM ubicado en las inmediaciones de la carretera Toluca-Ixtlahuaca km. 14.7 a los 19° 24' latitud norte, 99° 43' longitud oeste, con una altitud de 2650 msnm (INEGI, 1999). El suelo se clasifica como Feozem háplico asociado a vertisol pélico de acuerdo a

la clasificación FAO (INEGI, 1999). Los lodos residuales se obtuvieron del filtro prensa de la planta tratadora de aguas residuales municipales Toluca Norte, ECOSYS.

Diseño experimental

La dosis de aplicación de lodo fueron de 0 t ha⁻¹ (suelo-testigo) y 40 t ha⁻¹ (suelo-lodo). Se ocuparon dos recipientes de plástico con 1,200 g de suelo, a un recipiente se añadió lodo residual a ambos se les agregó agua para mantener la humedad a capacidad de campo, subsecuentemente se metieron en la incubadora durante 30 días (preincubación) (Jezierska-Tys y Frac, 2008). De aquí se tomaron las muestras del suelo-testigo y suelo-lodo para su seguimiento durante 27 días después de la incubación.

Análisis de laboratorio

Se tomó la muestra para cada tratamiento, con el propósito de medir la respiración microbiana por el método de jarras cerradas (Nannipieri, 1995) durante 27 días y la biomasa microbiana por el método de Fumigación-Extracción de Vance y colaboradores (1987). Igualmente la muestra restante se puso a secar a temperatura ambiente, se molió y tamizó para medir el porcentaje de la materia orgánica del suelo. Se determinó materia orgánica por el método AS-07 basado en Walkley y Black (1947) y humedad por el método gravimétrico AS-05 (NOM-021-SEMARNAT-2001).

La cinética de mineralización del carbono se realizó a través de la velocidad a la que se reduce la proporción del carbono residual durante los 27 días de incubación, siguiendo una cinética de primer orden (Stanford y Smith, 1972; Gil *et al.*, 1992).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Materia Orgánica

El suelo-lodo presentó mayor contenido de materia orgánica (MO) respecto al suelo-testigo (tabla 1). Con el paso del tiempo, el contenido de MO podría incrementarse por la incorporación continua de lodo adicionado, esto es benéfico debido a que la materia orgánica favorece la formación y estabilidad de agregados, la aireación,

la velocidad de infiltración, la circulación del agua, la penetración de las raíces y el almacenamiento de agua y de nutrientes (Álvarez, 2005).

La degradación de un desecho orgánico que contiene un alto porcentaje de materia orgánica fácilmente degradable, como es el caso del lodo residual y la composta inestable, conduce a una respiración inmediata después de la adición al suelo (Grigatti *et al.*, 2010).

Tabla 1. Análisis de % C-total de un suelo agrícola adicionado con lodo residual

Tratamiento	MO (%)
Suelo-Testigo	3.0 ± 0.099
Suelo-Lodo	3.5 ± 0.057

Promedio ± Desviación Estándar

El incremento de materia orgánica en el suelo con lodo residual tiene un efecto significativo sobre la población microbiana y su actividad bioquímica, por lo que puede causar cambios en su actividad enzimática y el rango de la respiración (Jeziarska y Frac, 2008).

Respiración microbiana

En la figura 1, se observa la variación de los valores acumulados de la producción microbiana de CO₂ durante un periodo de 27 días, bajo condiciones óptimas de temperatura y humedad. En ella se observa que el suelo-lodo presenta la curva más ascendente de producción acumulada de CO₂. La sumatoria de los valores de respiración (Σ , producción total acumulada de CO₂ durante 27 días), fue mayor en el suelo-lodo (775 mg/CO₂) respecto al suelo-testigo (492 mg/CO₂), por lo que la adición de lodo residual provocó un estrés en los microorganismos del suelo, que se manifestó en una mayor producción de CO₂.

De manera general, la velocidad de acumulación se incrementa después del cuarto día de incubación, provocando que los organismos desintegradores se multipliquen rápidamente al encontrar una forma accesible de energía y de nutrimentos asimilables.

La actividad respiratoria del suelo depende, entre otras cosas de la disponibilidad de MO y de las poblaciones microbianas. Esto es apoyado por los resultados de este estudio. La dosis del lodo 40 t, causó un aumento en el nivel de actividad respiratoria con respecto al testigo (Jezierska y Frac, 2008).

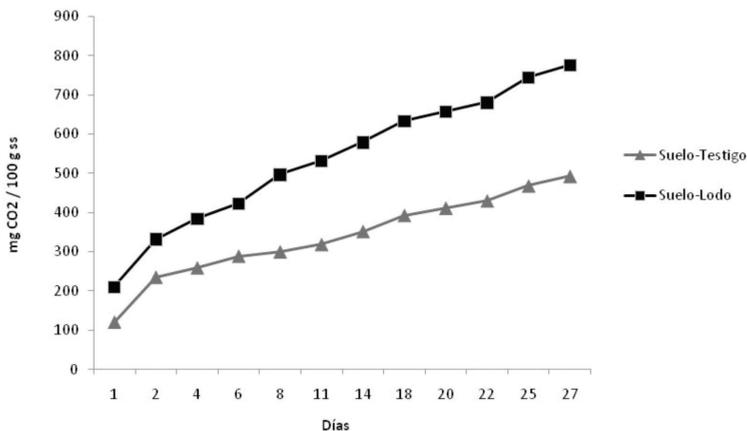


Figura 1. CO₂ obtenido en suelo y suelo adicionado con lodo residual.

La cinética de mineralización del carbono se calculó con base en la velocidad a la que se va reduciendo la proporción del carbono que permanece en el suelo o carbono residual, mediante la siguiente ecuación (Gil *et. al.*, 1992):

$$C \text{ residual} = \frac{(C_t - C_m)}{C_t} \times 100$$

donde; C_t representa el carbono total y C_m el carbono de mineralización. Se considera que el proceso sigue una cinética de orden 1, según la ecuación (Gil *et al.*, 1992):

$$\frac{dc}{dt} = -Kc$$

donde “ c ” es el carbono mineralizado, “ K ” es la constante de velocidad y “ t ” el tiempo.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Si se relaciona el logaritmo del carbono residual con el tiempo de incubación, se obtienen las gráficas de la figura 2. En las figuras 2 a) y b) se observa que los puntos se ajustan a dos rectas, esto se realizó haciendo una correlación (r) respecto a los días de mineralización, en donde la " r " se acercara más a 1, en donde se toma la primera porción (primer sustrato) de la recta y así para la segunda porción (segundo sustrato), lo anterior expresa el proceso de mineralización que consta de dos procesos de primer orden (Stanford y Smith, 1972), el primero radica en la mineralización de un sustrato más lábil y el segundo en la mineralización de un sustrato más recalcitrante

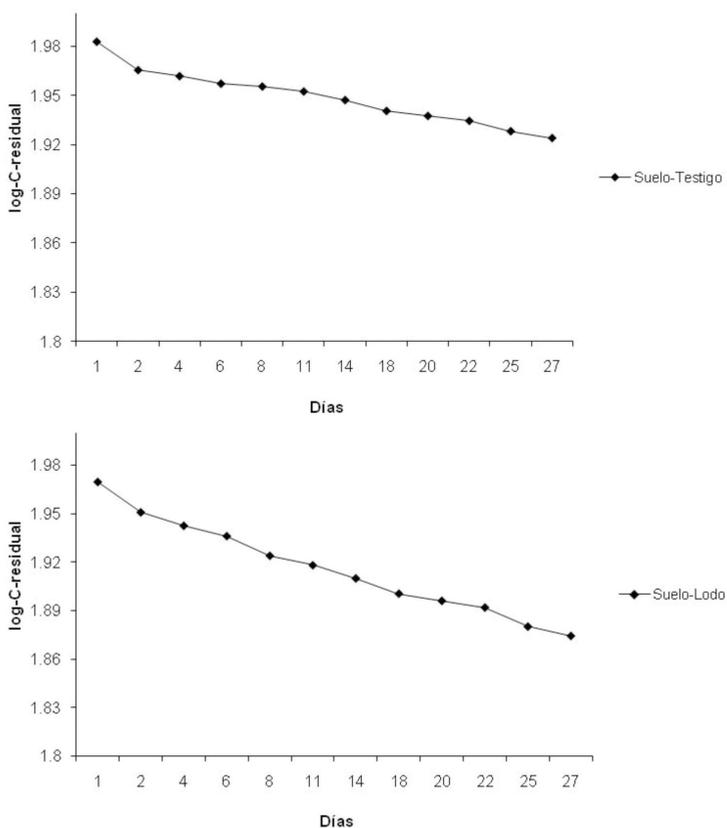


Figura 2. Curvas de la velocidad de mineralización del Carbono a) Suelo-Testigo (S-T), Suelo sin lodo residual; b) Suelo-Lodo (S-L), Suelo acondicionado con 40 t ha^{-1} .

(es aquel que es difícil de cambiar o modificar las propiedades bioquímicas) (Gil *et al.*, 1992). La cantidad de C residual obtenido, en los tratamientos, resultó dependiente del tratamiento aplicado. La curva de C residual presentó para S-T la mineralización del sustrato más recalcitrante al onceavo día de la incubación, para el S-L se inició en el día octavo de la incubación.

En la tabla 2 se observan los valores de las constantes cinéticas de ambos procesos. La correlación (r) entre los valores de logaritmo del C-residual y el tiempo, para el primer sustrato fue más alta para suelo-lodo y más bajo en suelo-testigo. En lo que corresponde al segundo sustrato, la más alta correlación fue para el suelo-testigo seguido de suelo-lodo.

Las constantes de velocidad indican valores que oscilan entre -2.5×10^{-3} y -5.7×10^{-3} para el sustrato más lábil y se registran $-1.7 \cdot 10^{-3}$ y $-2.6 \cdot 10^{-3}$ para el sustrato más recalcitrante. Para el primer sustrato y el recalcitrante, el S-L es el que presenta mayor velocidad (tabla 2).

Tabla 2. Constantes cinéticas (K) y coeficientes de correlación de *Pearson* (r) para la mineralización del carbono en suelo agrícola adicionado con lodo residual.

Tratamiento	Velocidad			
	Sustrato 1 (Lábil)		Sustrato 2 (Recalcitrante)	
	$K \times 10^{-3}$	r	$K \times 10^{-3}$	r
Suelo-Testigo	-2.5	-0.851	-1.7	-0.996
Suelo-Lodo	-5.7	-0.955	-2.6	-0.995

En la tabla 2 se pueden observar los valores de las constantes cinéticas de ambos procesos. La correlación (r) entre los valores de logaritmo del C-residual y el tiempo, es más alta en el suelo-lodo. Para el segundo sustrato, la más alta correlación es para el suelo-testigo.

Los compuestos lábiles en biosólidos son a menudo las proteínas que son la fuente principal del C lábil y disponible (Grigatti *et al.*, 2010). Es reconocido que la presencia de compuestos fácilmente degradables presenta un papel crucial en la mineralización del C y N (Grigatti *et al.*, 2010). Esto probablemente está relacionado con el agotamiento rápido de los sustratos respiratorios por los microorganismos de

suelo, esto es evidenciado por los resultados obtenidos en el tratamiento con la dosis alta del lodo (Jeziarska y Frac, 2008).

Biomasa microbiana y Coeficiente metabólico (qCO_2)

Las muestras de suelo fumigado de suelo-lodo presentan un valor más alto con respecto al suelo-testigo. Esta tendencia se repite en C-biomasa y qCO_2 (tabla 2).

La aplicación de lodos residuales favorece el incremento de la biomasa microbiana y por lo tanto la actividad de los microorganismos que son estimulados por la presencia de la materia orgánica. La biomasa microbiana puede ser usada para determinar el efecto de las enmiendas orgánicas y para observar las propiedades microbiológicas del suelo (Pedra *et al.*, 2007).

Tabla 3. Valores de flujo de Carbono, asociado a la biomasa microbiana y el coeficiente metabólico (qCO_2)

Tratamiento	Flujo de C mg C / 100 g ss	C - Biomasa	qCO_2 $\mu\text{mC-CO}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{ C-Biomasa} \cdot \text{h}^{-1}$
Suelo-Testigo	51.54	114.53	36.62
Suelo-Lodo	99.57	221.27	111.46

En la tabla 3 se muestran los valores de coeficiente metabólico, el menor valor que se mostró fue para suelo-testigo seguido de suelo-lodo, el cual mide la calidad fisiológica de los microorganismos del suelo.

Estudios previos se han realizado sobre qCO_2 y se han encontrado resultados similares. Serrano, (2010) encontró para suelo-testigo un valor de $7.45 \mu\text{mC-CO}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{ C-Biomasa} \cdot \text{h}^{-1}$ y Martínez (2009), obtuvo $20.64 \mu\text{g C-CO}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{ C-Biomasa} \cdot \text{h}^{-1}$ lo que indica que cuando se tienen valores altos, el estado fisiológico del suelo es menor y a coeficientes metabólicos bajos el estado fisiológico es alto, es decir, se tiene una buena actividad microbiana (Peña, 2004).

Por lo tanto, el estado fisiológico y la actividad microbiana en los tratamientos, presentan un grado de estrés lo cual no ocurre en el suelo-testigo debido a que sus valores son bajos respecto al suelo-lodo.

Araújo y Montero (2006), mencionan que aquellos microorganismos que viven poniendo sus mecanismos de defensa, aumentan su respiración por unidad de biomasa, razón por lo que aumenta el $q\text{CO}_2$.

CONCLUSIONES

Fue observado un efecto de estimulación de lodo residual sobre la respiración microbiana del suelo a consecuencia de un mayor estrés sobre los microorganismos del suelo.

La cinética de mineralización del carbono mostró para todos los tratamientos la presencia de un sustrato lábil y uno recalcitrante, señalado por los coeficientes de correlaciones encontradas y por las velocidades de degradación.

Fue observado un efecto de estimulación de lodo residual sobre C-Biomasa y $q\text{CO}_2$.

La aplicación de lodo residual es una alternativa adecuada, desde un punto de vista bioquímico, para mejorar la calidad del suelo, especialmente con una enmienda orgánica que tenga materia orgánica más estable, lo que sin duda representa un aumento de la fertilidad del suelo y una mejora de sus propiedades químicas y microbiológicas.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, S., 2005. La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. *Ecosistemas* 14 (2): 17-29.
- Ajwa, H.A., Tabatai, M.A., 1994. Decomposition of different organic materials in soils. *Biol. Fertil. Soils*. 18, 175-182.
- Araújo, A.S.F., Monteiro, R.T.R., 2006. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended. *J. Chemosphere* 64: 1043-1046.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *J. Geoderma* 147: 159-171.
- Bouyoucos, G. M., 1963. Directions for making mechanical analyses of soil by hydrometer method. *Soil Sci.* 42: 25-30.
- Coyne M., 2000. Microbiología del Suelo: Un enfoque exploratorio. Cap. 18. Ed. Paraninfo.
- Gil- Sotres, F., Trasar, M. C., Ciardi, C., Ceccanti, B., Leiros, M. C. 1992. Biochemical

- characterization of biological activity in very young mine soils. *Biology & Fertility of Soils* 13:25-30.
- Grigatti, M., Barbanti, L. and Ciavatta, C., 2010. Soil Respiration and Nitrogen Mineralization Kinetics of Compost and Vinasse fertilized soil in an aerobic liquid-based incubation. *Environmental Engineering Science* 27: 65-73.
- INEGI, 1999. Carta topográfica. 3ª Edición. Toluca de Lerdo. E-14-A-38. Escala 1:50000. México.
- Jeziarska-Tys, S. y Frac, M., 2008. Microbiological indices of soil quality fertilized with dairy sewage sludge. *J. Int. Agrophysics* 22:215-219.
- Martínez, G. E., 2010. Efecto de la aplicación de lodos residuales sobre la mineralización de carbono y nitrógeno en un suelo agrícola. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California. 60 p.
- Nannipieri, P. C., 1995. La capacidad metabólica e la qualita del suolo. *Agronomia* 29: 312-316.
- NOM-021-RECNAT-2000. Norma Oficial Mexicana. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Ortiz, H. L., 1994. Caracterización y propuesta del manejo de los lodos residuales de la planta de tratamiento de CIVAC, Estado de Morelos. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. 156 p.
- Pedra, F., Polo, A., Ribeiro, A., Domínguez, H., 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. *J. Soil Biology and Biochemistry* 39: 1375-1382.
- Peña, W., 2004. Suelos desarrollados sobre serpentinitas y su relación con la flora endémica. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 402 p.
- Serrano, G. N. J., 2010. Propiedades Bioquímicas de un Suelo Agrícola Acondicionado con Lodos Residuales. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California. 66 p.
- Sharada S. P. y Sanjat K. S., 2004. CO₂ evolution and enzyme activities (dehydrogenase, protease and amylase) of fly ash amended soil in the presence and absence of earthworms (*Drawida willsi Michaelsen*) under laboratory conditions. *Geoderma* 118: 289-301.
- Stanford, G.; Smith, S. J., 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society Amer. Proc.* 36: 465-472.
- Tekfay, T., Nordgren, A., Malmer, A., 2006. Soil respiration characteristics of tropical soils from agricultural and forestry land-uses at Wondo Genet (Ethiopia) in response to C, N and P amendments. *J. Soil Biology & Biochemistry* 38: 125-133.
- Vance, E. D., Brookes, P. C., Jenkinson, D. S., 1987. Microbial biomass measurement in forest soil: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soil. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 697-702.

APLICACIÓN DEL LODO RESIDUAL SOBRE EL CRECIMIENTO DEL CULTIVO DE MAÍZ

Armenta R., Lugo J., Vaca R.

Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México

armenta_ven@yahoo.com.mx

Palabras clave: Lodo residual, *Zea mays* L., biomasa, metales pesados

RESUMEN

Los lodos residuales se utilizan frecuentemente como mejoradores de suelo, sin embargo, presentan componentes como los metales pesados que pueden limitar el crecimiento de las plantas. En el presente estudio se evaluó el efecto del lodo residual (LR) de origen municipal, en el crecimiento de plantas de *Zea mays* L. (Var. Almoloya de Juárez) bajo condiciones de temporal en el Valle de Toluca en el ciclo agrícola P-O 08; para esto, se utilizaron dos dosis (T_1 y T_2) de lodo residual (LR) con 18 y 36 t ha⁻¹ y un testigo (T_0) con fertilizante químico (150-75-30; de N-P-K), bajo un diseño de bloques aleatorios. Se evaluaron los siguientes componentes del análisis de crecimiento en las plantas a los 45, 65, 100 y 135 días después de la emergencia de la planta (DDE); índice de área foliar (IAF), tasa de asimilación neta (TAN), eficiencia en el uso de la radiación solar (EUR), biomasa (BM); rendimiento en peso del grano (RG), el contenido de nitrógeno en grano (NG), así como también la concentración de metales pesados en el grano (MPG). Los resultados indicaron una alta variabilidad en el análisis de crecimiento, principalmente a los 135 días, el valor inferior lo presentó el T_0 , la producción de grano tuvo el siguiente orden $T_0 < T_1 < T_2$, los MPG, sólo el Ni y Zn fueron detectados con valores similares al T_0 . Los tratamientos con LR presentaron una mayor respuesta productiva bajo las condiciones ambientales en la zona de estudio.

INTRODUCCIÓN

Con el crecimiento de las ciudades se tiene un incremento en la producción de residuos sólidos, entre los que se encuentran los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales. Los lodos residuales se utilizan como abonos para mejorar la calidad de los suelos debido a los nutrientes y materia orgánica que contienen, al mismo tiempo que mejoran sus propiedades físicas y químicas. Las plantas cultivadas con lodos residuales pueden presentar variaciones en su desarrollo debido a la diversidad de elementos contenidos en estos materiales. Las altas concentraciones de metales pesados en el suelo pueden ocasionar serios problemas en los procesos fisiológicos de las plantas, tales como la respiración, el crecimiento, la fotosíntesis, y como consecuencia ocasionan una baja producción (Angelova *et al.*, 2004; Barriquelo *et al.*, 2003). Un método de estudio, capaz de abrir amplias perspectivas sobre las posibilidades de cuantificar la producción vegetal es conocido como análisis de crecimiento en plantas. El crecimiento, considerado como el aumento de la masa de un organismo, es el resultado de la formación de nuevas células y del aumento de peso de la masa al mismo tiempo; la masa es producida en el proceso fotosintético y los productos se distribuyen y acumulan en diferentes órganos de la planta. Los métodos de análisis de crecimiento han sido particularmente elaborados para estudiar este proceso durante la fase vegetativa. A partir de los datos de área foliar y masa seca, se pueden calcular los índices fisiológicos, como el índice de área foliar (IAF) y la tasa de asimilación neta (TAN), que indica la cantidad de biomasa acumulada en función del área foliar y el tiempo (Tanaka y Yamaguchi, 1984; Pearcy *et al.*, 1994). Una herramienta que nos puede ayudar a estudiar el efecto de la radiación incidente sobre los cultivos, es la eficiencia en el uso de la radiación (EUR), que es la cantidad de radiación solar sobre el cultivo y éste es capaz de interceptar mediante su área foliar; por tanto, tales factores pueden afectarse cuando se cultiva maíz con lodo residual (LR), ya que la presencia de altas concentraciones de metales pesados en estos materiales pueden acumularse en el suelo y ser absorbidos por los vegetales (Al Zoubi *et al.*, 2008) y ocasionar serios problemas en los procesos fisiológicos de las plantas, tales como la respiración, el crecimiento, la fotosíntesis y como consecuencia ocasionan una baja producción. Bajo este contexto, la presente investigación tiene como objetivo evaluar la productividad de la planta de maíz (*Zea mays* L. cv Almoloya de Juárez) en el Valle de Toluca, bajo dos dosis de lodo residual municipal, para hacer una propuesta sobre su uso como acondicionador de suelo agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en una parcela experimental del municipio de Xonacatlán, Estado de México, (19° 24' 45" N - 99° 32' 27" O), a una altitud de 2500 m (CETENAL, 1976). El suelo se clasifica como vertisol pélico asociado a feozem háplico con clase textural fina de acuerdo a los criterios de la FAO, 1990. Las características químicas del suelo se presentan en la tabla 2. El clima C(w₂)(w); templado subhúmedo con lluvias en verano; una precipitación anual promedio de 785 ml., la temperatura promedio anual de 12.6 °C (INEGI, 1999). Se utilizó la variedad de maíz (*Zea mays* L. cv. Almoloya de Juárez) de ciclo tardío, en la primavera de 2008 en condiciones de temporal. El diseño experimental utilizado fue el de bloques aleatorios separados por 0.7 m de calle entre cada tratamiento (Montgomery, 1991). Para el tratamiento testigo (T₀), se usaron fertilizantes químicos como la urea, el superfosfato de calcio triple y el cloruro de potasio como fuentes de N, P y K respectivamente para obtener la fórmula de 150-75-30. (tabla 1).

La incorporación de LR al suelo agrícola (SA) correspondiente a 18 y 36 t ha⁻¹ para los tratamientos T₁ y T₂, se realizaron de manera manual, en una sola aplicación en cada una de las unidades experimentales, distribuyendo el LR en el fondo del surco y posteriormente fue tapado con tierra para su integración al suelo. La siembra se realizó con maquinaria, posteriormente se hizo un raleo para mantener una distancia entre plantas a 20 cm y lograr con esto una densidad de población de 62,000 plantas por hectárea y la distancia entre surcos fue de 0.8 m. Las malezas se controlaron de manera mecánica, manual y química, para este último, se aplicó un L y un k de 2,4, d-amina® y atrazina® respectivamente disueltos en 200 L de agua.

Tabla 1. Actividades realizadas y fechas de ejecución en el ciclo agrícola P-O/08

Actividad	Fecha
Distribución del LR	08 marzo-08
Siembra	5 abril-08
Brotación de la planta	22 abril-08
1ª Escarda (45 días después de la brotación de la planta) y 1ª fertilización (50-75-30)	24 mayo-08
1º Muestreo	6 junio-08
2ª Escarda y 2ª fertilización (100-0-0)	15 junio-08
2º Muestreo (65 días después de la brotación de la planta)	26 junio-08
3º Muestreo (100 después de la brotación de la planta)	30 junio-08
4º Muestreo (135 días después de la brotación de la planta)	5 sep.-08

Muestreo de LR y SA

Se utilizó LR de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales Toluca Norte que opera la empresa Ecosistemas S. A. de C. V. El muestreo y las determinaciones químicas para su aprovechamiento como acondicionador en suelos agrícolas se realizaron como especifica la Norma Oficial Mexicana (NOM-004-SEMARNAT-2002). El SA se muestreo inicialmente de manera aleatoria (horizonte Ap -30 cm superficiales-) para conocer algunos de los parámetros químicos relacionados con la fertilidad del suelo agrícola de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000 (tablas 2 y 3).

Análisis químico del SA y LR

El pH se determinó en agua en una relación suelo: solución 1:2.5 (peso/volumen; p/v); la conductividad eléctrica, por el método del extracto acuoso (Primo y Carrasco, 1973). La textura por el método de Boyoucos (Jackson, 1982); el porcentaje de materia orgánica (MO) por el método de Walkley y Black (1947); la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y cationes intercambiables como el calcio (Ca^{2+}), sodio (Na^+), potasio (K^+) y magnesio (Mg^{2+}), por el método del acetato de amonio (Chapman, 1965). Nitrógeno total (N) por el método de digestión-distilación de Kjeldhal (Bremmer, 1996). Los metales pesados totales en el suelo fueron determinados mediante espectrofotometría de absorción atómica (AAS), Perkin Elmer mod. 3110, después de una digestión ácida (HNO_3) asistida con microondas.

Muestras de planta y estimación de rendimiento

Se muestrearon tres plantas de cada unidad experimental con competencia completa para el análisis de crecimiento incluyendo la raíz. Para estimar el rendimiento, se recolectaron las mazorcas producidas en un metro lineal de cada lote experimental. El nitrógeno en grano, fue determinado por el método de Kjeldahl (Bateman, 1970); la proteína (%), fue calculada al multiplicar el nitrógeno (%) por factor (6.25): se tomaron 30 g de granos de cada una de las tres mazorcas recolectadas de cada unidad experimental; se molieron en un molino con aspas de aluminio, la harina obtenida se hizo pasar por una malla de 20 mm, la misma harina fue usada para determinar los metales pesados en grano (Cd, Cu, Ni, Pb y Zn); para esto,

se tomaron 0.5 g de muestra y mediante una digestión ácida (HNO_3) asistida en microondas se determinaron los metales pesados mediante espectrofotometría de absorción atómica (AAS) Perkin Elmer, Mod. 3110;

Durante el desarrollo de la planta se registró la fenología del cultivo, según los criterios de Escalante & Kohashi (1993), para evaluar el crecimiento de las plantas de maíz en los tres tratamientos; se realizaron muestreos destructivos de tres plantas de cada parcela útil a los 45, 65, 100 y 135 días después de la emergencia (DDE) en cada uno de los muestreos se midió el área foliar con un integrador de área foliar (Li-cor 3100) y se estimó el índice de área foliar (IAF) según Escalante & Kohashi (1993) mediante la relación siguiente.

$$IAF = \left(\frac{AF * DP}{1000 \text{ cm}^2} \right)$$

Donde: IAF= índice de área foliar, AF= área foliar por planta (cm^2) y DP = número de plantas m^{-2} . A la madurez fisiológica se estimó la tasa de asimilación neta (TAN), la cual se estimó según Escalante & Kohashi (1993) mediante la siguiente relación:

$$TAN = \left(\frac{PS_2 - PS_1}{AF_2 - AF_1} \right) \left(\frac{\ln AF_2 - \ln AF_1}{t_2 - t_1} \right)$$

Donde: TAN = tasa de asimilación neta; PS_2 y PS_1 = peso seco final y peso seco inicial; AF_2 y AF_1 = área foliar final y área foliar inicial; \ln = logaritmo natural de AF_2 y AF_1 ; T_2 y T_1 = tiempo final y tiempo inicial. El rendimiento de grano (RG) se evaluó a madurez fisiológica, se pesó el grano de diez mazorcas, para obtener el promedio y expresarlo en g planta^{-1} , cuando éste presentaba una humedad del 13 %; La eficiencia en el uso de la radiación (EUR), fue calculada por medio de la ecuación:

$$EUR = \left(\frac{R}{RFA} \right)$$

Donde: EUR= eficiencia en el uso de la radiación; R, es el rendimiento y RFA, es la radiación fotosintéticamente activa, determinada con los datos de radiación

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

global (RG), obtenidos de la estación meteorológica automatizada de la Facultad de Ciencias Agrícolas de la UAEMex., a los valores de radiación global obtenidos en $\text{cal cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$, fue necesario multiplicarlos por la constante 0.50 obteniendo de esta manera valores para RFA y posteriormente multiplicarlos por 0.04148 para finalmente transformarlos a $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$.

Análisis estadísticos

Se realizó un muestreo exploratorio y descriptivo para los resultados preliminares del SA y el LR, un análisis de varianza (ANOVA) a las medias de los tratamientos, se aplicó la prueba de Tukey con un nivel de confianza del 95%, se utilizó el paquete estadístico Statgraphics Plus versión 4.0 (Statiscal Graphics Corporation, 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características del LR y SA

En la tabla 2, se presentan los resultados de los análisis químicos del suelo agrícola, de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad en suelos destinados a la agricultura, se clasifican como medios y muy bajos; por otro lado, los valores de las mismas características del LR (tabla 2), son considerablemente mayores a los del suelo, por consiguiente, con la aplicación del LR, los valores de algunas propiedades químicas del suelo pueden verse favorecidas, logrando con esto, una mayor fertilidad del suelo debido a la concentración de macronutrientes en el LR.

Tabla 2. Propiedades químicas del SA y el LR

		SA								
		MO	N	pH	CE	CIC	Ca ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺
		(%)	(%)	(H ₂ O)	(dS m ⁻¹)	(cmol kg ⁻¹)				
		2.7±0.4	0.15±0.01	5.1±0.09	0.37±0.01	23±2.5	8.1±0.9	0.75±0.01	0.48±0.1	1.4±0.04
NOM	Medio	Medio		Moderado-ácido	Despreciable	Media	Media	muy bajo	Medio	Medio
		LR								
		43.9±4.7	4.91±0.7	6.5±0.8	5.91±0.8	36±6.9	20.6±4.4	5.88±0.9	3.31±0.4	16.3±3.7

Promedio ± error estándar, NOM-021-SEMARNAT-2000

Tabla 3. Valores obtenidos de metales pesados en el SA, LR y niveles máximos permisibles

Metal	Valores obtenidos (mg·kg ⁻¹) y clasificación			Valores máximos permitidos			
	SA		LR	°LR (mg·kg ⁻¹)		‡SA (µg g ⁻¹)	
	Total	*NOM- 021	Total	Bueno	excelente	intervalo	
Cd	nd	-	nd	85	39	0.01	7
Cu	12.73±2.65**	Adecuado	279.3±22.76	4300	1500	2	100
Ni	18.89±1.97	Normal	8.4±0.87	420	420	10	100
Pb	22.45±3.21	Normal	84.1±4.65	840	300	2	200
Zn	44.32±7.84**	Marginal	605.5±69.2	7500	2800	10	300

Para el uso de los lodos residuales en la agricultura, una de las limitantes es la presencia de metales pesados (tabla 3), los valores de los metales pesados (Cd, Cu, Pb, Ni y Zn) son clasificados como excelentes debido a su bajo contenido de acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002; por tanto, su aplicación como mejorador del suelo puede hacerse de manera segura respecto a los metales analizados en este trabajo; los metales pesados en el SA considerados como contaminantes como el Pb Ni Cd y Zn, los cuales están clasificados como normales de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000 y para el caso del Zn y el Cu, como marginal (determinados con DTPA), debido a que están clasificados como micronutrientes para las plantas; el Cd se encontró por debajo del límite de detección del aparato (≤ 0.017) en el suelo y el lodo residual.

Índice de área foliar

En la figura 1, se presentan los resultados del IAF a los 45, 65, 100 y 135 DDE. Hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) a los 45 y 135 días entre los tratamientos, donde el mayor valor lo presentó el T₂ a los 45 DDE, el T₀ presentó un 29 y un 32% menos del IAF respecto al T₁ y T₂ a los 45 DDE. A 135 DDE, hubo una tendencia similar, donde el T₀ presentó un valor inferior del 30 y 26% respecto al T₁ y T₂. Por ser el maíz una gramínea de rápida germinación y alto crecimiento en edades tempranas de la planta, lo cual se confirma en la figura 1, donde se observa un rápido crecimiento de 65 a 100 DDE en los tres tratamientos. Por otro lado, el incremento del IAF del T₀ se debe a la aplicación del fertilizante inorgánico que se mineralizó rápidamente, dando como resultado un incremento en el IAF. El mayor IAF encontrado a la edad de 135

DDE coincidió con el inicio del desarrollo reproductivo de la planta, momento en el cual necesita de su máxima capacidad fotosintética para acumular carbohidratos y masa seca, para ser utilizados posteriormente en la formación de la mazorca (Lafitte, 2002). La presencia de estrés hídrico o nutricional (por ejemplo, la deficiencia de agua o nitrógeno) reduce la tasa de crecimiento del cultivo en el período crítico de generación del número de granos y esto produce marcadas reducciones en el rendimiento del cultivo (Birch *et al.*, 1998).

El efecto ocasionado por los tratamientos con LR (T_1 y T_2) tuvo un valor superior en cuanto a la producción de biomasa y rendimiento. Al respecto, Paliwal y colaboradores (2001), mencionan que la radiación total interceptada por las plantas se ve afectada negativamente por los bajos contenidos de nitrógeno. Es por ello que, según Overman y Scholt (2002), la planta requiere de energía para absorber nutrientes, lo cual se satisface en principio por la absorción de la luz. Por lo que, de acuerdo con los resultados obtenidos, al verse incrementado el IAF en el T_2 , la energía interceptada fue mayor (figura 3), generando una mayor producción de biomasa y rendimiento de grano

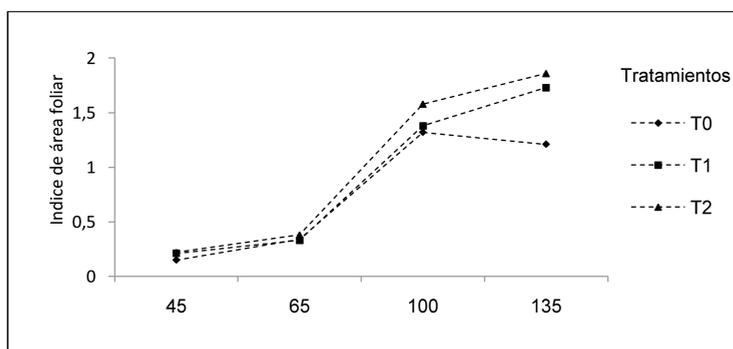


Figura 1. Diferentes valores del IAF en los tratamientos

Tasa de Asimilación neta en los tratamientos.

En la figura 2, se presenta el comportamiento de la TAN en los tres tratamientos a los 45, 65 100 y 135 DDE. La tasa de asimilación neta (TAN) es un índice importante del aparato asimilador; manifiesta la eficiencia neta en la producción de masa seca

por fotosíntesis menos la pérdida de asimilados en los procesos de respiración (Portes *et al.*, 2001). La TAN como indicador de la eficiencia fotosintética, mostró al T_0 con el mayor valor a los 65 DDE con $0,96 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$, mientras que el T_1 y T_2 presentaron un valor de $0,75$ y $0,66 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ mostrando diferencias entre los tratamientos, este valor alto puede deberse a la aplicación del fertilizante químico, el cual debido a la temperatura y humedad del suelo tuvo una alta mineralización. A la edad de 100 DDE el máximo valor se obtuvo con el T_1 cuyo valor fue de $1,99 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$, lo que coincidió con un IAF a los 100 DDE, para luego decrecer después de los 100 DDE. Los tres tratamientos presentaron la misma tendencia, con una TAN a los 135 DDE de $0,03$, $0,22$ y $0,11 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$, para el T_0 , T_1 y T_2 , presentando diferencias estadísticas ($P < 0,05$). de acuerdo con Portes y colaboradores (2001), el maíz a los 90 días presenta una TAN de alrededor de $1,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$.

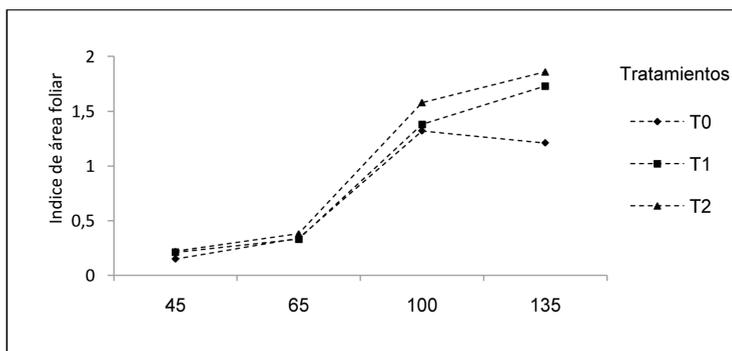


Figura 2. TAN con relación a la producción de biomasa total

Eficiencia en el uso de la radiación (EUR) en los tratamientos

En la figura 3, se presenta la EUR para los tres tratamientos, la mayor eficiencia en el uso de la radiación (EUR), la presentó el T_2 , seguido del T_1 y finalmente el T_0 , con diferencias estadísticas entre ellos ($p < 0,05$) con $0,234$, $0,172$ y $0,142 \text{ g m}^{-2} \text{ MJ}^{-1}$, estos resultados pueden deberse a que T_2 presentó valores más elevados en biomasa, producción en grano y la TAN mayor que el T_1 y el T_0 , de tal manera que el T_2 fue más eficiente al convertir la energía solar en carbohidratos (materia seca). Con respecto al T_0 . Estos valores difieren por los reportados por Andrade y colaboradores (1996), quienes mencionan valores de EUR que van de $1,52$ a $1,53 \text{ g m}^{-2} \text{ MJ}^{-1}$ para maíz, datos que pueden diferir, quizá por la zona donde se realizó el

estudio, los genotipos utilizados y la fuente de nutrientes. Por otro lado, Giménez (1994), menciona, que el nitrógeno influye en el desarrollo vegetativo, afectando así la EUR. De manera independiente, Portes y colaboradores (2001), y Lafitté (2002); estudiaron la radiación interceptada en maíz y al igual que Giménez (1994), llegaron a la conclusión que la fertilización influye en los valores de la EUR.

Contenido de nitrógeno y rendimiento en el grano de maíz.

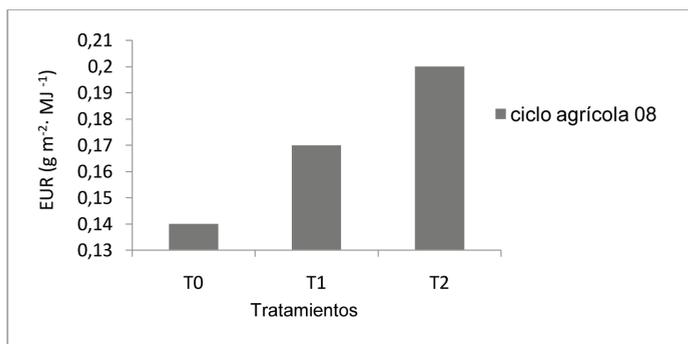


Figura 3. Eficiencia en el uso de la radiación (EUR)

Debido a que en países en vías de desarrollo y subdesarrollados la proteína de maíz es una fuente importante en la alimentación y considerando que el maíz es el tercer cereal cultivado seguido del arroz y la avena (Sofi *et al.*, 2009). La calidad de los granos de maíz estimada a través de su contenido de proteína, está estrechamente asociada a la cantidad de nitrógeno en el suelo y a las condiciones ambientales; por lo que resulta de interés conocer como se ve afectada la concentración de nitrógeno en el grano cuando las plantas son cultivadas con diferentes dosis de LR. En la tabla 4, se presentan los valores del nitrógeno (%) en el grano de maíz; se observan diferencias significativas entre los tratamientos con LR, el T₀ tuvo el valor más bajo de 1.33 (%), mientras que el T₁ y T₂ incrementaron 3.6 y 5.0% respecto a T₀. La concentración de proteína (%) en el grano de los tratamientos (T₀, T₁ y T₂) se encuentran dentro del intervalo que marca la NMX-F-608-NORMEX-2002. La productividad en campo y el contenido de proteína en granos están asociados relativamente con los regímenes de fertilidad del suelo; su desequilibrio en los nutrimentos causan drásticamente una reducción en la producción de grano; se ha reportado la interacción entre las condiciones ambientales y la variedad en la

concentración de proteína y asociaciones entre la proteína en el grano con factores genéticos de la planta (Li *et al.*, 2009). También se muestran los valores obtenidos de la producción de maíz en los diferentes tratamientos, hubo diferencias significativas entre los tratamientos con LR (T_1 y T_2) y con el tratamiento con fertilizante químico (T_0). El incremento fue de 17 y 28% para el tratamiento T_1 y T_2 respecto al T_0 .

Estos resultados son similares a los obtenidos por Al Zoubi y colaboradores, (2008), quienes obtuvieron la mayor producción de maíz en los tratamientos con lodo residual de 3,880 $k\ ha^{-1}$ con la dosis de 34 $t\ ha^{-1}$ de lodo residual en base seca. Por otro lado, Delgado *et al.*, 2002, obtuvieron una producción de maíz de 13,800 $k\ ha^{-1}$ aplicando una dosis de 12 $t\ ha^{-1}$ de lodo composteado + 350 $kg\cdot ha^{-1}$ de urea (46% de N). Cuevas y colaboradores (2003), obtuvieron resultados similares al aplicar 60 $t\ ha^{-1}$ de lodo composteado; ellos no recomiendan esta dosis debido a que también encontraron valores altos de $N-NO_3$ en diferentes profundidades del suelo y podría representar una fuente de contaminación en las aguas subterráneas.

Tabla 4. Contenido de nitrógeno y proteína (%) en el grano de maíz y rendimiento ($kg\ ha^{-1}$) en los diferentes tratamientos

	Tratamientos		
	T_0	T_1	T_2
Proteína (%)	7.77	8.06	9.08
Nitrógeno (%)	1.33±0.06 ^a	1.38± ^b	1.56±0.04 ^c
Rendimiento ($kg\ ha^{-1}$)	5170±375 ^a	6227±471 ^b	7222±543 ^c

Letras diferentes indican diferencias significativas ($P<0.05$).

Promedio ± error estándar

Tabla 5. Concentración de metales pesados ($\mu g\ g^{-1}$) en el grano de maíz en los diferentes tratamientos

Tratamientos	Cd ^{**}	Cu ^{***}	Ni	Pb ^{****}	Zn
T0	ND	ND	1.56±0.07 ^a	ND	21.69±3.98 ^a
T1	ND	ND	1.51±0.04 ^a	ND	31.03±5.32 ^a
T2	ND	ND	2.25±0.03 ^a	ND	25.75±3.42 ^a
*Lím de tolerancia	3	150	50	10	300

*Límite de tolerancia para cultivos agrícolas (Sopper, 1993); ND=No detectado; **límite de detección ≤ 0.017 ; *** ≤ 0.034 ; y **** ≤ 0.192 . Letras diferentes indican diferencias significativas ($P<0.05$).

Promedio ± error estándar

Metales pesados en el grano de maíz.

La concentración de metales pesados en el grano de maíz (tabla 5), no presentó diferencias significativas en los tratamientos T_1 y T_2 ; el Ni tuvo un incremento del 30.6% en el tratamiento T_2 respecto al T_0 ; y el Zn, presentó un incremento del 30.1 y 15.7% en el tratamiento T_1 y T_2 comparado con el T_0 . El Cd, Cu y el Pb se encontraron cerca o por debajo del límite de detección del equipo. Por otro lado, Cuevas y Walter (2004), en un estudio de dos años y diferentes dosis con lodo residual no detectaron Cd en el grano de maíz, sus valores para el Zn son similares a los encontrados en este trabajo. Estos resultados, coinciden con los de otras investigaciones realizadas (Al Zoubi *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2004; Barriquelo *et al.*, 2003) donde se indican que el grano acumula menor cantidad de metales como el Cd, Pb y Ni, por lo que es difícil que las concentraciones en el grano de estos elementos superen los límites de tolerancia (Sopper, 1993). El Ni fue incluido como elemento esencial para las plantas en 1988, debido a la importancia en procesos fisiológicos (Brown *et al.*, 1988); en concentraciones altas este elemento es fitotóxico (Sheoran *et al.*, 1993), se absorbe como catión Ni^{2+} (Uren, 1992) y es transportado a los sitios metabólicos activos en donde interfiere en la absorción y translocación de otros nutrimentos en la planta.

CONCLUSIONES

El análisis de crecimiento como el IAF, TAN, EUR de las plantas del *Zea mays* L. var. Almoloya de Juárez, a los 45, 65 y 100 DDS tuvieron un comportamiento similar debido a la rápida mineralización del fertilizante inorgánico. Sin embargo, los parámetros antes mencionados, a 135 días, el T_0 presentó el valor más bajo.

La producción de grano y su contenido de proteína, se vio favorecido en los tratamientos con LR, sin embargo, el T_2 presentó el valor más alto en ambas mediciones. En cuanto a los metales pesados encontrados en el grano de maíz, solo el Ni y el Zn fueron detectados, tales valores se encuentran por debajo de los límites de tolerancia en cultivos agrícolas. El Cd, Cu y Pb estuvieron por debajo del límite de detección del aparato debido a su baja concentración en el suelo. El contenido de nitrógeno (%) en el grano y la producción de maíz fueron mayores en los tratamientos con LR.

Se puede concluir que en nuestras condiciones experimentales, la aplicación de lodo residual de origen municipal puede sustituir a la fertilización mineral tradicional usada de manera común por los agricultores regionales para el cultivo de maíz sin manifestar efectos adversos en la calidad del grano, por lo que su aplicación de estos lodos puede hacerse de una manera segura al menos a corto plazo.

BIBLIOGRAFÍA

- Al Zoubi, M., Arslan, A., Abdelgawad, G., Pejon, N., Tabbaa, M. and Jouzdan O., 2008. The effect of sewage sludge on productivity of a crop rotation of wheat, maize and vetch and heavy metal accumulation in soil and plant in Alepo governorate. *American-eurarian J. Agric. Environ. Sci.* 3(4):618-625.
- Andrade, F., Cirilo, A., Uhart, S. y Otegui, 1996. *Ecofisiología del cultivo del maíz*. Ed. La Barrosa, Buenos Aires. Argentina.
- Angelova, V., Ivanova, R., Delibaltova, V., Ivanov, K., 2004. Bio-Accumulation and distribution of heavy metals in fiber crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*, 19:197-205.
- Barriuelo, M., Aparecida, M., Soalera, M. and Lenzi, E., 2003. Lead behavior in soil treated whit contaminated sewage sludge and cultivated with maize. *J. Biol and Techn.* 46(4):499-505.
- Birch, C.J., Riekert, K. G. and Hammer, G.L., 1998. Modeling leaf production and crop development in maize (*Zea mays* L.) alter tassel initiation under diverse conditions of temperature and photoperiod. *Field Crops Res.* 58: 81-95.
- Bremner, M., 1996. Nitrogen-total. in: Sparks DL. (Ed.). *Methods of soil analysis. part 3 Chemical methods*. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, EId. 1103-1108.
- Brown, H., Welch. R. and Cary, E., 1988. Nickel: A micronutrient essential for higher plants. *Plant Physiol.* 85:801-803.
- Delgado, M., Porcel, M., Miralles de Imperial R., Beltrán, E., Beringola, L., and Martín, J., 2002. Sewage sludge compost fertilizer effect on maize yield and soil heavy metal concentration. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 18 (3):147-150.
- CETENAL, 1976. Carta edafológica. Esc. 1:100,000, hoja Xonacatlán, E.14.A-38-23. México.
- Chapman, D., 1965. Diagnostic criteria for plants and soil: in black, C. A. (ed.), diagnostic criteria for plants and soils. American society of agronomy no. 9. Riverside, California. 902-904.
- Cuevas, G., Martínez, F. and Walter, I., 2003. Field-grown maize (*Zea mays* L.) with composted sewage sludge. Effects on soil and grain quality. *Spanish J Agric Res* 1(3):111-119.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Cuevas G. y Walter I., 2004. Metales pesados en maíz (*Zea mays* L.) cultivado en un suelo enmendado con diferentes dosis de compost de lodo residual. *Rev. Int. Cont. Amb.* 20 (2):59-68.
- Escalante, E. J. A. S. y Kohashi, S. J., 1993. El rendimiento y crecimiento de frijol, manual para la toma de datos. Centro de Botánica - Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 84 pp.
- Giménez, C., Connor, D. J. and Rueda, F., 1994. Canopy development, photosynthesis and radiation use efficiency in sunflower in response to nitrógeno. *Field Crops Research.* 15: 17-37.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, geografía e Informática), 1999. Anuario estadístico del Estado de México, pp 245-266.
- Jackson, M., 1982. *Análisis químicos de suelos.* Omega, España, pp. 662.
- Laffite, H.R., 2002. Fisiología del maíz tropical. Programa de maíz CIMMT. *Tecnifenalce* 2(7): 4-5.
- Li, Y., Wang Y., Wei, M., Li, X. and Fu, J., 2009. TQL identification of grain protein concentration and its genetics correlation with starch concentration and grain weight using two populations in maize (*Zea mays* L.). *J. Genet* 88:61-67.
- Martínez-de la Cerda, J., Olivarez-Saénz, J., Salinas-García, G., Zavala-García, F., Aranda-Ruiz, J., 2004. Efecto del lodo residual en trigo (*Triticum*spp, L.). *Inter. J. Experim. Bot.* 237-242.
- Montgomery, D., 1991. Diseño y análisis de experimentos en Iberoamericana, Méx. D.F. 520-595.
- NOM-004-SEMARNAT-2002. Norma Oficial Mexicana. Protección ambiental. Diario oficial de la federación, viernes 15 de agosto del 2003, México.
- NOM-021-SEMARNAT-2000. Norma oficial Mexicana; Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario oficial de la federación, martes 31 de diciembre de 2002., México.
- NMX-F-608-NORMEX-2002. Norma oficial Mexicana; productos alimenticios para el consumo humano. Diario oficial de la federación, 22 de mayo del 2002, México. DF.
- Overman, A. R., and Scholt, D., A., 2002. Corn response to irrigation and applied nitrogen. *Soil Sci. Plant anal.* 33: 3609-3619.
- Pearcy, R. W., Ehleringer, J., Mooney, H. A. and Rundel, P. W., 1999. *Plant physiological ecology.* Chapman & Hall. Great Britain, 457 p.
- Portes, T. de A., S.I.C. Carvalho de Y. J. Kluthcouski, 2001. Aspectos fisiológicos das plantas cultivadas e analise de crescimento da Brachiaria consorciada com cereais. pp.305-329. En: Soil Science Society of America. 1987. Conversion factor for SI and non – SI units p. 44.
- Primo Y. E. y Carrasco, D., 1973. Química agrícola (1). Suelos y fertilizantes. Alambra, España, pp. 471-479.

- Sheoran, S., Aggarwal, N. and Singh, R., 1990. Effects of cadmium and nickel on *in vitro* carbon dioxide exchange rate of pigeon pea (*Cajanus cajan* L.) *Plan Soil* 129: 243-249.
- Sofi, A., Shafiq, A., Rather, G., and Wani, H., 2009. Quality protein maize (QPM): genetic manipulation for the nutritional fortification on maize. *J. of Plant Breeding and Crop Science*. 1(6): 244-253.
- Sopper, E., 1993. *Municipal sludge use in land reclamation*. Lewis publishers. Washington D. C. USA.
- Tanaka, A. y Yamaguchi, J., 1984. Producción de materia seca, componentes del rendimiento y rendimiento de grano en maíz. Centro de botánica. Colegio de Postgraduados.
- Uren, C., 1992. Forms, reactions and availability of nickel in soil. *Advances in agronomy* 48:141-203.
- Walter, I., Martínez, F., and Cuevas, G., 2006. Biosolid amendment of a calcareous soil in a semi-arid environment. *Spanish J. Agric Res* 4(1): 47-54.

EVALUACIÓN DE COAGULANTES NATURALES PARA LA DECOLORACIÓN DE AGUA RESIDUAL TEXTIL

Capilla Piedras J. N.¹, Salgado Juárez L.³, López Olguín J. F.⁴, Zayas Pérez M. T^{1,2}.

¹Posgrado de Ciencias Ambientales, ²Centro de Química, ³Departamento de Química
Ciencias Básicas e Ingeniería, UAM-I, ⁴Depto. de Agroecología y Ambiente, ICUAP.

Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

lsj@xanum.uam.mx, tzayasp@hotmail.com

Palabras claves: coagulación, coagulantes naturales, agua textil.

RESUMEN

Para evaluar los coagulantes de sales inorgánicas de aluminio y hierro comúnmente usados en la coagulación química, para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil, se estudió la descontaminación de un efluente residual de una industria textil de la ciudad de Puebla, por medio del proceso de coagulación química, utilizando coagulantes naturales: Terrana (T), Alginato de Sodio (AS) y Goma de Xantan (GX), los cuales fueron probados en forma individual y combinada. Se estudiaron como variables del proceso, la concentración de coagulante, su orden de adición y el pH de las muestras. La evaluación del tratamiento fue realizada a partir de las medidas de turbidez, color, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos disueltos totales (SDT), conductividad, espectroscopia UV-Vis y producción de lodos. Los resultados obtenidos mostraron que cuando el agua residual fue tratada con AS (100 mg/L) más Terrana (1600 mg/L) a pH 5, los porcentajes de remoción fueron 96.4, 95.7 y 39.3 para turbidez, color y DQO respectivamente, y la producción de lodos fue de 3,300 miligramos por litro.

INTRODUCCIÓN

La industria textil ha sido catalogada entre las diez principales actividades generadoras de aguas residuales tóxicas, la mayoría de los cuales tienen como destino final el

medio acuático (Yonni *et al.*, 2008). Los efluentes textiles se generan principalmente en el proceso de acabados, que comprende el descruce, blanqueo y teñido. En estas etapas se agregan una serie de insumos químicos, tales como colorantes, detergentes, agentes estabilizantes, humectantes, dispersantes y penetrantes, sales inorgánicas como sosa cáustica, peróxido de hidrógeno y ácido acético, los cuales son en su mayor parte, contenidos del efluente textil. Por lo tanto, las descargas de aguas residuales de la fábrica de teñido y procesado de prendas textiles contienen considerables compuestos orgánicos e inorgánicos tóxicos para el medio ambiente (Salas, 2003).

En muchos casos parte de la materia en suspensión o contaminantes puede estar formada por partículas de tamaño muy pequeño (10^{-6} – 10^{-9} m), lo que conforma una suspensión coloidal. Estas suspensiones coloidales suelen ser muy estables en muchas ocasiones, debido a interacciones eléctricas entre las partículas. La eliminación de materia en suspensión o contaminantes, puede lograrse con la adición de ciertos reactivos químicos que, en primer lugar, desestabilicen la suspensión coloidal (coagulación) y a continuación favorezca su floculación para obtener partículas fácilmente sedimentables (Rodríguez *et al.*, 2006).

Al iniciar la década de los setenta, en varios países latinoamericanos se adoptó la tecnología de tratamiento de aguas pluviales para países en vías de desarrollo, que indicaron la necesidad de utilizar coagulantes naturales locales para disminuir en parte ó en su totalidad, el consumo de reactivos químicos importados (Almendarez, 2004). En el tratamiento de aguas residuales municipales se ha buscado la utilización de productos naturales para cuidar al medio ambiente y generar residuos menos tóxicos. Para el tratamiento de aguas residuales con colorantes textiles, se tienen algunos estudios con coagulantes naturales por ejemplo; Sanghiy y colaboradores. (2002), utilizaron la semilla de *Cassia angustifolia* individualmente y en combinación con policloruro de aluminio (PAC) para el tratamiento de aguas artificialmente contaminadas con colorantes textiles ácidos y directos. La semilla de *Cassia angustifolia* resulto ser un buen sustituto del PAC, para la decoloración parcial o total de colorantes ácidos y directos, reduciendo la cantidad de lodos tóxicos que se forman después del tratamiento. Para una agua residual de la industria textil, se trató con coagulación/floculación para la eliminación del color utilizando un polímero orgánico natural Polysep 3000, obteniéndose resultados eficientes en un amplio

intervalo de pH. La remoción de color fue del 96% y una fracción de entre el 40 al 50% de la DQO (Aboulthassan *et al.*,2005).

El objetivo principal del presente trabajo fue la determinación de las condiciones óptimas experimentales para la aplicación de Terrana (T), Alginato de Sodio (AS) y Goma de Xantan (GX), como floculantes naturales, especialmente en términos de remoción de materia orgánica, color, turbidez, así como la producción de lodos.

MATERIALES Y MÉTODO

Muestreo y caracterización del agua residual textil

El agua residual a tratar fue recolectada directamente en el efluente de la línea de producción de mantón e hilo, de la empresa “Apolo Textil” ubicada en el Parque Industrial Resurrección, al norte de la ciudad de Puebla. Las muestras de agua residual textil fueron almacenadas en garrafones de 20 L para su refrigeración y su posterior caracterización.

Coagulante inorgánico

La Terrana es una bentonita natural utilizado en tratamiento de aguas residuales industriales en la fase de clarificación y fue adquirida en Süd Chemie de México. La suspensión de Terrana como coagulante fue utilizada a una concentración al 10 %.

Coagulantes naturales

El polielectrolito aniónico Alginato de Sodio y el polielectrolito no iónico Goma de Xantan, fueron adquiridos en Sigma Aldrich Química S. A. de CV. El alginato de sodio y la goma de Xantan fueron preparados en solución acuosa a una concentración de 1.0 % y 0.5 %, respectivamente.

Coagulación química

El proceso experimental de coagulación química y floculación a escala de laboratorio, consistió en colocar agua residual en varios vasos de precipitado con un volumen

de 100 mL y añadir, progresivamente diferentes cantidades de coagulante y/o floculantes naturales. Posteriormente las muestras del agua residual se sometieron a una agitación rápida para homogenizar el medio y a continuación a una agitación lenta para favorecer la formación de los flóculos. Se dejaron los vasos de las muestras tratadas en reposo por 20 min. Después el sobrenadante fue filtrado por medio de papel filtro y analizado posteriormente. La producción de lodos generados fue pesada después de llevarlos a sequedad, hasta peso constante.

Para investigar la dosis de coagulante, orden de adición de coagulantes y pH óptimo para el tratamiento del agua residual se mantuvo el pH inicial del agua residual textil constante y se varió la dosis del coagulante. En otra serie de ensayos se mantuvo la dosis del coagulante constante, variando el pH inicial. El pH se ajustó utilizando soluciones de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ la clarificación de y HCl 1M.

Las eficiencias de los ensayos del tratamiento de floculación química en las aguas residuales textiles fue determinada siguiendo los parámetros: turbidez, color, DQO, SDT, conductividad y producción de lodos, así como los espectros UV-Vis.

La turbidez, color y DQO fueron determinados por un fotómetro marca Merck SQ118. La DQO fue evaluada a partir de tubos de DQO (Merck, Germany) en un intervalo de 25 a 1500 mg/L. El proceso de digestión de las muestras se realizó en un Thermoreaktor TR 300 (Merck), durante 2 horas a 148 °C. Otros parámetros fisicoquímicos como pH y SDT fueron medidos con un pHímetro-conductímetro PC16. La conductividad fue registrada en un pHímetro-conductímetro PC 45. La absorbancia del agua residual textil cruda y tratada, fue monitoreada por medio de un Espectrofotómetro UV/Vis, marca Perkin-Elmer, modelo Lamnda 20.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del agua textil

El agua residual fue caracterizada y los datos obtenidos se presentan en la tabla 1. El efluente textil contiene colorantes del tipo catiónicos y dispersos que son utilizados en el teñido del hilo y estampado del mantón.

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Tabla 1. Caracterización del agua residual de la industria Apolo Textil

pH	Abs ₁ (λ=355nm)	Abs ₂ (λ=531nm)	Turbidez (UNF)	Color (m ⁻¹)	DQO (mg/L)	STD (mg/L)	Conductividad (μS)
4.2	0.560	0.436	334	42.2	484	462	610

Tratamiento de coagulación química

Efecto de concentración del coagulante

Se realizó una serie de experimentos, variando la concentración de cada uno de los coagulantes (T, AS, GX), a una pH inicial de 4.2 (pH del agua cruda). Las concentraciones de los coagulantes naturales analizadas para Terrana fueron de 100, 300, 500, 700, 1000, 1600, 2000 mg/L., Alginato de sodio de 100, 300, 500 mg/L y Goma de Xantan de 5, 15, 25 mg/L. En la tabla 2, podemos apreciar las concentraciones óptimas obtenidas de cada coagulante natural, así como los porcentajes de remoción de turbidez, color y DQO. También se puede observar que el coagulante inorgánico Ta una concentración de 1600 mg/L, presenta las mejores remociones en turbidez, color y DQO, comparado con los otros dos coagulantes naturales AS y GX.

Tabla 2. Porcentaje de remoción de turbidez, color y DQO para el tratamiento de un efluente textil a pH 4.2.

Ensayo	% de Remoción			SDT (mg/L)	Conductividad (μS)	Lodos (mg/L)
	Turbidez	Color	DQO			
T(1600mg/L)	66.77	53.79	43.19	520	636	1400
AS (300 mg/L)	34.43	50.71	38.07	590	674	700
GX (5mg/L)	23.05	37.91	34.03	599	992	500

Los resultados para SDT, conductividad y producción de lodos también fueron determinados para las diferentes concentraciones de coagulante natural y se resumen en la tabla 2. Los resultados muestran que en todos los casos, los SDT y la conductividad aumentan para las diferentes concentraciones de T, AS y GX con respecto a los valores obtenidos en el agua textil sin tratamiento (ver tabla 1). Para la producción de lodos, los valores van de 500 hasta 1400 mg/L, siendo el coagulante T, el que produce la mayor cantidad de lodos.

Efecto del orden de adición de los coagulantes

Se realizaron varios ensayos combinando el coagulante natural más el coagulante inorgánico, con la finalidad de evaluar el efecto de los coagulantes naturales AS y GX. Se adicionaron diferentes concentraciones de AS (100, 300 y 500mg/L) o de GX (5, 10 y 15 mg/L), manteniendo una concentración constante de coagulante inorgánico T (1600mg/L). Los mejores resultados se reportan en la tabla 3, en donde observamos que el polielectrolito no iónico GX combinado con T, tiene mejores porcentajes de remoción tanto en turbidez, color y DQO. Sin embargo, el porcentaje de remoción de DQO, es baja para ambos casos comparada con los obtenidos con un sólo coagulante. También se reportan, en la misma tabla, los valores obtenidos de SDT, conductividad y lodos producidos.

Tabla 3. Resultados experimentales obtenidos del efluente textil tratado con coagulante natural + T a pHi 4.2.

Ensayo	% de Remoción			SDT (mg/L)	Conductividad (µS)	Lodos (mg/L)
	Turbidez	Color	DQO			
AS (100 mg/L) + T(1600 mg/L)	58.08	41.23	33.42	558	659	1600
GX (15 mg/L) + T (1600 mg/L)	66.47	54.74	35.11	597	988	1900

Los resultados obtenidos cuando se mantuvo constante la concentración del coagulante orgánico, AS (100mg/L) y GX (15mg/L), variando la concentración de T (500, 1000,1300, 1600 y 1800 mg/L) se presentan en la tabla 4. Los resultados mostraron que la concentración de 100mg/L de AS con una concentración de 1800 mg/L de T, se obtienen mejores remociones de turbidez, color y DQO comparados con la combinación de GX + T.

Tabla 4.Resultados experimentales del efluente textil tratado variando la concentración de Ta pHi 4.2.

Ensayo	% de Remoción			SDT (mg/L)	Conductividad (µS)	Lodos (mg/L)
	Turbidez	Color	DQO			
AS(100 mg/L) T(1800 mg/L)	77.25	66.59	33.83	537	620	2200
GX (15 mg/L) + T(500 mg/L)	68.86	59.00	32.35	590	984	800

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

De acuerdo con la tabla 4, los valores de SDT y conductividad obtenidos resultaron ser más bajos que los obtenidos en los ensayos de la tabla 2 y 3. También se observa que la producción de lodos es mayor, en los porcentajes más altos de remoción de turbidez, color y DQO.

Influencia de pH inicial del agua residual textil

El pH es un parámetro muy importante en el tratamiento de aguas residuales por lo que se realizaron varios experimentos modificando el pH inicial del agua y manteniendo constante la concentración o dosis de coagulante natural sólo y/o combinando el coagulante orgánico más Terrana. Los valores iniciales de pH realizados para cada uno de los coagulante aplicados a los efluentes textiles fueron: 4.2, 5, 6, 7, 8, 9. En la tabla 5 se reportan los resultados mas eficientes en remoción de turbidez, color y DQO al pH óptimo con los coagulantes T, AS y GX. Mostrando que Terrana a pH 5.0, presenta remociones bastante favorables del orden del 96 % para turbidez, 95% para color y para DQO del 42%. Sin embargo los SDT, la conductividad y la producción de lodos aumentan considerablemente. En general, tanto el polielectrolito aniónico AS, como el polielectrolito no iónico GX no presentan altas remociones en los parámetros estudiados.

Tabla 5. Resultados experimentales del efluente textil tratado con un sólo coagulante a pH óptimo.

Ensayo	pH	% de Remoción			SDT (mg/L)	Conductividad (μ S)	Lodos (mg/L)
		Turbidez	Color	DQO			
T(1600mg/L)	5.0	96.71	95.97	42.72	866	937	2800
AS (300 mg/L)	4.2	34.43	50.71	38.07	590	674	700
GX (5 mg/L)	7.0	26.65	40.52	32.14	969	674	900

En la tabla 6, se reportan los resultados más relevantes obtenidos para los diferentes pH iniciales del agua residual textil en estudio. Cuando se utilizó AS a una concentración de 100 mg/L y T con 1600mg/L resultó ser el de mayor porcentaje de remoción en turbidez, color y DQO. No obstante la remoción de DQO, es muy baja comparada con los porcentajes de remoción de color y turbidez. Así mismo, se observa que los valores obtenidos para SDT, conductividad y cantidad de lodos

producidos aumentan como se puede ver para todos los ensayos probados, ya sea con coagulantes en forma individual y combinada.

Tabla 6. Resultados experimentales del efluente textil tratado con coagulantes combinados a pH óptimo

Ensayo	pH	% de Remoción			SDT (mg/L)	Conductividad (μS)	Lodos (mg/L)
		Turbidez	Color	DQO			
AS(100mg/L) + T(1600mg/L)	5.0	96.41	95.73	39.29	756	1220	3300
GX(15mg/L) + T(1600mg/l)	5.0	83.83	77.73	36.99	856	1292	1300

Estudios de espectrofometría UV-Vis.

Los cambios en la absorbancia característica de efluente textil fueron investigados en un intervalo de de longitud de onda durante el proceso de decoloración de coagulación química. En la figura 1, se muestran los espectros UV-Vis de los resultados mas favorables con coagulante en forma individual y combinada. El

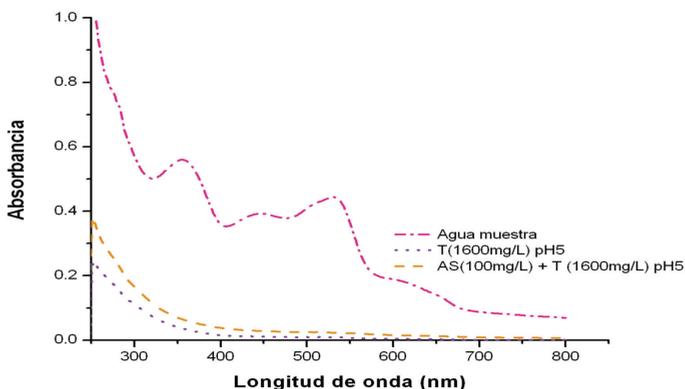


Figura 1. Espectro UV-Vis del efluente textil no tratado, de uno tratado con T y otro con AS + T

espectro muestra que los máximos de absorbancia a 355 y 531 nm, tanto en la región UV como en la región visible, desaparecen después del tratamiento aplicado, disminuyendo notablemente la absorbancia. Es claro en la figura 1, que el proceso de coagulación química reduce efectivamente el color del efluente textil.

Finalmente se muestra en la figura 2, el efluente de la industria textil sin tratamiento (1), tratada con T y tratada con AS + T a pH 5.0.

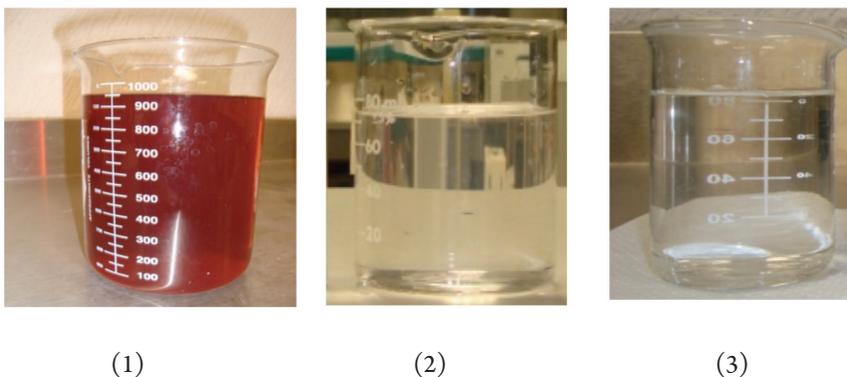


Figura 2. Comparación del efluente textil si tratar (1), tratado con el coagulante inorgánico T y tratado con AS + T.

CONCLUSIONES

En esta investigación, se evaluó el tratamiento del proceso de coagulación floculación de agua residual de una planta textil. La disminución o reducción de la turbidez, color y demanda química de oxígeno y la cantidad de lodos producidos fueron los parámetros usados para la determinación de las condiciones óptimas. El proceso de coagulación/floculación química con coagulantes naturales es muy efectivo para remover turbidez y color del orden de hasta el 96%, pero es menos efectivo para la reducción de la DQO, el cual alcanza hasta el 40%.

Las condiciones óptimas experimentales cuando se utiliza el coagulante inorgánico o bentonita natural Terrana a una concentración de 1600 mg/L, fueron para turbidez 96.71%, color 95.97% y DQO 42.72 % a pH 5. Cuando la Terrana (1600mg/L)

fue combinada con alginato de sodio (100mg/L), los porcentajes de remoción correspondieron a turbidez 96.41%, Color 95.73% y DQO 39.29% a un valor de pH 5. Sin embargo en ambos casos, la cantidad de lodos producidos es elevada.

BIBLIOGRAFÍA

- Aboulhassan M. A., Souabi S., Yaacoubi A., Baudu M., 2005. Treatment of textile wastewater using a natural flocculant. *Environmental Technology*, 26: 705-711.
- Almendarez N., 2004. Comprobación de la efectividad del coagulante (cochifloc) en aguas del lago de Managua "Piedras Azules". *Rev. Iberoamericana de Polímeros* 5: 46-54.
- Kirchmer C., 1975. Aspectos químicos y físicos de la coagulación del agua. Laboratorios centro Panamericanos de Ingeniería Sanitaria y ciencias ambientales –CEPIS Lima-Perú, 2. 1-37.
- Rodríguez A., Letón P., Rosal R., Dorado M., Villar S., Sanz J., 2006. Tecnologías convencionales. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME). Capítulo 2: 18-30-
- Salas G., 2003. Tratamiento físico-químico de aguas residuales de la industria textil. *Rev.Per. Quím. Ing. Química*. 5: 73-80.
- Sanghi R., Bhattacharya B. and Singh V., 2002. *Cassia angustifolia* seed gum as an effective natural coagulant for decolourisation of dye solutions *Green Chemistry*, 4: 252–254.
- Yonni F., Fasoli H., Giai M. y Álvarez H., 2008. Estudio de la biodegradabilidad y ecotoxicidad sobre colorantes textiles. *Higiene y Sanidad Ambiental*. p 331-334

EL SISTEMA DEL CO₂ EN EL SUR DEL GOLFO DE MÉXICO

† *Vázquez G. F., Díaz de León H. L. M., Alexander M. V. H.*
Universidad Nacional Autónoma de México.
felipe@cmarl.unam.mx

Palabras clave: CO₂, alcalinidad total, aragonita, Golfo de México

RESUMEN

El sistema del CO₂ en aire agua y sedimento se analizó, midiendo las concentraciones del CO₂ en el aire ambiente a bordo del buque oceanográfico (B/O) “Justo Sierra” utilizando un equipo de luz infraroja (IR), con valores de 360 a 390 ppmv. El análisis de las componentes principales mostró varias zonas que muestran concentraciones extremas. Se alcanzó a percibir los aportes provenientes de los incendios forestales en la Península de Yucatán y en menor escala los de la actividad de tumba-quema en Tabasco. En el agua se estimaron las variables básicas como alcalinidad total, pH y CO₂ total a diversas profundidades por un método potenciométrico. En la península de Yucatán se percibe el efecto del CO₂ atmosférico y se observan valores altos de CO₂T. En la zona E de Tabasco se observaron concentraciones altas que se suman a las provenientes de los quemadores de las plataformas marinas. La distribución del CO₂ en los diferentes transectos longitudinales disminuye desde la zona costera hacia el interior del golfo. En los sedimentos marinos se analizó el porcentaje de CaCO₃ por una técnica gravimétrica modificada. El área de estudio se dividió en tres zonas: una localizada en la parte oeste cuyas concentraciones son menores al 20.00 % y se extiende de la desembocadura del Río Papaloapan a la boca del Carmen en la laguna de Términos, denominada zona de influencia terrígena. La segunda se ubica de la boca occidental de la laguna de Términos al Banco de Campeche, los carbonatos están en el intervalo de 20.00 a 40.00 % y la tercera región está localizada

en la parte oriente del área de muestreo; se inicia en el banco de Campeche e incluye toda la plataforma de Yucatán con valores mayores al 40 por ciento.

INTRODUCCIÓN

El flujo del CO₂ a la atmósfera se ha incrementado desde el inicio de la revolución industrial (Millero, 2007; Zeebe y Gattuso, 2006). Se han realizado diversos estudios y paneles a nivel internacional por varias razones, entre ellas: al tratarse de un gas de efecto de invernadero, mantener concentraciones altas en la troposfera, ser la base para la producción primaria en el ambiente terrestre-acuático y producirse por la oxidación de toda la materia orgánica. La UNESCO formó un panel de expertos para dar seguimiento al cambio de este gas en el ambiente.

Los estudios se desarrollan en forma separada para el CO₂ atmosférico o del sistema acuático. Vázquez y colaboradores (2008a, b, 1989, 1988) describieron el sistema del CO₂ para la laguna de Términos y sus bocas y la parte sur del Golfo de México. El presente estudio presenta los principales datos del sistema del CO₂ en aire, agua y sedimentos obtenidos durante diez años en el sur del Golfo de México (agua y sedimentos) y en aire ambiente (2002, 2003, 2004 y 2008) (PEP-UNAM, 2008). Estos datos permiten establecer un marco ambiental del sistema del CO₂ en una zona con actividad petrolera e incendios naturales e inducidos (tumba-quema) en la zona costera y continental.

METODOLOGÍA

Las muestras se colectaron a bordo del B/O “Justo Sierra” en el Sur del Golfo de México del 13 de mayo al 19 de junio de 2008. El área abarca de cabo Catoche en la península de Yucatán al puerto de Veracruz (figura 1). La parte superior del área alcanzan los 23° de latitud norte y coincide con el área más profunda, esta área tiene influencia de la corriente de Lazo la cual da formación a giros ciclónicos y anticiclónicos en la sonda de Campeche. En la parte costera las corrientes en general se desplazan al oeste, no obstante se presentan corrientes locales con sentido opuesto.

La zona costera se encuentra influenciada por aportes costeros principalmente de la ría de Celestún, bocas de la laguna de Términos y los ríos de Tabasco y sur de Veracruz.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Estos aportes son distribuidos a la zona profunda del golfo por las corrientes marinas de fondo, la presencia de lignina en la parte profunda del Golfo de México confirma esta distribución (Vázquez y Alexander, 2008; Vela, 2007).

La presencia de quemadores en las instalaciones marinas (plataformas petroleras) contribuye en forma local y regional a emanaciones de CO_2 , CO , NO_x , SO_2 e hidrocarburos metánicos y no metánicos, así como poliaromáticos (PEMEX-UNAM, 2008). El flujo de los quemadores se estima en 51,7 millones de toneladas. Debido a que la altura de los quemadores está en el intervalo de 18 a 80 m, las emanaciones se diluyen y desplazan de acuerdo a la meteorología de la zona. En la figura 2 se señala la presencia de los vientos durante la época del muestreo en la cual se observa en forma general vientos del NNO y N que se desplazan de la zona marina a tierra.

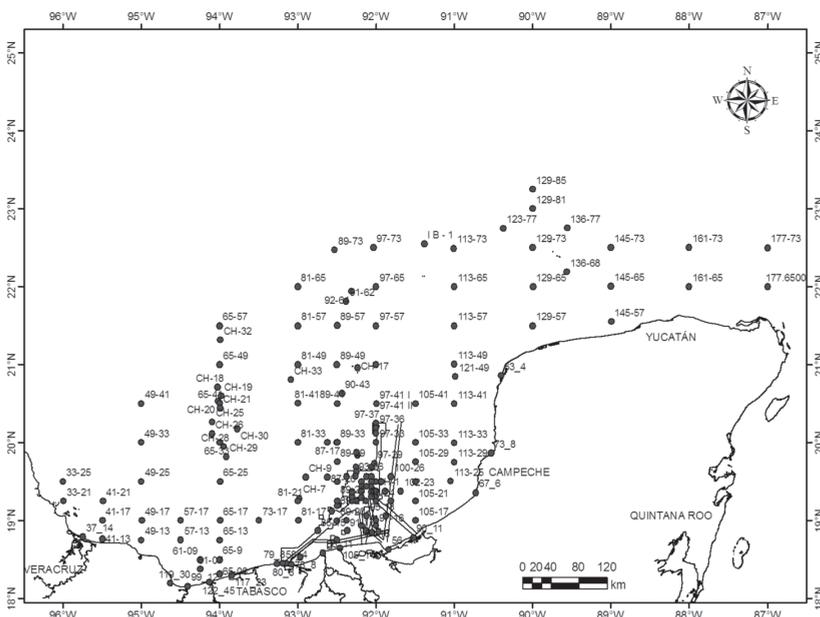


Figura 1. Área de estudio, campaña oceanográfica SGM – 2008.

La concentración de CO_2 es medida por un método de absorción no-dispersivo (NDIR). Las mediciones de CO_2 ambiental se realizaron en forma continua con equipo Horiba que fue calibrado con base a las recomendaciones de la EPA (1994),

y se usaron gases de calibración con la normatividad de la EPA y aire cero. La concentración de CO₂ es medida usando longitud de onda en el IR ($\lambda = 4.26 \mu\text{m}$) para el CO₂ molecular. La repetibilidad del método es de 0.3 ppmv (cuando un estándar de gas de 370 ppmv fue introducido cada 6 h).

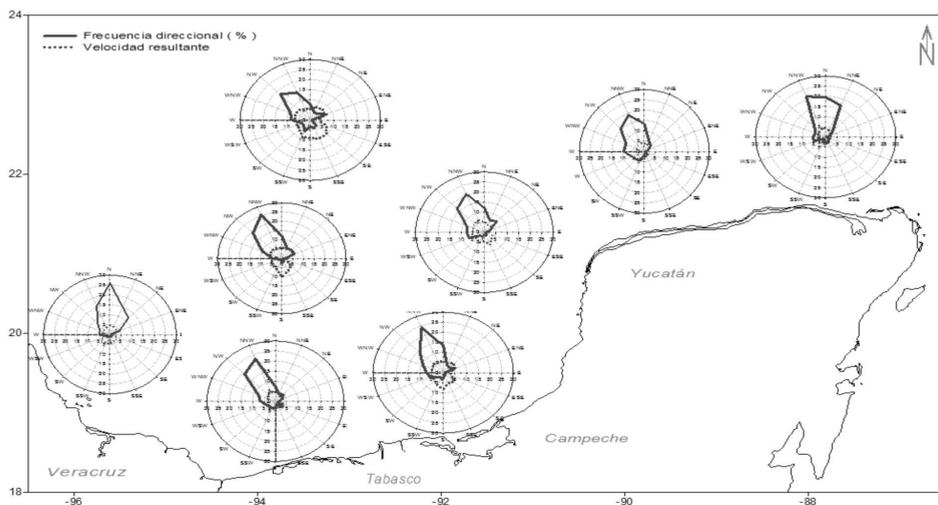


Figura 2. Velocidad y dirección de los vientos, 2008.

La colecta de muestras se realizó en puntos discretos y a diversas profundidades en 144 puntos (figura 1) mediante botellas Niskén de 10 L de capacidad que se encuentran en una roseta. Las muestras se pasaron por filtros Millipore de $0.45 \mu\text{m}$ se almacenaron en embases de 1 L de polietileno de alta densidad y se les adicionó una gota de HgCl₂. Las muestras de sedimento se colectaron con un nucleador de caja en los mismos puntos y se colectaron muestras a las profundidades de 0 a 5, 5 a 10 y 10 a 20 cm de profundidad, cada muestra fue almacenada en una bolsa de plástico de color negro y fueron almacenadas a 4° C.

El pH fue medido a bordo en la escala NBS usando tres buffer de pH = 4, 7, 10, un electrodo de doble unión Orion, un electrodo de vidrio Orion y medidor de potencial (potenciómetro Orion 702A). Las mediciones se realizan hasta que el cambio de potencial no exceda de ± 0.01 unidades. La alcalinidad total y el CO₂ total fueron determinados por el método potenciométrico recomendado por Millero (2006) y Dickson y colaboradores. (2007). Se usaron estándares primarios de Dickson (2001).

En forma breve el método consiste de una titulación con HCl = 0.25 mol/kg (de fuerza iónica de ~ 0.7) de una muestra de ~ 300 g que se mantiene a 25° C mediante un baño de circulación. El método es automatizado y se calcula el potencial de -45 a 210 mV absolutos. Los puntos finales se detectan usando el método de Gran. Se utilizan las fórmulas recomendadas por el panel de la UNESCO para calcular las variables de % de calcita y aragonita, HCO_3^- , CO_3^{2-} , P_{CO_2} e índice de Riley (Millero, 1995). La precisión del método es de ± 0.005 mol/kg.

El porcentaje de carbonatos en los sedimentos se analizó mediante la técnica gravimétrica por triplicado. Brevemente se pesa 1 g de sedimento seco, se coloca en un crisol y se adiciona HCl 3 N hasta que deja de emitirse CO_2 . El crisol se lleva a peso constante.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aire

La concentración promedio de dióxido de carbono (CO_2) en el área de estudio de acuerdo a los resultados obtenidos para la red regional fue de 374 ± 13.4 ppmv (tabla 1). Las réplicas obtenidas en estaciones clave del área de estudio mostraron poca variabilidad de los datos dentro de estaciones.

Tabla 1. Concentraciones de CO_2 (ppmv) registradas en aire ambiente.

Promedio	Máximo	Mínimo	D.E.
374	409	344	13.4

La concentración de dióxido de carbono, mostró una distribución de concentración 344 hasta 409 ppmv, las altas concentraciones marcan las fuentes de emisión de CO_2 como la zona de infraestructura petrolera, parte de la costa de Tuxpan, Ver., Cd. del Carmen, Camp., y Península de Yucatán, las concentraciones más elevadas se encontraron en las estaciones 105-17 cerca de Cd. del Carmen, 145-65 y 145-57 al norte de la costa de Yucatán (figura 3). Las concentraciones encontradas en el centro del Golfo de México se debe al arrastre de las plumas por el viento o posiblemente a emisiones bajas de CO_2 del agua de mar (Chavez y Takahashi, 2006; Parungo *et al.*, 1990).

La dispersión de dióxido de carbono en la atmósfera, mostró homogeneidad en casi toda el área de estudio, las concentraciones altas se presentaron en dos núcleos frente a Cd. del Carmen, Campeche en la estación 105-17 con una concentración 409 ppmv y al norte de la costa de Yucatán en las estaciones 145-65 y 145-57 con una concentración de 408 ppm. En la zona de infraestructura petrolera se encontraron concentraciones 375 hasta 398 ppmv, dos núcleos de concentraciones bajas se encontraron en las estaciones 81-57 por el centro del Golfo de México y 13-33 esta ubicadas al norte de la costa de Campeche con una concentración de 345 ppmv. En la parte central del Golfo de México se obtuvieron concentraciones 375 ppmv hasta 398 ppmv, esto debido al arrastre de las plumas por el viento hacia mar adentro por la contribución de la zona de infraestructura petrolera, de la costa y el CO₂ marino (figura 3).

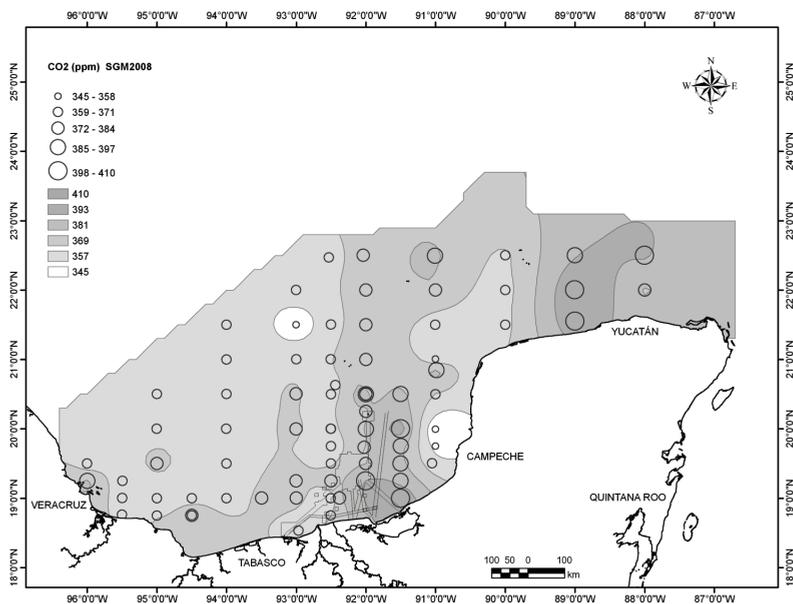


Figura 3. Distribución espacial de CO₂ en aire ambiente (valores promedio horario, ppmv), 2008.

La concentración histórica del CO₂ muestra que el valor promedio de la presente campaña oceanográfica es menor al observado durante la campaña oceanográfica

de 2004 y mayor respecto a la de 2003 y 2005 (figura 4). La media histórica se encuentra dentro del intervalo (límite inferior) reportado para el promedio mundial de CO₂ (figura 4) (<http://www.grida.no/climate/vital/06.htm>). Las fuentes de emisiones del CO₂, en la zona de estudio son difíciles de asignar a la actividad petrolera porque es un gas abundante y tiene diversas fuentes de producción. Si bien estas concentraciones se encuentran dentro de los intervalos reportados a nivel mundial, se hace necesario disminuir las concentraciones de este gas de ser posible a las concentraciones reportadas antes de la revolución industrial. Los tratados internacionales sobre el tema deberán de ser cumplidos por todos los países principalmente por los que tienen las mayores emisiones de CO₂.

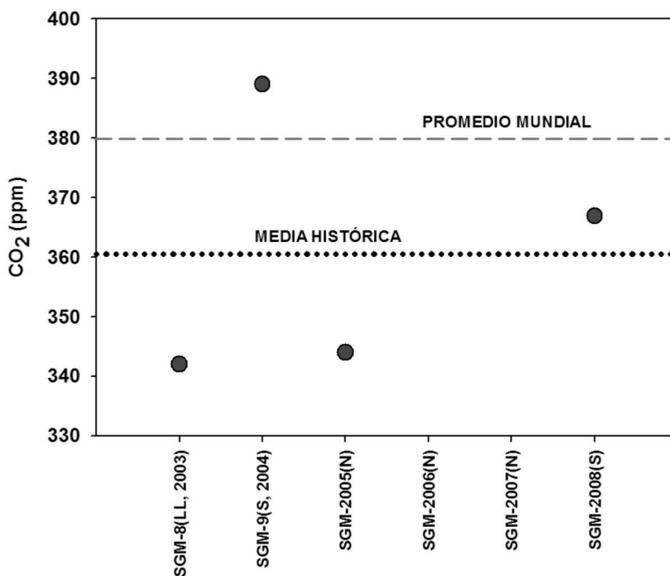


Figura 4. Serie de tiempo del CO₂, Sur del Golfo de México.

Potencial de hidrógeno (pH)

El intervalo de variación del pH en la columna de agua fue de 7.5 a 8.6, los valores en superficie fueron del orden de 8.2, presentando una distribución homogénea. Los valores más bajos alrededor de 7.7, se encontraron en la zona profunda. En la capa de 50-100 m se presentaron valores entre 8.0-8.2, observándose los menores valores

al NW de la región de actividad petrolera. En la capa de 100-200 m los valores se encontraron entre 7.9 y 8.1, aumentando hacia el W del área de estudio (figura 5).

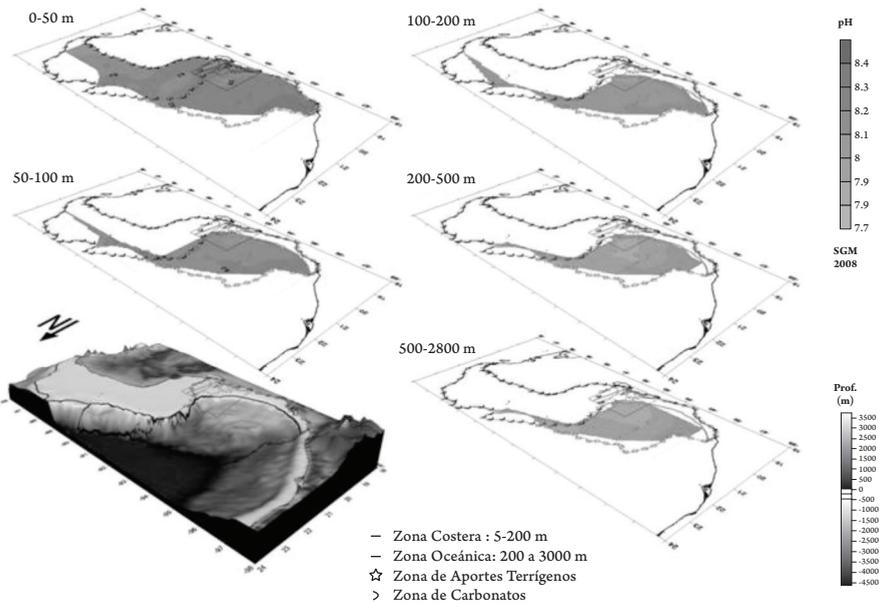


Figura 5. Cambio espacial del pH, campaña oceanográfica SGM-2008.

Serie de tiempo

La variabilidad temporal del pH, mostró variaciones muy similares en las tres capas, con los promedios más altos en los años 1999 y 2001 alrededor de 8.3 unidades, los menores promedios se presentaron en 1996 (año del huracán Roxana), siendo éstos 7.9 (0-50 m), 7.8 (50-100 m) y 7.6 (100-20 m), las medias históricas fueron de 8.21, 8.17 y 8.06 para las capas superior media e interna respectivamente (figura 6).

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

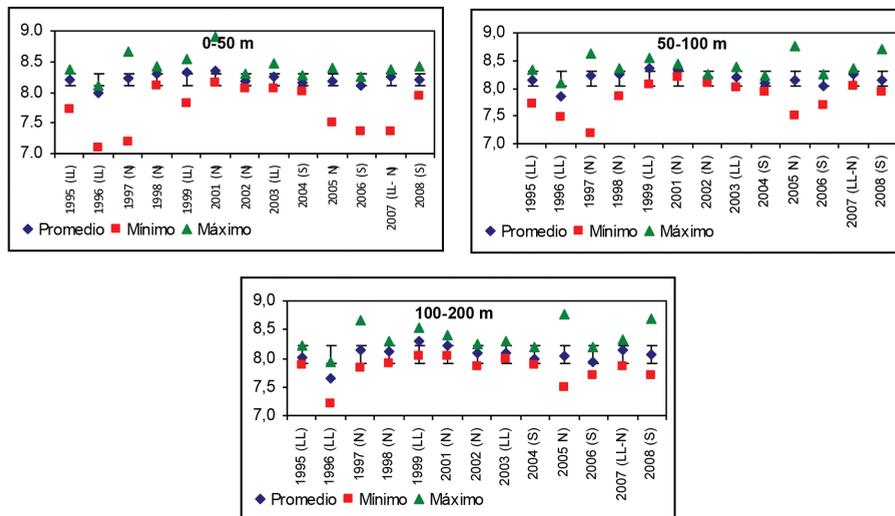


Figura 6. Serie de tiempo del pH en las capas de 0-50 m, 50-100 m y 100-200 m.

Indicador Ambiental

El pH es una variable básica para los estudios marinos; en la zona eufótica esta variable presenta pocos cambios (Dore *et al.*, 2009; Millero, 2006). Para el área de estudio el intervalo de pH que representa las condiciones naturales marinas es de 8.06 - 8.36. No se observa una acidificación del agua marina en la zona de estudio (Manzello, 2010; Doney *et al.*, 2009). Valores bajos de esta variable se observan en la zona costera debido a los aportes fluviales (Lezama, 2007).

Alcalinidad total

La alcalinidad no mostró variaciones significativas con la profundidad; sin embargo, ésta disminuye con forme aumenta la profundidad; los cambios más evidentes en la superficie se observaron frente a la costa de Tabasco, al O de la zona de plataformas petroleras y en la región adyacente a la Plataforma de Yucatán. En las capas de 50 - 100 m y 100 - 200 m, las costas de Veracruz y Tabasco mostraron valores entre 2300 y 2400 μM ; así como hacia la Plataforma de Yucatán; en la zona profunda se observaron las menores concentraciones (figura 7).

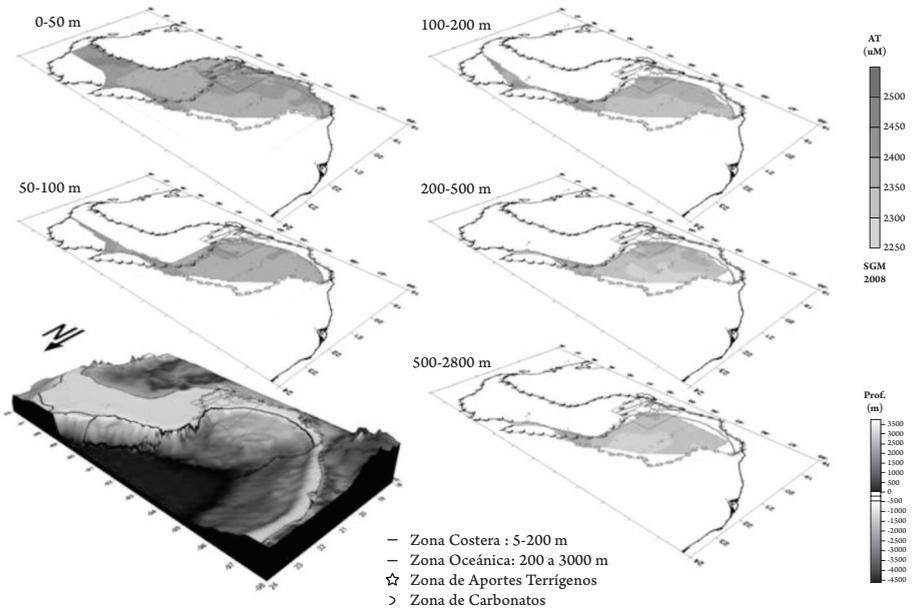


Figura 7. Distribución de la alcalinidad total a diversas profundidades, 2008.

Serie de tiempo

La variación temporal de la alcalinidad total en las tres capas fue muy similar con el promedio más alto en el año 1999; el promedio mínimo se observó en el año 2001 para las tres capas estudiadas, los valores de las medias históricas en las capas de 0-50 m, 50-100 m y 100-200 m, fueron de 2307.6, 2322.4 y 2304.9 μM respectivamente (figura 8).

Indicador Ambiental

La alcalinidad total es una variable básica en el estudio del sistema de CO_2 en los océanos y para entender el cambio climático. En la zona eufótica esta variable presenta pocos cambios, al igual que el pH (Millero, 2006). Para el área de estudio se tiene

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

valores que representan las condiciones naturales marinas en el intervalo de 2341.6 - 2,492.5 μM para la capa de 5 - 50 m de profundidad; de 2291.6 - 2466.9 μM para la capa de 50 - 100 m; de 2352.1 - 2466.7 μM para la capa de 100 - 200 m. La liberación de nutrientes por la mineralización de la materia orgánica en la columna de agua se deberá seguir debido a que este proceso modifica a esta variable. La inyección de CO_2 y el cambio de pH en los intervalos naturales no la modifican.

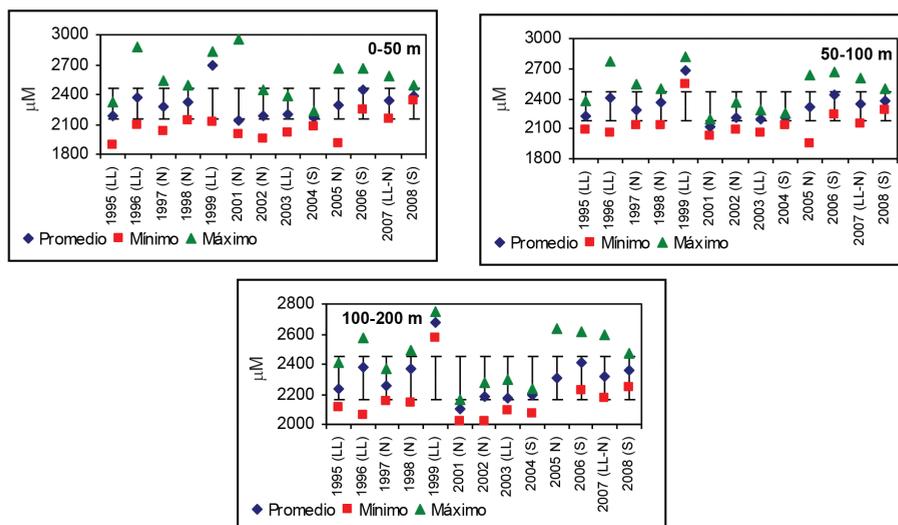


Figura 8. Serie de tiempo de la alcalinidad total en las capas de 0-50 m, 50-100 m y 100-200 m.

CO_2 total

El CO_2 total mostró las mayores concentraciones en superficie, cercanas a 2250 μM , frente a las costas de Tabasco y en la región adyacente a la Plataforma de Yucatán, valores menores a 2100 μM se encontraron en la zona profunda y en la zona de extracción de hidrocarburos. Las concentraciones altas en la plataforma de Yucatán pueden estar asociadas a los incendios forestales que ocurren tierra adentro debido a que a nivel atmosférico se detecta esta influencia. Las capas de 50-100 m y 100-200 m, mostraron en las costas de Veracruz y Tabasco valores entre 2200 y 2300

μM , hacia la plataforma de Yucatán y las plataformas petroleras se presentaron las menores concentraciones (figura 9). Las concentraciones de esta variable no señalan una influencia sobre el pH que sugiera una acidificación del cuerpo de agua estudiado.

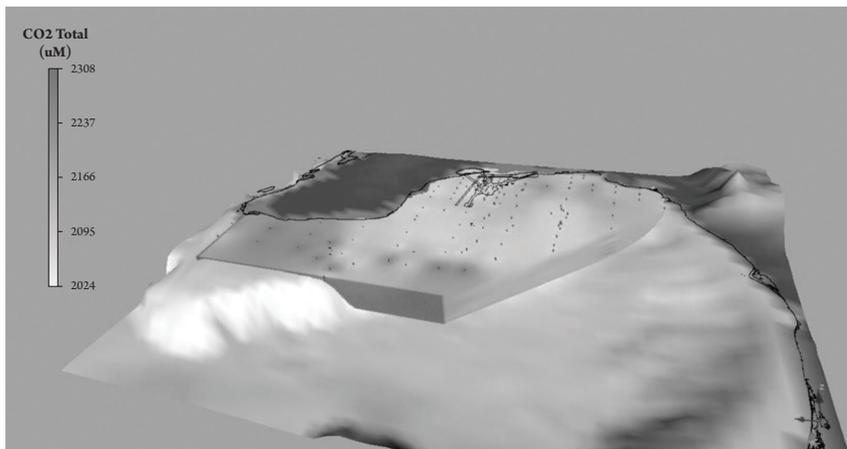


Figura 9. Distribución del CO₂ total en el sur del Golfo de México, 2008.

Serie de tiempo

Así mismo, la variabilidad temporal del dióxido de carbono en las tres capas fue similar, el año 1999 exhibió el mayor valor promedio, las variaciones más elevadas se observaron el 2001 y el menor promedio se encontró en el año 2004. Los valores de las medias históricas en las capas superficiales, media e interna, fueron de 2124.6, 2156.2 y 2179.8 μM respectivamente (figura 10).

Indicador Ambiental

El CO₂ total en los océanos tiene variaciones amplias (Millero, 2006; Bates *et al.*, 1996) debido a que la presión parcial del CO₂ cambia con la latitud y longitud, ambas variables deberán de tomarse en cuenta para observar su uso como un indicador ambiental. Se debe establecer un seguimiento en forma continua para entender mejor sus cambios en el Golfo de México. Deberán de realizarse estudios detallados en la micro capa de la interfase agua – atmósfera para entender mejor los cambios de esta variable (Millero, 2007).

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

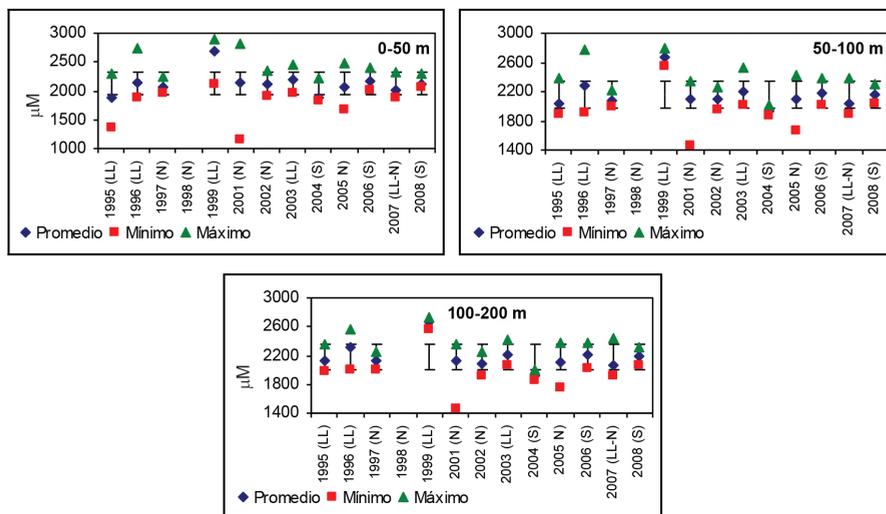


Figura 10. Serie de tiempo del CO₂ total en las capas de 0-50 m, 50-100 m y 100-200 m.

Porcentaje de Ω - calcita

Las mayores concentraciones de calcita en superficie se observaron frente a las costas del sur de Veracruz, probablemente debido a los aportes del río Papaloapan. Hacia la plataforma de Yucatán, los valores fluctuaron entre 4.5 y 6.0%. En la columna de agua no se registraron incrementos de este parámetro, debido a que la presión hace que sea soluble el carbonato de calcio. En la capa de 50 - 100 m, los valores disminuyeron entre 4.5 y 5.8%, observándose lo mayores valores frente a la desembocadura del río Papaloapan y a la Plataforma de Yucatán. En la capa de 100 - 200 m, los valores de calcita disminuyeron, presentando una distribución semejante al nivel anterior (figura 11). La columna de agua del área estudiada muestra valores de saturación respecto a la calcita, el intervalo de profundidad de 0 - 150 m muestra los valores más altos. La precipitación de calcita en aguas superficiales solamente se observa en las Bahamas debido a las condiciones de salinidad y temperatura (Millero, 2006; Smith, 1941; figura 11).

Porcentaje de Ω - aragonita

La distribución de aragonita fue semejante a la de calcita, con las mayores concentraciones en superficie frente a las costas del sur de Veracruz, probablemente

debido a los aportes del río Papaloapan. Hacia la plataforma de Yucatán, los valores fluctuaron alrededor de 3.5%. En la columna de agua hasta los 200 m aproximadamente, se observaron valores mayores a 2.5%, por debajo de esta profundidad, las concentraciones disminuyen, debido a que al aumentar la presión la aragonita se incrementa su solubilidad. En la capa de 50 - 100 m, los valores más bajos se presentaron al noroeste de la región de actividad petrolera y en la capa de 100 - 200 m, valores entre 2.0 y 2.5% se encontraron en la parte central del Golfo de México (figura 12). La aragonita por ser más soluble que la calcita muestran valores cercanos a la no saturación a profundidades de 500 a 1000 m (figura 11), no obstante no se observa la lisoclina (profundidad a la cual se vuelven solubles la calcita y la aragonita por efecto de la profundidad, Millero, 2006) para la aragonita o calcita en el área de estudio.

Indicador Ambiental

La saturación del agua de mar a nivel horizontal se encuentra sobresaturada de calcita y aragonita y debido a las condiciones principalmente de temperatura y salinidad no se presenta precipitación de CaCO_3 como en las islas de Bahamas (Millero, 2006; Feely, 2004).

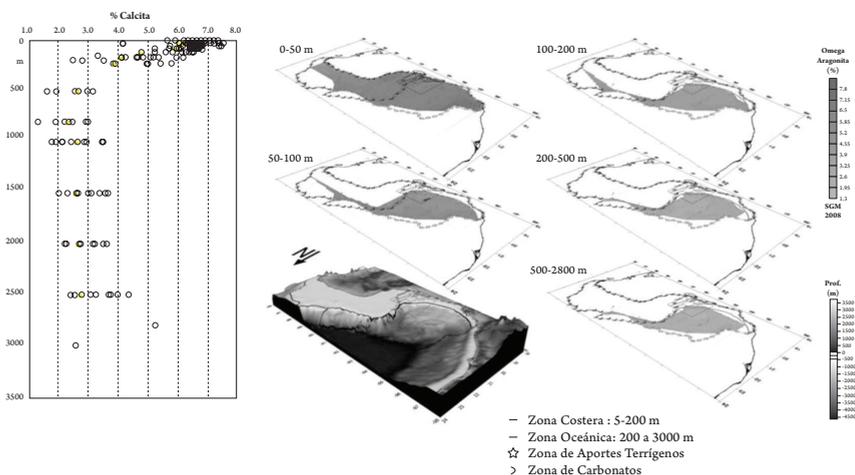


Figura 11. Distribución del % de Ω -calcita a diversas profundidades, 2008.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

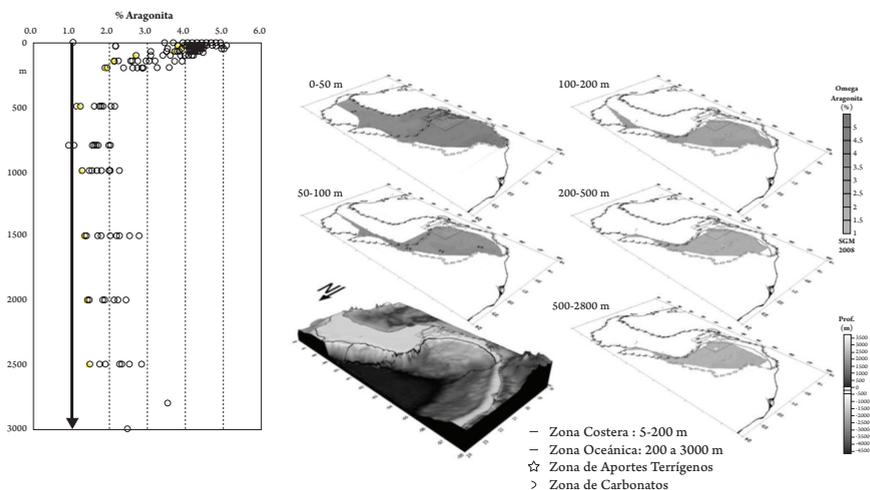


Figura 12. Distribución del % de Ω -aragonita a diversas profundidades, 2008.

% de Carbonatos

El porcentaje de carbonatos en el nivel de 0 - 5 cm fue de 0.72 a 54.60% y el promedio de $23.96 \pm 16.30\%$. El valor máximo se encontró en la estación 161-73 ubicada al oeste de la plataforma de Yucatán y el mínimo en el punto de muestreo 65-06 localizada al noreste de la desembocadura del río Tonalá (tabla 2; figura 13).

Tabla 2. Valores de carbonatos en sedimentos, 2008.

Nivel (cm)	Máximo	Mínimo	Promedio	Mediana	Desviación Estándar
0-5	54.60	0.72	23.96	18.10	16.30
5-10	56.43	1.09	24.85	18.93	15.62
10-20	55.88	8.98	24.03	19.96	13.16

En el nivel de 5 - 10 cm el intervalo de contenido de carbonatos fue de 1.09 a 56.43% con un promedio de $24.85 \pm 15.62\%$. El máximo contenido se obtuvo en el punto 136-68 localizada en la plataforma de Yucatán y el mínimo en el punto 065-06 ubicado al noroeste de la desembocadura del río Tonalá a una profundidad aproximada de 28 m (tabla 2; figura 13). En la capa interna de sedimentos (10 -

20 cm) el contenido de carbonatos presentó un promedio de 24.03 ± 13.16 con un intervalo de concentración de 8.98 a 55.88%. El valor máximo se encontró en el punto 113-25 localizada en la región adyacente al río Champotón y el valor mínimo en la muestra 85-15 ubicada al sur de las plataformas petroleras (tabla 2; figura 13).

En la distribución horizontal que presentaron los carbonatos en el estrato superior se puede observar que el área de estudio se divide en tres zonas: (1) una localizada en la parte oeste con concentraciones en carbonatos menores al 12.00%, que se extiende desde la desembocadura del río Papaloapan hasta el delta de los ríos Grijalva-Usumacinta, denominada zona de influencia terrígena. (2) La siguiente zona se ubica de puerto Frontera, Tab. al banco de Campeche, los valores que presenta esta zona están en el intervalo de 24.00 a 48.00% y se le conoce como zona de transición. (3) La tercera región está localizada en la parte oriente del área de muestreo, la cual inicia en el banco de Campeche y abarca la plataforma de Yucatán estudiada, presenta valores de % de carbonatos mayores al 48.00%, a este sitio se le denomina como zona carbonatada (figura 13).

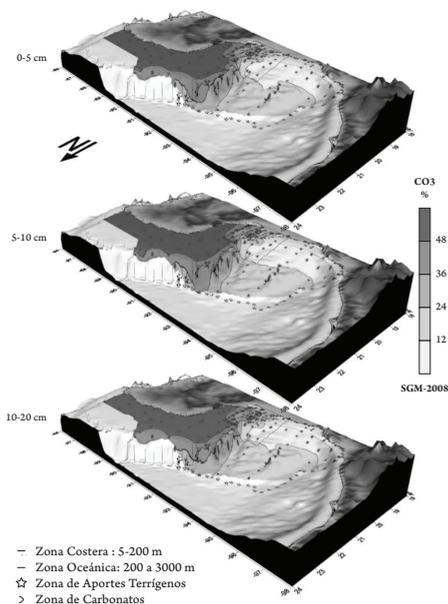


Figura 13. Distribución espacial de carbonatos en sedimentos, 2008.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Los carbonatos presentaron una distribución temporal relativamente constante entre los tres niveles de sedimento. En el nivel de 0-5 cm la media histórica fue 23.61% y en los años 2005, 2007 y 2008 se observó un promedio mayor a dicho valor. En el nivel de 5-10 cm, el promedio de los años 2007 y 2008 estuvo por arriba de la media histórica de 23.89%, siendo éstos 24.34 y 24.85% respectivamente. En el nivel de 10-20 cm, se observó un comportamiento ligeramente distinto a los anteriores, en 2005 y 2008, el promedio estuvo por arriba de la media histórica de 22.74% (figura 14).

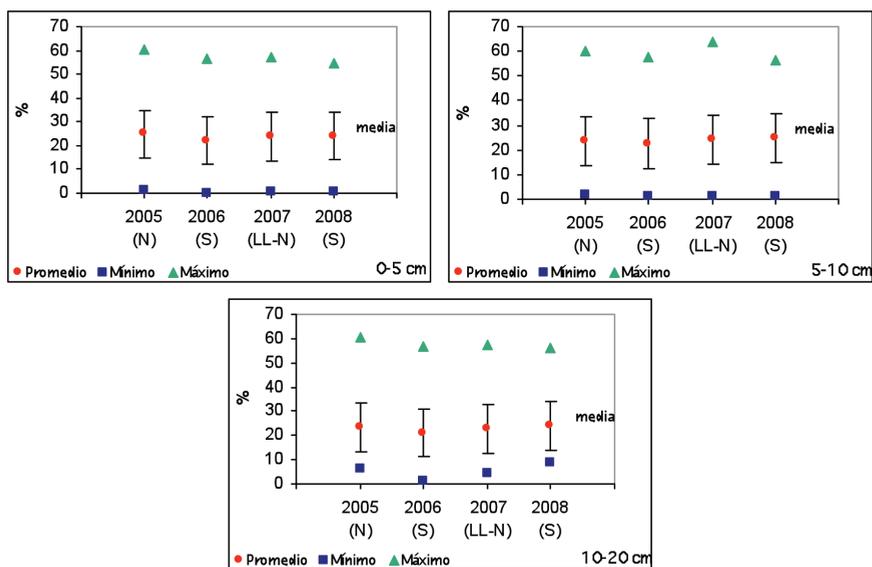


Figura 14. Serie de tiempo de carbonatos en tres niveles de sedimento.

CONCLUSIONES

Se evaluaron las concentraciones del CO_2 en aire ambiente en el área del puerto de Veracruz a cabo Catoche, la concentración promedio de cuatro años muestra valores semejantes a los reportados a nivel internacional para la zona marina. Esto no quiere señalar que las concentraciones analizadas de este gas sean las adecuadas, por lo que se deberán adoptar medidas regionales para disminuir su concentración señalando o desarrollando tecnologías más limpias, reducir el consumo de combustibles fósiles,

evaluar la inyección del CO_2 en el mar, la acción principal es detener la deforestación a nivel global. Las emisiones de los quemadores de la zona de plataformas marinas en el sur del Golfo de México son altas y se deberá aplicar y desarrollar tecnología que contribuyan a que las emisiones sean más limpias y de preferencia se procese el gas amargo para ser usado en lugar de las gasolinas o para producir electricidad. El desperdicio por la quema de gas en las plataformas marinas lleva más de tres décadas.

Como producto del incremento del CO_2 atmosférico, el agua de mar se encuentra saturada de este gas a nivel de aguas superficiales, no obstante en el área de estudio no se observa una acidificación de la misma. Valores bajos de pH se presentan en la zona costera próxima a los aportes de ríos y bocas de la laguna, principalmente en la zona terrígena (costas del sur de Campeche, Tabasco y sur de Veracruz). La alcalinidad total muestra valores promedio semejantes de 1995 a 2008, pequeñas variaciones se observan en la zona de oxidación de la materia orgánica debido a la liberación de elementos nutrientes (nitratos, silicatos y fosfatos) y se pueden considerar como naturales.

Los cambios en la concentración del CO_2 en el agua de mar del golfo no muestran cambios notorios que señalen una influencia marcada de las actividades antropogénicas de la región. Esto no quiere señalar que se deberá seguir emitiendo la misma cantidad de CO_2 en la región, actualmente el equilibrio natural ha sido superado desde hace más de diez décadas a nivel mundial. Los porcentajes de calcita y aragonita señalan que a nivel horizontal y vertical las masas de agua estudiadas presentan una saturación de estas variables, solamente tres estaciones se encontraron por debajo del valor de saturación. Esto permite establecer que las aguas del sur del Golfo de México se encuentran saturadas respecto a calcita y aragonita en toda la columna de agua.

Los porcentajes de carbonato de calcio señalan una zona carbonatada ubicada en la península de Yucatán y una zona con influencia terrígena que tiene un límite variable y que su ubicación oscila entre la boca de Puerto Real (laguna de Términos) y Champotón, Campeche. EL límite entre estas zonas da origen a una zona de transición que presenta una diversidad biológica amplia y desde el punto de vista de la geoquímica marina se desarrollan procesos de adsorción y absorción de metales,

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

hidrocarburos, materia orgánica que caracterizan a la zona de transición respecto a la zona carbonatada y terrígena. Los aportes fluviales del sur de Veracruz, costas de Tabasco y sur de Campeche son notorios en los valores de esta variable.

Las variables del sistema del CO₂ fueron señaladas como indicadores ambientales teniendo en cuenta los cambios ambientales en el ambiente marino, las interacciones con los organismos y los aportes del sistema atmosférico. Esto permitirá una ayuda para los tomadores de decisión en materia ambiental.

Los parámetros estudiados del sistema del CO₂ en el sur del Golfo de México permitieron establecer un marco de referencia ambiental de su concentración en aire, agua y sedimentos. La quema de grandes cantidades de combustibles fósiles, vegetación diversa, petróleo crudo, gas amargo, los aportes de material suspendido en la atmósfera etc., puede modificar a este sistema en el ambiente marino.

BIBLIOGRAFÍA

- Bates N.R., Michaels A.F. and Knap A.H., 1996. Seasonal and interannual variability of oceanic carbon dioxide species at the U.S. JGOFS Bermuda Atlantic Time-series study (BATS) site. *Deep-Sea Res II* 43: 347–383.
- Broecker W.S., 2009. Wally's Quest to Understand the Ocean's CaCO₃ Cycle. *Annu. Rev. Marine Sci.* 1: 1-18.
- Chavez, F. P. and Takahashi, T., 2010. The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR). *In: The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. Cap. 15, Pp 157-166.* The U.S. Climate Change Science Program.
- Dickson A.G., 2001. Reference materials for oceanic CO₂ measurements. *Oceanography.* 14:21–22.
- Dickson, A.G., Sabine, C.L. and Christian, J.R., (Eds.) 2007. Guide to best practices for ocean CO₂ measurements. PICES Special Publication 3, 191 pp.
- Doney S. C., Fabry V. J., F. Richard A. and Kleypas J. A., 2009. Ocean Acidification: The Other CO₂ Problem. *Annu. Rev. Marine Sci.* 1: 169-192.
- Dore J. E., Lukas R., Sadler Daniel W., Church M. J., and Karl D. M., 2009. Physical and biogeochemical modulation of ocean acidification in the central North Pacific. *PNAS.* 106(1): 12235-12240.
- EPA., 1994. National Air Quality and Emissions Trends Report. 1994. EPA 454/R-95-014. United States Environmental Protection Agency.

- Feely R.A., Sabine C.L., Lee K., Berelson W., Kleypas J., Fabry V.J. and Millero F. J., 2004. The Impact of Anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ System in the Oceans. *Science*. **305**: 362-366.
- Lezama R. A., 2007. El sistema del CO₂ en la Sonda de Campeche 2005. Licenciatura en Química Farmacéutica Bióloga. Facultad de Química, UNAM. Junio 26, 2007.
- Manzello, D. P., 2010. Ocean acidification hotspots: Spatiotemporal dynamics of the seawater CO₂ system of eastern Pacific coral reefs. *Limnol. and Oceanog.* 55(1): 239-248.
- Millero F. J., 2007. The Marine Inorganic Carbon Cycle. *Chem. Rev.* mm107(2): 308-341.
- Millero F. J., 2006. *Chemical Oceanography*. 3th Edition. CRC-Taylor&Francis. Boca Raton, FL, USA. 496pp.
- Millero, F. J., 1995. Thermodynamics of the carbon dioxide system in the oceans, *Geochim. Cosmochim. Acta*. 59: 661- 677.
- Parungo F, Nagamoto C., Hoyt S. and Bravo A. H., 1990. The Investigation of Air Quality and Acid Rain Over the Gulf of Mexico. *Atmospheric Environment*. 24A(1): 109-123.
- PEMEX-UNAM, 2008. Campaña Oceanográfica SGM-2008. Reporte Final. Responsable Técnico: Vázquez G. F. 1710 pp.
- Smith C. L., 1941. The solubility of calcium carbonate in tropical sea water. *Jour. Mar. Biol. Asso.* 25: 235- 242.
- Vázquez, G. F., Alexander V. H., 2008a. Determinación de Lignina en sedimentos de la Sonda de Campeche Campaña Oceanográfica SGM – 2005. En 43° Congreso Mexicano de Química. 27 Septiembre - 1° Octubre 2008. Tijuana, Baja California.
- Vázquez, G. F., García H. R., Rangel B. R., Lezama R. A., Díaz de León H. L. M., 2008b. Sistema del CO₂ de la Zona Costera del Río Grijalva, Tabasco. XV Congreso Nacional de Oceanografía. 13 – 18 Octubre, 2008. Ciudad de Boca del Río, Veracruz. México.
- Vázquez-Gutiérrez, F., H. Dorantes V. y H. Alexander V., 1988. El Sistema del Dióxido de Carbono en la Laguna de Términos, Campeche. In: Monografía Ecológico/Ecological Monography. Ecología de los Ecosistemas Costeros en el Sur del Golfo de México, con Referencia Especial a la Región de la Laguna de Términos-Perfil Estuarino de Comunidad y Ecosistemas, UNAM-OEA.
- Vázquez, G. F., H. Dorantes V. y H. Alexander V., 1989. Las bocas de la laguna de Términos. Parte I. Estudio Químico de sus aguas costeras. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*. 15(2): 183-194.
- Vela Martínez Jesús Alejandro, 2005. Evaluación de los Parámetros Bromatológicos en Sedimentos del Sur del Golfo de México 2001. Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, UNAM. Octubre 2005.
- Zeebe, R. and Gattuso Jean-Pierre, 2006. Marine carbonate chemistry. In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment).

ESTIMACIÓN DE LA SALINIDAD DEL LAGO DE XOCHIMILCO CONSIDERANDO CIERTOS PARÁMETROS QUÍMICOS (ANIONES Y CATIONES)

Arcos Ramos R., Cruz Martínez P., Díaz Hernández I. S.
Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM.
biolar@terra.com.mx; ixoye_13ime@hotmail.com

Palabras Clave: Salinidad, Contaminación, Xochimilco.

RESUMEN

Hoy en día Xochimilco es considerado como uno de los últimos bastiones del sistema lacustre de la Cuenca del Valle de México, por lo que en la actualidad existe un gran interés en este lago. Este lugar es considerado como un símbolo de la ciudad y ha sido declarado patrimonio cultural de la nación, por la UNESCO, desde 1987. Sin embargo en la actualidad presenta graves problemas de contaminación entre los cuales podemos mencionar el de la salinidad, por lo cual el objetivo de este trabajo consistió en evaluar la salinidad del sistema lacustre, considerando los siguientes aniones y cationes (CO_3^- , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^- y Dureza). Se realizaron muestreos mensuales en cinco puntos de monitoreo representativos de los sitios de descargas de aguas residuales tratadas, descargas residuales domésticas, así como en la zona de influencia agrícola, en el período comprendido entre los meses de marzo del 2007 a enero de 2008. Además se determinaron la temperatura, transparencia, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto. Se consideró la metodología establecida por APHA-1996. Los datos se analizaron mediante la prueba de ANDEVA, obteniendo gráficas de Tukey y Kruskal- Wallis, para determinar si cumplían con los supuestos de normalidad y homocedasticidad respectivamente. Con base en los resultados obtenidos, se puede afirmar que el lago de Xochimilco es un sistema influenciado por el tipo de vertimiento que recibe. Los parámetros que presentaron comportamiento homogéneo espacial fueron: la temperatura, pH, conductividad,

cloruros y sulfatos. En relación con la salinidad pudo establecerse un cierto predominio de los carbonatos sobre los bicarbonatos, por lo tanto se considera que tiende a la alcalinidad, con niveles moderadamente elevados de sulfatos, cloruros y dureza total.

Los lagos mexicanos han estado asociados al desarrollo de las culturas prehispánicas, hacia el año 1524 AC. se asentó la primera tribu de nahuatlacas que llegó al Valle de México, quienes se dispusieron de inmediato a intensificar el cultivo en tierras altas introduciendo un nuevo sistema de cultivo: las Chinampas.

El desarrollo de este sistema tuvo lugar en el lago de Xochimilco que junto con los lagos Zumpango, Xaltocan, Texcoco y Chalco formaban parte de la Cuenca del Valle de México (cuenca hidrológicamente cerrada que carecía de una salida natural) ahora abierta en forma artificial.

Cada lago tenía características diferentes debido a que se encontraban a diferentes alturas sobre el nivel del mar, se abastecían de diferentes fuentes y arrastraban variados materiales. En este sistema el más alto era Xochimilco, el cual actualmente tiene una baja calidad de sus aguas, que se ve afectada por el aporte de contaminantes provenientes de las descargas hacia las lagunas y canales.

Se consideraba que el lago de Xochimilco era el que presentaba mejor calidad de agua ya que provenía de los ríos de la sierra nevada y de los manantiales que allí se generaban, además de estar cubierto de vegetación que impedía la evaporación del agua y la salinización del lago (Rojas, 1998).

A principios del siglo XIX se inició el bombeo de agua de manantiales y pozos para abastecer a la ciudad de México, trayendo como consecuencia la descompensación del régimen hidrológico de la zona. Asimismo, se decidió enviar agua residual tratada de la Planta de Tratamiento del Cerro de la Estrella para conservar el nivel del agua de la zona chinampera, lo cual constituye un problema grave para dicha zona, provocando que el agua no sea útil para los pobladores y traiga consigo problemas de salud pública.

Las descargas de aguas residuales hacia los canales ha ocasionado variaciones significativas en las propiedades químicas y físicas del agua durante todas las estaciones del año a lo largo de la columna de agua, con lo cual se genera un desequilibrio en la vida acuática (flora y fauna) y se provoca la extinción de

organismos endémicos. Los efectos del desequilibrio de los aniones, cationes que se relacionan con el ensalitramiento de las chinampas provocan basicidad en los niveles del pH y aumentan la concentración de bicarbonatos y carbonatos.

Por ello, el presente trabajo tiene por objetivo evaluar las concentraciones de los aniones y cationes (CO_3^- , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^- y dureza) disueltos en la columna de agua del lago y su relación con los parámetros físicos y químicos, así como analizar si se cumplen con los límites permisibles de acuerdo con legislaciones nacionales vigentes para el uso de aguas. De esta manera se podrá determinar e identificar la fuente antropogénica (industrial, doméstico, agrícola y de recreación) que contamina de manera significativa dicho sistema al verter sus aguas residuales y a su vez definir el origen de la salinidad en el lago de Xochimilco.

MÉTODOS

Selección de los sitios de muestreo

Los cinco puntos de monitoreo (Canal Nacional Cuemanco, Club España, Texhuilo, Apatlaco y Asunción) se seleccionaron de acuerdo al tipo de vertimiento de aguas residuales y a la localización de núcleos poblacionales. Se detectaron áreas donde se practica la agricultura de riego con el agua del lago.

Método de campo

Se realizaron muestreos mensuales durante los meses de marzo 2007 a enero del 2008, tomando muestras tanto de superficie como de fondo en cada una de las estaciones. Además se realizaron mediciones *in situ* de los parámetros físicos y químicos (profundidad, transparencia, temperatura, conductividad, pH y oxígeno disuelto).

Las muestras se tomaron utilizando una botella Van Dorn horizontal de 2.5 litros de capacidad y se almacenaron en botellas de polietileno de un litro, las cuales fueron transportadas en contenedores (hieleras) y mantenidas a una temperatura de 4°C, para su posterior análisis en el laboratorio.

Método de laboratorio

La evaluación de carbonatos (CO_3^-), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-) y dureza se realizó el mismo día de la toma de muestras mediante el método titulométrico

(APHA, 1992) y así mismo sulfatos (SO_4) mediante el método turbidimétrico (APHA, 1992).

Método de gabinete

En esta fase se realizó el manejo de los resultados mediante la elaboración del análisis de varianza (ANDEVA) para datos univariados y así determinar si existían diferencias significativas entre las estaciones de muestreo espacial y temporalmente. En el caso de los datos no paramétricos, se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis (Ingle de la mora, 2003; Díaz, 2005; Gutiérrez, 2006). También se realizó un análisis estadístico multivariado de todas las variables, determinando cual es la que más influye en la dinámica del sistema lacustre. Todas las pruebas se realizaron empleando el paquete estadístico Statgraphic Plus Versión 5 (Cervantes, 2004).

RESULTADOS

Análisis univariado (Análisis de varianza)

Carbonatos (CO_3)

Se analizaron temporalmente y estadísticamente mediante la prueba de Kruskal-wallis (figura1) donde se concluye que las estaciones no presentan diferencias significativas, siendo todas similares a excepción de la de Cuernanco, cuya medida oscila entre los 0.3 y 0.2 en la superficie del sistema.

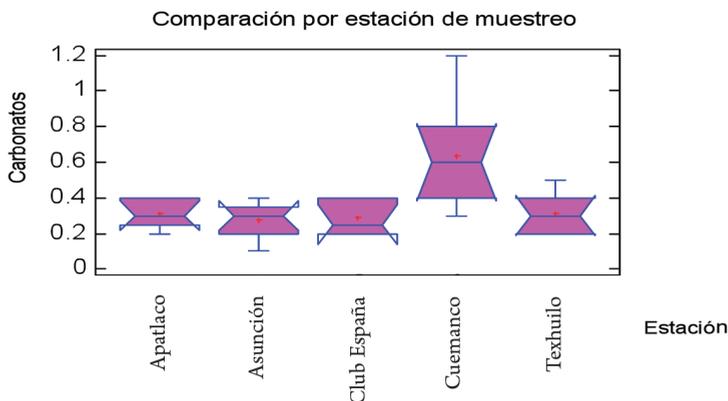


Figura 1. Relación de carbonatos entre las estaciones de muestreo.
Nivel superficie.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

En cuanto a nivel de fondo (figura 2), se observa que Club España y Apatlaco son las estaciones que difieren de las demás, mientras que las otras tienen relativa relación. Siendo en Apatlaco una medida de carbonatos de 0.1- 0.4, y Club España 0.2- 0.4. Se puede concluir que todas las zonas presentan un comportamiento espacial y temporalmente homogéneo. Estas diferencias se deben a los altos niveles de pH que se encontraron en las distintas zonas estudiadas.

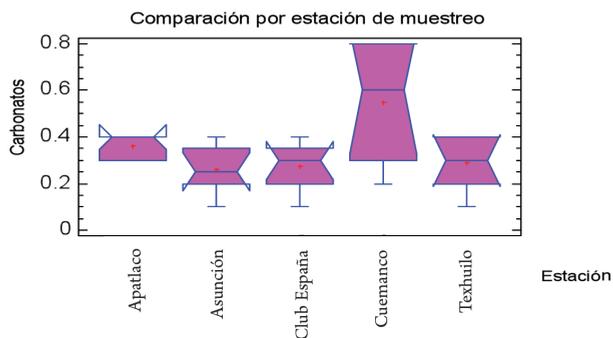


Figura 2. Relación de carbonatos entre las estaciones de muestreo. Nivel fondo.

Bicarbonatos (HCO_3^-)

En la superficie de las cinco zonas de muestreo (figura 3) hay un comportamiento heterogéneo siendo Cuernavaca quien presenta menos concentración de bicarbonatos con relación a las demás zonas de muestreo que son similares.

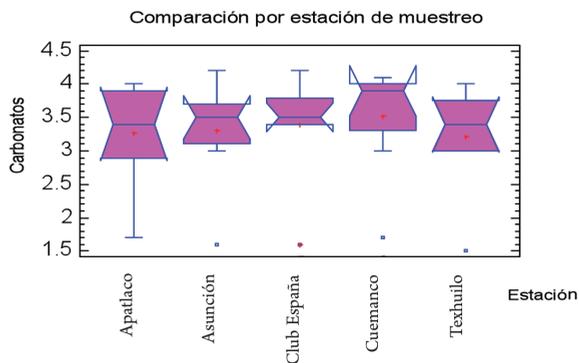


Figura 3. Relación de bicarbonatos entre las estaciones de muestreo. Nivel superficie.

Mientras que para el fondo (figura 4) se aprecia que también la zona diferente y en donde los niveles de bicarbonatos son menores es en Cuemanco teniendo un comportamiento heterogéneo en relación con las otras estaciones, que son parecidas entre si. Estas diferencias se deben a que en las zonas se encontraron pH por arriba de 7.0 hasta obtener en Cuemanco uno de 11.0, lo que indica que el sistema tiende mucho a la alcalinidad.

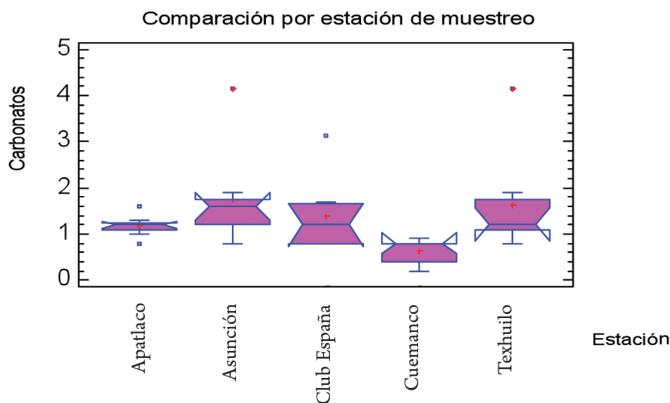


Figura 4. Relación de bicarbonatos entre las estaciones de muestreo. Nivel fondo.

Cloruros (Cl⁻)

Para el análisis de cloruros, se determinó que los valores son similares entre ellos, sólo en Cuemanco se encontro el valor más alto de 4.28 mg/l, en el mes de enero, mientras que el valor más pequeño se obtuvo en la estación Apatlaco fondo siendo este de 1.5 mg/l. Esto coincide con la ubicación de las zonas industriales que conectan a Cuemanco.

En el caso de los niveles de cloruros, en la superficie los valores obtenidos muestran un comportamiento homogéneo (figura 5) en el sistema durante todo el período de estudio, mientras que para el fondo del lago (figura 6), también se observa una relación similar con la excepcion de la estación Cuemanco quien tiene ligeras variaciones con respecto a las demás estaciones.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

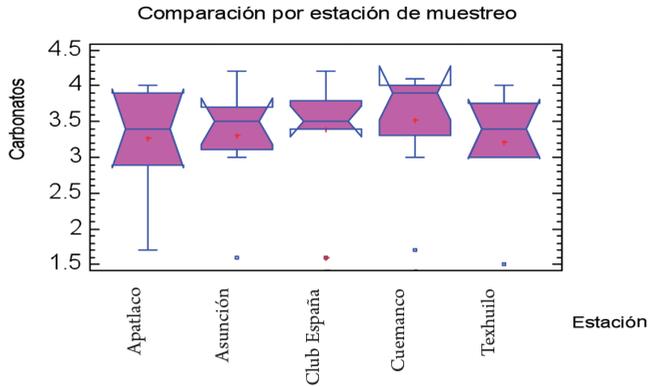


Figura 5. Relación de cloruros entre las estaciones de muestreo. Nivel superficie.

Se obtuvieron valores que oscilaron entre los 1.7-4.2 mg/l. en general para todo el sistema durante los meses de trabajo. Los valores máximos se encontraron en el mes de enero y los menores en el mes de julio.

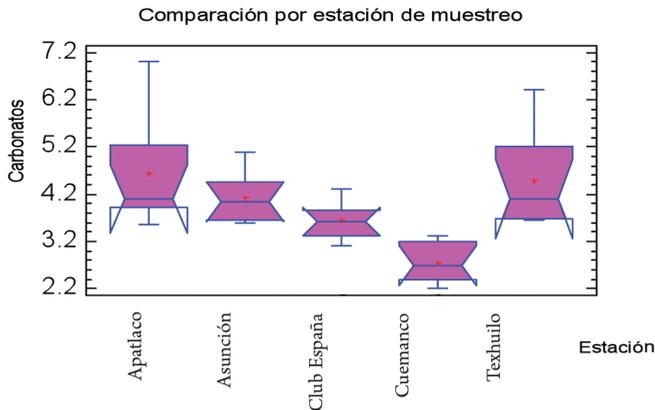


Figura 6. Relación de cloruros entre las estaciones de muestreo. Nivel fondo.

DUREZA

En las figuras 7a y 7b se observa que la estación Cuemanco es diferente de las otras cuatro estaciones. Teniendo los valores más bajos para la dureza, con valores de 2.0 mg/L–3.3 mg/L. Las demás estaciones con dureza mayor, tienen un comportamiento homogéneo durante los meses de muestreo.

En general, la dureza encontrada en los sitios de muestreo, con la excepción de Cuemanco, se asocia también a la influencia de descargas crudas ya sean urbanas, como en el caso de la Asunción y Apatlaco, o ganadera y agrícola como en Texhuilo, mientras que Cuemanco recibe aguas de mejor calidad provenientes de las plantas de tratamiento municipal circundantes.

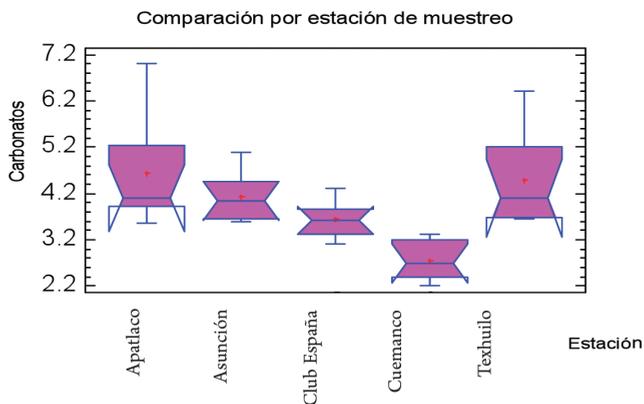


Figura 7a. Relación de dureza entre las estaciones de muestreo. Nivel superficie.

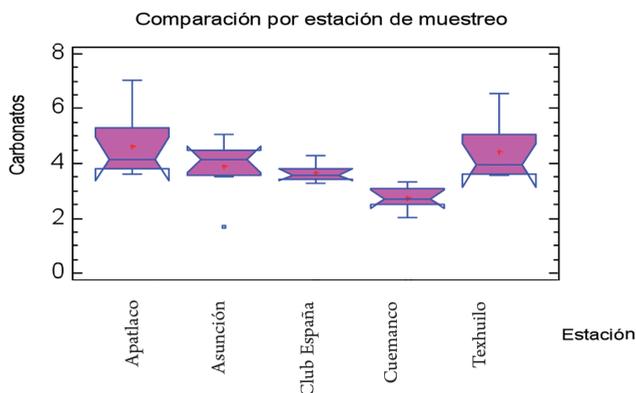


Figura 7b. Relación de dureza entre las estaciones de muestreo. Nivel fondo.

Sulfatos (SO_4)

Se observa que durante los meses de primavera y verano, el sistema presenta un comportamiento homogéneo oscilando de los 20mg a los 120 mg para aumentar significativamente durante la época de otoño, de 120 mg a 140 mg en todas las estaciones de muestreo en la superficie y fondo de la columna de agua.

Las diferencias que coinciden, son en la época en que hay una disminución de lluvias y que por consiguiente, el sistema tiene una disminución de su capacidad de retención de agua, aunado a los vertimientos de desechos agrícolas e industriales aledaños a la zona.

Análisis multivariado (Análisis de componentes principales)

En la figura 8 se observa que existe relación entre todos los componentes del sistema, en particular la temperatura y oxígeno están en estrecha relación con respecto al contenido de carbonatos y pH, debido a que es la temperatura la que determina la existencia de oxígeno disuelto en la columna de agua, de esta manera el comportamiento de la temperatura tanto espacial como temporalmente a lo

largo de los diferentes muestreos establece claramente una diferencia en el gradiente térmico entre superficie y fondo entre ambos niveles.

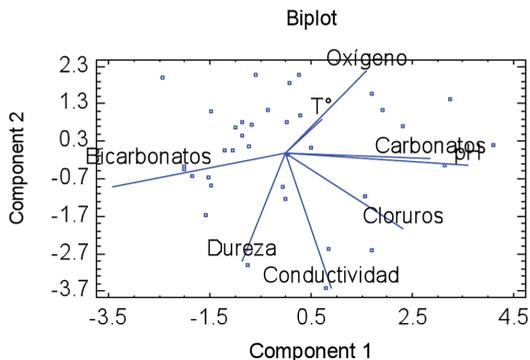


Figura 8. Análisis multivariado de componentes principales

CONCLUSIONES

Con base a los parámetros físicos y químicos determinados en las cinco zonas de muestreo del lago de Xochimilco, se establece que el sistema presentó un comportamiento homogéneo a lo largo de la columna de agua, durante el muestreo, algunos de estos parámetros, rebasan los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-ECOL-1996, con lo que se confirma que el sistema se puede clasificar actualmente como muy eutrófico.

La calidad del agua de este sistema según la NOM-001-ECOL-1996 para agua de riego de vegetales consumibles en crudo indica que no debe ser considerada para estos fines ya que el pH, dureza, rebasan los límites máximos permisibles.

De las cinco estaciones de monitoreo estudiadas, se observa una tendencia del sistema a diferenciarse, en virtud de las descargas presentes en estas zonas, las cuales son: industrial, agrícola y urbana, pese a ello, se presenta un comportamiento que tiende a la homogeneidad durante todos los meses de muestreo en las estaciones de Apatlaco y Asunción, en las cuales se ubican grupos urbanos. De acuerdo a la

hipótesis propuesta para este trabajo se concluye que se logró establecer que las distintas zonas estudiadas están determinadas por los parámetros temperatura, pH y conductividad eléctrica, los cuales influyen en las concentraciones de aniones y cationes (cloruros, sulfatos, dureza así como bicarbonatos y carbonatos).

De acuerdo con los resultados de análisis multivariado de componentes principales el CO₂, pH, Temperatura y conductividad, son los parámetros físicos y químicos que están determinando el comportamiento del sistema y que a su vez influyen en la solubilidad y distribución de los cationes y aniones en la columna de agua.

Se concluye que el lago presenta una gran eutrofización independientemente de la época del año en la que se estudio la columna de agua y con ello, se puede afirmar que los altos niveles de aniones y cationes presentes en él determinan la alta salinidad del lago, para lo cual se tiene que tomar una pronta medida para cuidar una zona histórica y patrimonio cultural del país.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA, AWWA, WPCF., 1992. Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Días de Santos, S.A. 17ª edición. Madrid. pp. 1023.
- Cervantes S.A, Marques D. S. M. J, Rivera G. P., 2004. Estadística Practica para Análisis de Datos SPSS Herramienta para el Análisis de Datos. Editor UNAM- FES Z, México D. F. pp. 24.
- Díaz V.M. y col. Caracterización de Algunos Parámetros Físico Químicos del Agua y Sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria*. 2 (5): 57-65.
- Gutiérrez, M. F.; C. F. Varona; E. F. Contreras. Caracterización estacional de las condiciones fisicoquímicas y de productividad primaria fitoplanctónica de dos lagunas costeras tropicales del estado de Chiapas, México. *Hidrobiológica*. 2 (16): 137-146.
- Ingle, M. G. y col. Evaluación de algunos parámetros de calidad del agua en un sistema cerrado de recirculación para la acuicultura, sometido a diferentes cargas de biomasa en peces. *Hidrobiológica*. 3 (13): 247-253.
- Rojas, R. T., 1998. *Las Cuencas Lacustres del Altiplano Central. Lagos del Valle de México*. Arqueología Mexicana. México. pp. 20-27.

ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL GENERADA EN LA CIUDAD DE MÉXICO

Flores-Jacinto P.¹, Meléndez-Estrada J.¹, Amezcua Allieri M. A.².

¹Instituto Politécnico Nacional. ²Instituto Mexicano del Petróleo.

pabloflores1@starmedia.com, jmelende31@hotmail.com, myriamamezcua@hotmail.com

Palabras clave: Agua Residual, Modelo Ponderado, Demanda Bioquímica de Oxígeno, ICAR

RESUMEN

Actualmente las megaciudades generan una gran cantidad de aguas residuales. En México, el agua residual de origen industrial es tratada sólo en un porcentaje reducido, por lo que una gran parte se descarga al drenaje sin tratamiento, independientemente de su calidad y afectación a la red de drenaje. Por lo anterior, es necesario contar con herramientas capaces de representar la calidad del agua residual, lo que se puede realizar a través de un índice numérico de calidad ambiental. En este estudio se propone un Índice de Calidad de Aguas Residual (ICAR), utilizando un método aritmético ponderado. Además se presenta una escala numérica para clasificar el agua con base en los efectos que se pueden presentar en el drenaje. Los resultados obtenidos al calcular el ICAR de varias empresas que operan en la ciudad de México identificaron a la industria de galvanoplastia como la más contaminante.

INTRODUCCIÓN

Los problemas de contaminación del agua son cada vez más severos, por lo que se requiere urgentemente identificar nuevas fuentes de agua para aumentar la cobertura del servicio, así como para suplir la creciente demanda de la población.

En México se generan grandes cantidades de aguas residuales, por lo que su manejo se ha convertido en una compleja tarea. Actualmente recibe tratamiento sólo el 10% de las aguas residuales de la ciudad de México (LEAD, 2004) en las 30 diferentes

plantas (CONAGUA, 2006), pero algunas de ellas operan con baja capacidad (Morgan, 1996). Hoy en día, el 90% restante del agua residual no es tratada y se descarga en la cuenca de México a través de una extensa red de drenaje.

El sistema de alcantarillado está conformado por una red de conductos, a través del cual se deben evacuar en forma eficiente y segura las aguas residuales domésticas y de establecimientos comerciales (Morgan, 1996), conduciéndose a una planta de tratamiento (CONAGUA, 2006) y finalmente a un sitio de vertido, tal y como lo establece la NOM-002-SEMARNAT-1996. Estas aguas residuales llevan en su seno toda clase de materias de desechos orgánicos y minerales; por lo que el vertimiento de estas aguas tiene como resultado un decremento más acelerado de la vida útil de la red de drenaje.

Con el fin de medir el deterioro del drenaje a consecuencia del agua residual, en este trabajo se propone un índice de calidad del agua industrial. Este Índice de Calidad de Agua Residual (ICAR) designa a un conjunto agregado o ponderado de parámetros (SEMARNAT, 2005) o indicadores (Chomczynska *et al.*, 2009), con el fin de ser utilizado como una herramienta útil para evaluar la afectación provocada por los diferentes contaminantes que acompañan al agua residual. Los contaminantes que conforman al ICAR propuesto son los regulados por la Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996.

MÉTODO

Se empleó un modelo aritmético ponderado, basado en subíndices ambientales (PNUMA, 2003), ponderados por un peso específico de importancia (León 1991; Chomczynska *et al.*, 2009) y utilizando solo aquellos parámetros que se encuentren excediendo la normatividad ambiental. Para cada uno de estos parámetros se graficó su comportamiento histórico y se obtuvo una ecuación para cada subíndice, conforme a las concentraciones indicadas en la NOM-002-SEMARNAT-1996. Basta que un sólo parámetro esté fuera de estos niveles para que se pueda calcular el ICAR, considerando también que el valor de los demás parámetros, por bajos que sean, no amortigüen el cálculo de la contaminación que se aporta (Lagód *et al.*, 2007). El ICAR va de 0 a 100, donde 100 representa la peor calidad. Una vez formulado el ICAR, se aplicó a 50 diferentes empresas de la ciudad de México, con el fin de probar su aplicación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la propuesta de los subíndices se proponen los valores del máximo permisible en las concentraciones indicadas en la NOM-002-SEMARNAT-1996, los cuales se constituyen como el valor de cero. Los subíndices de calidad no indican el estado anterior de la calidad del agua residual ni la capacidad de recuperación que pueda tener esta agua vertida. Los parámetros que nos indican contaminación físico química son:

SÓLIDOS SEDIMENTABLES

Son aquellos sólidos en suspensión que se sedimentarán en condiciones de baja dinámica por acción de la gravedad. En las aguas residuales la determinación de estos sólidos (figura 1) tiene que ver con el fenómeno de azolvamiento, partículas que al depositarse en la parte inferior de los tubos pueden llegar a incrustarse y generar una disminución del área por el cual fluye el agua residual.

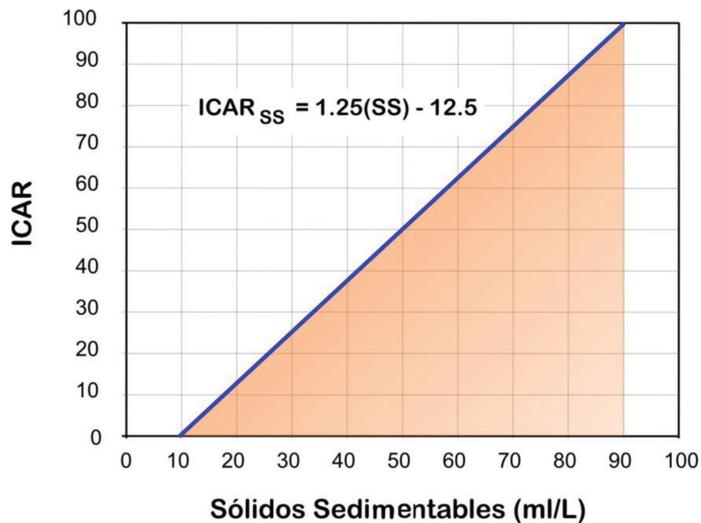


Figura 1. Subíndice de calidad para los sólidos sedimentables.

Temperatura

Influye en la solubilidad de las sales y sobre todo en la de los gases y en la disociación de las sales disueltas, y por lo tanto en la conductividad eléctrica y en el pH del agua. También la densidad del agua está en función de la temperatura, por lo tanto una elevada temperatura altera los movimientos de mezcla de los flujos de agua en el alcantarillado (figura 2).

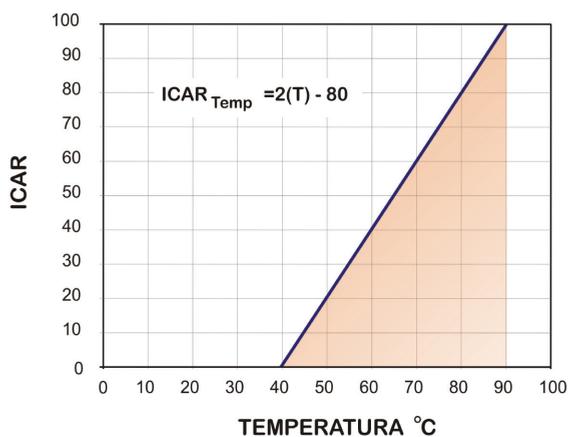


Figura 2. Subíndice de calidad para el parámetro de temperatura.

Potencial de hidrógeno

Un pH elevado indica una baja concentración de iones H⁺, y por lo tanto una alcalización de la tubería. Por el contrario, un pH bajo indica una acidificación en la red interna del drenaje. Estas variaciones tienen una repercusión muy importante sobre las biocenosis existentes. Para el caso del subíndice del pH se tienen 2 intervalos diferentes (figura 3) y por ello este subíndice se calcula con dos ecuaciones; una para un pH ácido (figura 3a) y otra para el básico (figura 3b). Debido a que este parámetro obedece a una escala logarítmica, el subíndice no se representa de forma lineal sino mediante una ecuación de tercer grado.

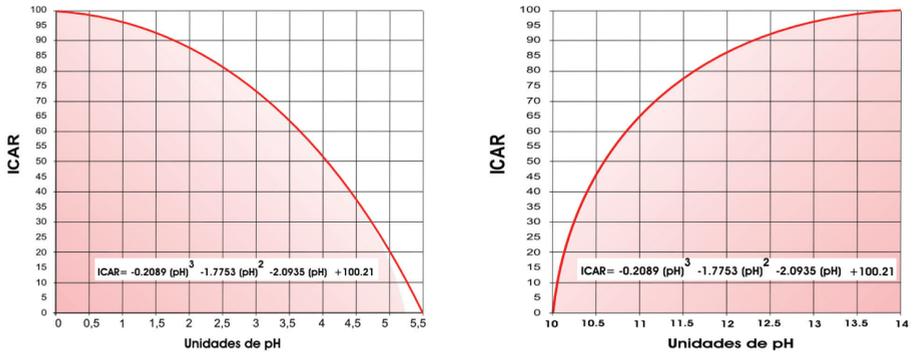


Figura 3. Subíndice de calidad para el parámetro pH en el intervalo de ácido y básico.

Demanda Bioquímica de Oxígeno

Este parámetro es importante porque indica contaminación orgánica, mientras más grande sea el valor más grave es la contaminación orgánica, lo primero que se degrada en la materia es el carbono en las aguas residuales municipales; la DBO carbonosa representa un 85% de la DBO total en 5 días. Este subíndice es uno de los más importantes (figura 4), ya que casi en todas las empresas este parámetro se encuentra fuera de norma cuando existe contaminación excesiva en las aguas residuales.

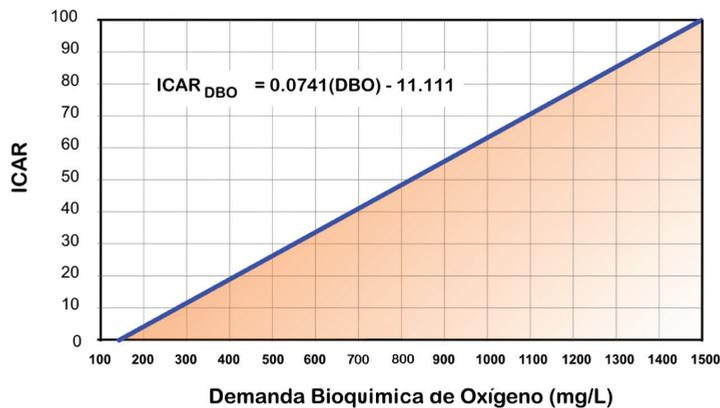


Figura 4. Subíndice de calidad para el parámetro de DBO.

Grasas y Aceites (G y A)

Son todos aquellos constituyentes pobremente solubles y que se separan de la porción acuosa y flotan formando natas, películas y capas iridiscentes, por lo general son aceites, grasas, ceras e hidrocarburos. Las G y A (figura 5) en la red de drenaje son muy difíciles de trasladar hacia su tratamiento debido a que se impregnan a lo largo de la red, algunos se solidifican disminuyendo la capacidad de flujo en las tuberías. En las plantas de tratamiento constituyen uno de los problemas principales en la disposición de lodos crudos sobre el suelo, por lo que en la digestión se pretende la reducción de las G y A. Son comúnmente encontradas en rastros, gasolineras, auto lavados, etc.

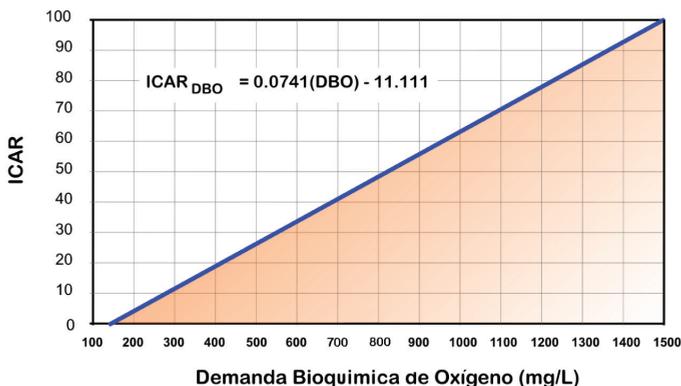


Figura 5. Subíndice de calidad para el parámetro de grasas y aceites.

Arsénico Total

El arsénico en las aguas residuales suele encontrarse debido a que la fuente generadora la utiliza como aditivo para la aleación de metales, especialmente para el plomo y el cobre en sondas, mallas y recubrimientos de cables. Este metal es carcinógeno y mutagénico (figura 6).

Cadmio Total

Es utilizado en recubrimientos de metales por baños o electrodeposición, aleaciones maleables y de bajo punto de fusión, sistemas de protección contra

incendios, almacenamiento de energía en pilas de Ni y Cd, cables de transmisión de potencia, fosforescencia para televisores, base de pigmentos cerámicos, esmaltado de maquinaria, litografía y maquinaria de fungicidas, rectificadores de selenio y electrodos de lámparas de vapor de cadmio. El Cd (figura 7) es carcinogénico y altamente tóxico solubilizado en los vertidos.

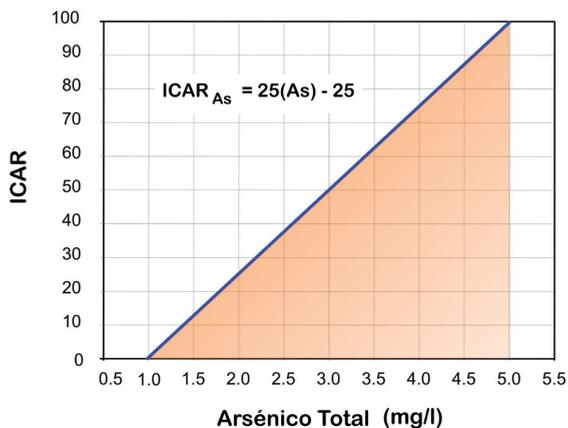


Figura 6. Subíndice de calidad para el parámetro de Arsénico Total.

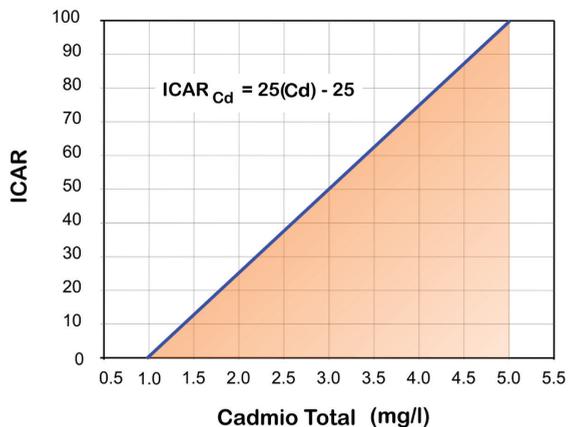


Figura 7. Subíndice de calidad para el parámetro de Cadmio Total.

Cianuro Total

La presencia de cianuro es debida a efluentes de fábricas de recubrimientos metálicos, generalmente la industria de la galvanoplastia. El CN^- es un anión tóxico, cuyo comportamiento varía históricamente dependiendo del tipo de industria. En la figura 8 se presenta su comportamiento, así como el subíndice que se propone para conformar el ICAR.

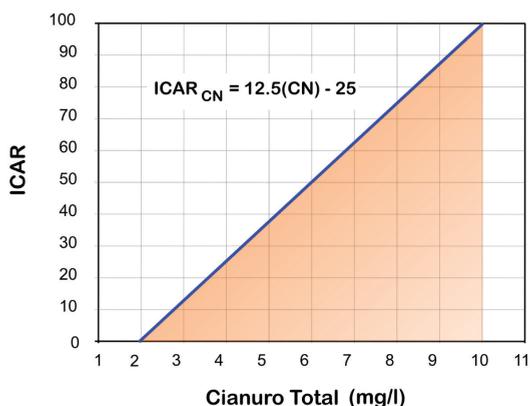


Figura 8. Subíndice de calidad para el parámetro de Cianuro Total.

Plomo Total

Es utilizado en el almacenamiento de energía en pilas y se encuentra en secesión para el agua residual por la introducción de las gasolinas, pinturas y colorantes sin plomo, sin embargo se utiliza en poca medida en aleaciones para soldadura y fusiones, amortiguación de vibraciones, en construcciones pesadas. Este subíndice (figura 10) tiene su importancia ya que la incursión de este metal en el agua residual provoca una alta toxicidad que en los organismos ocasiona daños al cerebro y a los riñones.

Cromo hexavalente

Este metal se utiliza para aleaciones y recubrimientos para substratos metálicos y plásticos para aumentar la resistencia a la corrosión, aceros inoxidable y aceros

cromados, constituyentes de pigmentos inorgánicos. Los compuestos de Cr^{6+} (figura 11) son carcinogénicos y corrosivos, y se requiere de considerables esfuerzos para pasar de compuestos hexavalentes a trivalentes.

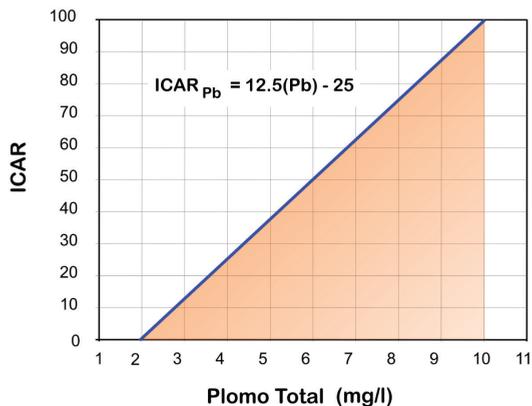


Figura 9. Subíndice de calidad para el parámetro de Plomo Total.

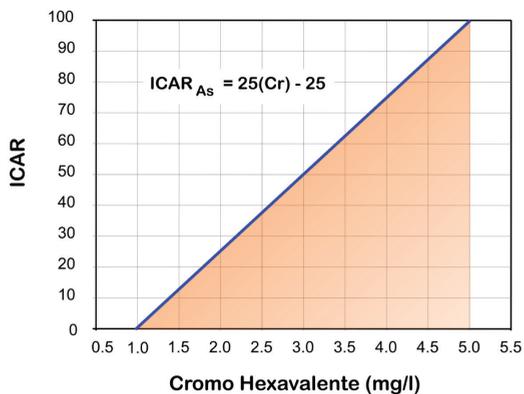


Figura 10. Subíndice de calidad para el parámetro de Cromo hexavalente.

Mercurio

El mercurio (figura 11) es utilizado en amalgamas, aparatos eléctricos de catálisis, cátodos para la producción de sosa cáustica y cloro, instrumentos lámparas de vapor de mercurio, recubrimientos de espejos, entre otros. Este subíndice representa a un metal altamente tóxico para el sistema nervioso.

Níquel

El níquel (figura 12) es un residuo de empresas que se dedican a los recubrimientos metálicos en específico del proceso de niquelado.

Zinc

Al igual que el Ni, el Zn (figura 13), también es utilizado en los procesos de zincado en la industria de la galvanoplastia.

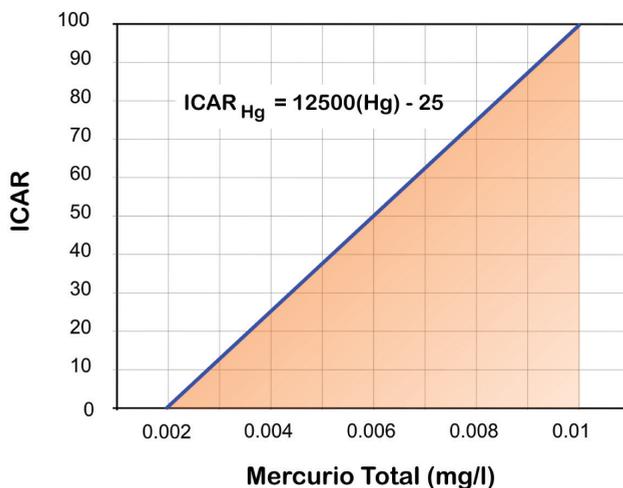


Figura 11. Subíndice de calidad para el Mercurio.

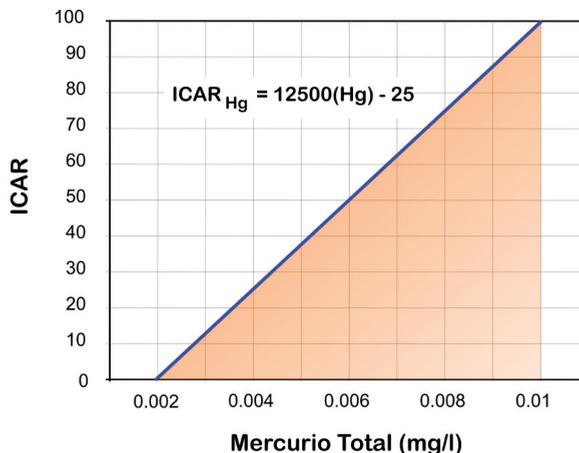


Figura 12. Subíndice de calidad para el parámetro de Níquel Total.

Cobre

El cobre es un metal que se encuentra en las empresas de refinación, el cual consiste en la reducción de los iones de cobre que se deposita en el ánodo de cobre puro, para ello en las celdas electrolíticas existen soluciones ácidas de sulfato de cobre, durante esos procesos se liberan impurezas, cobre y arsénico, este subíndice se constituye (figura 14) como un elemento potencialmente tóxico, junto con otros metales como el mercurio, plomo, cromo IV, entre otros.

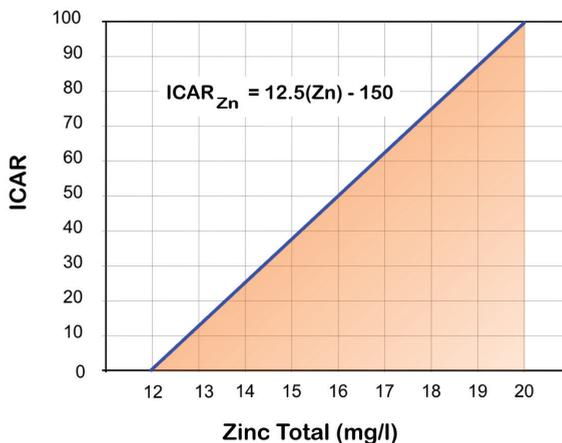


Figura 13. Subíndice de calidad para el parámetro de Zinc.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Los metales considerados en el ICAR son tóxicos para los microorganismos de las plantas de tratamiento y están considerados como contaminantes prioritarios. La presencia de estos iones altera el funcionamiento de las plantas de tratamiento, hasta el extremo de ocasionar la muerte de los microorganismos obligando a detener el tratamiento biológico de los efluentes.

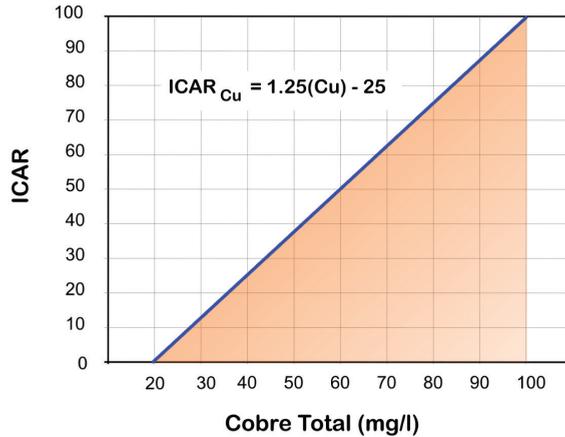


Figura 14. Subíndice de calidad para el parámetro de Cobre Total.

El ICAR

El cálculo de índice de calidad se puede establecer con la siguiente expresión, que relaciona a los subíndices de calidad que exceden la normatividad, con las ponderaciones de cada uno de estos:

$$ICAR = K \frac{\sum_{i=1}^n C_i P_i}{\sum_{i=1}^n P_i}$$

Donde:

C_i = Concentración del subíndice i , fuera de norma

P_i = Peso específico asignado a cada parámetro i fuera de norma

K = Constante que toma los siguientes valores

- 1.00 Aguas que no presentan coloración, espumas, ni vapores irritantes.
- 1.5 Aguas con alguna de las siguientes propiedades: coloración, espumas o vapores irritantes.

El ICAR considera un factor de afectación a la red de drenaje y a las plantas de tratamiento, que toma valores de 1 a 1.5. Este factor juega un papel importante ya que existen situaciones que la normatividad no considera, entre los que se encuentran la detergencia, la inclusión de materiales inorgánicos (anilinas por ejemplo durante la coloración) que difícilmente son degradados (Metcalf-Eddy, 1996); los hidrocarburos en algunas ocasiones acompañan a las aguas residuales, son raras, pero altamente contaminantes y difícilmente degradables aunque sus concentraciones sean bajas (Jarabo, 2000) y los vapores irritantes, emitidos por una de las formas del azufre que se encuentra en el agua residual. Los sulfatos son también un factor importante ya que ocasionan problemas de olor y corrosión e incrustación en las alcantarillas (Romero-Rojas, 1999).

El ICAR contempla 14 parámetros, a saber: grasas y aceites, sólidos sedimentables, cromo hexavalente, arsénico, cadmio, cianuro, cobre, mercurio, níquel, plomo, zinc, temperatura, potencial de hidrógeno y demanda bioquímica de oxígeno. Las ecuaciones que describen a cada parámetro se obtuvieron a partir del comportamiento que presentan las aguas residuales típicas para la ciudad de México, provenientes de 50 compañías.

Después de aplicar el ICAR, las siguientes industrias fueron consideradas como las más contaminantes: galvanoplastia ($ICAR = 80 \pm 5$), textiles ($ICAR = 74 \pm 5$), alimentos ($ICAR = 70 \pm 5$) e industrias que producen productos de limpieza ($ICAR = 68 \pm 5$).

La industria de galvanoplastia produce problemas principalmente debido a los metales y el pH, tal y como lo describió previamente Martínez-Delgado (2004). La industria textil tuvo un elevado ICAR a causa de su temperatura y el pH, la alimentaria de alto contenido de materia orgánica (DBO), y productos de limpieza debido a la temperatura, pH, grasas y aceites y detergentes.

Este índice propuesto es una nueva herramienta para expresar el problema de vertimiento de aguas residuales que excede los límites máximos permisibles sobre

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

la base de la legislación ambiental mexicana. Por estar diseñado bajo la observancia de una norma que aplica en toda la República Mexicana (NOM-002-SEMARNAT-1996), el ICAR puede aprovecharse en cualquier entidad federativa.

CONCLUSIONES

El índice propuesto representa una nueva herramienta cuantitativa que expresa el problema de vertimiento de agua residual cuando excede los límites máximos permisibles en base a la legislación ambiental, considerando una alta sensibilidad debido a que esta diseñado para que los parámetros que se encuentren dentro de los intervalos permitidos no amortigüen a aquellos parámetros que excedan la normatividad ambiental. El poder aplicar el índice de calidad para el agua residual en el D.F. representa las ventajas de cumplir la política ambiental para promover la creación de estándares e indicadores de calidad ambiental como lo requiere la Ley de la materia.

BIBLIOGRAFÍA

- Chomczynska M, Montusiewicz A, Malicki J, Lagod G., 2009. Application of Saprobies for Bioindication of Wastewater Quality. *Environmental Engineering Science* 26, 2: 289-295.
- CONAGUA, 2006. *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y Tratamiento de Aguas Residuales en Operación*. Distrito Federal, México: Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento de CONAGUA, pp. 109-111.
- Jarabo F, Elortegui E, Jarabe U., 2000. *Fundamentos de tecnología ambiental*, Primera Edición, Estado de México, México: Editorial Neografis, 85 pp.
- León Vizcaíno LF., 1991. *Índices de Calidad del Agua (ICA), forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 32 pp.
- Lagód G, Malicki J, Chomczyńska M, Montusiewicz A., 2007. Interpretation of the Results of Wastewater Quality Biomonitoring Using Saprobies, *Environmental Engineering Science* 24, 7: 873-880.
- LEAD, 2004. *Mexico City: Opportunities and Challenges for Sustainable Management of Urban Water Resources* [en línea]. London, UK. En learning through case studies, [citado el 8 de septiembre de 2009]. Disponible para World Wide Web: <http://casestudies.lead.org/index.php?cscid=99/MexicoCity: Opportunities and Challenges for Sustainable Management of Urban Water Resources>
- Martínez-Delgadillo SA, Rodríguez M, Aguilar R, Soto G., 2004. Evaluación del desempeño

- de reactores electroquímicos para la remoción de Cr (VI) de aguas residuales. *Ingeniería Hidráulica en México XIX*, 4: 97-103.
- Metcalf & Eddy Inc. Staff, 1991. *Wasterwater Engineering, Treatment Disposal, Reuse*. New York, USA: Mac Graw Hill, 128 pp.
- Morgan A., 1996. Mexico city: A Megacity with big problems. Department of Earth Sciences [en línea]. University of Waterloo, Canadá [citado el 8 de septiembre de 2009]. Disponible para World Wide Web: <http://www.whaton.uwaterloo.ca//waton/mexico.html/> Mexico city: A Megacity with big problems
- PNUMA, 2003. *Indicadores ambientales*. XIV Reunión del Foro de Ministros de Medio Ambiente de América Latina y el Caribe Ciudad de Panamá, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe, Panamá, 133 pp.
- Romero-Rojas JA. 1999. Calidad del Agua. Medellín, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería, Editorial Alfaomega, 146 pp.
- SEMARNAT, 2005. Indicadores básicos del desempeño ambiental de México: 2005. Dirección de Análisis e Indicadores Ambientales y Dirección General de Estadística e Información Ambiental, México: SEMARNAT, 14 pp.

**EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE DOS
PLAGUICIDAS ORGANOFOSFORADOS**

*Herrera- Cárdenas J. A.¹, Navarro Frómata A. E.², Tamariz Flores V.¹, Mangas Ramírez E.^{1,2},
Bonilla y Fernández M. N.¹.*

¹Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, ²Universidad Tecnológica de Izúcar de
Matamoros.

jorgeahc@live.com.mx, emangasmx@yahoo.com.mx, jrostamariz@hotmail.com
navarro48_99@yahoo.com

Palabras clave: toxicidad, movilidad, organofosforados

RESUMEN

El cierre de fábricas textiles en Atlixco entre 1960 y 1970 creó un periodo de crisis económica, lo que originó que la población se dedicara a otras actividades como la floricultura, la cual es hoy la actividad agrícola de mayor derrama económica en Atlixco, dicho incremento trae consigo el uso de una mayor cantidad de agroquímicos con el fin de garantizar la producción. Entre los plaguicidas se encuentran el metamidofos y monocrotofos, que aunque han sido prohibidos por la EPA, la incidencia de plagas ha obligado a los floricultores a emplearlos por su efectividad. En el presente trabajo se muestran los resultados de algunas determinaciones fisicoquímicas que se realizaron en 10 puntos de muestreo elegidos para el estudio del comportamiento de tales tóxicos en el medio; se determinaron (potencial hidrógeno, conductividad, contenido de materia orgánica, textura y capacidad de intercambio catiónico, los resultados de pH se encuentran en un rango casi neutro que va de 6 a 7.86, y para el caso de la conductividad de 133 a 653 μS . Los resultados obtenidos de la determinación de textura nos muestran que se trata de suelos muy arenosos lo que podría favorecer la lixiviación hacia mantos freáticos, esto aunado a pequeños contenidos de arcilla y materia orgánica, reflejándose en los valores de capacidad de intercambio catiónico.

INTRODUCCIÓN

La floricultura, actualmente es la actividad agrícola de mayor derrama económica en Atlixco, el viverismo nació en los años 60 con la producción de rosal en campo abierto. Actualmente se cuenta con 40 ha de áreas techadas para la flor y otras 50 a cielo abierto. El incremento que ha tenido esta actividad en los últimos años es considerable, ya que a principios de los 90 se contaba con sólo media hectárea. (SDEA; 2009)

La producción de plantas ornamentales en vivero, en este municipio, es practicada por alrededor de 150 productores, que obtienen gran diversidad de plantas de ornato como orquídeas, frutales, bonsáis y coberturas de pasto en rollo; en total se producen más de 50 variedades de plantas (figura 1).

Este incremento en la actividad viverista trae consigo un aumento en el uso de agroquímicos empleados para la fertilización y control de plagas durante las distintas etapas del desarrollo de las plantas, entre los plaguicidas que se usan para erradicar plagas se encuentran el Tamarón y el Anacrot, ambos son plaguicidas organofosforados.



Figura 1. Vista aérea de la comunidad de Cabrera en el municipio de Atlixco (las partes blancas son áreas de cultivo en invernadero)

Cabe hacer mención que la lucha contra las plagas es uno de los factores más importantes para aumentar la productividad de las explotaciones agrícolas, ya que las pérdidas causadas por plagas son muy elevadas. Otro aspecto que influye en el uso de los plaguicidas es el ahorro de la mano de obra.

Los compuestos organofosforados (OF), son ésteres, amidas o tioles que son derivados de ácidos fosfórico, fosfónico y fosfortoico. Cuando el átomo que se une al fósforo con el doble enlace, el compuesto se denomina OXON, y es un potente inhibidor de la enzima colinesterasa y de otras esterases. Sin embargo con el oxígeno esta posición también se favorece la hidrólisis del compuesto, sobre todo en condiciones alcalinas.

En general se hidrolizan fácilmente, tanto por vía enzimática, como no enzimática. La estabilidad frente a la acción hidrolítica sobre estos compuestos aumenta, según la naturaleza de los enlaces, en el orden: anhídrido o halogenuro, alcohoxi y amido, oxifosfatos, tiofosfatos y fosfonatos. Los tiofosfatos son más estables que los oxifosfatos debido a la mayor electroafinidad del átomo de oxígeno.

Para hacer estos compuestos más resistentes a la hidrólisis, y por consiguiente, para prolongar su vida media en el ambiente, algunos de estos plaguicidas presentan un átomo de azufre en vez del átomo de oxígeno, y a estos se les denomina tiones, dichos compuestos son inhibidores pobres de la colinesterasa pero penetran las membranas biológicas más rápidamente que los oxones.

Además de que se producen reacciones fotoinducidas, como es la oxidación de los grupos mercapto, a sulfoxidos y sulfonas. También la radiación ultravioleta es capaz de producir isomerizaciones de los esteres fosfóricos para dar derivados más tóxicos.

OBJETIVOS

El presente trabajo tiene como finalidad llevar a cabo una evaluación de la movilidad de los plaguicidas, monocrotofos y metamidofos, a través del medio terrestre hacia el acuático, infiriendo a través de determinaciones fisicoquímicas para evaluar el comportamiento de los tóxicos en el área de estudio.

JUSTIFICACIÓN

En los últimos años se ha prestado especial atención a los procesos de contaminación de aguas subterráneas ligados a la utilización de fertilizantes y otras sustancias químicas. Se tiene suficiente información acerca de su presencia en acuíferos pero existe carencia de conocimientos sobre los mecanismos de migración e interacción con el medio no saturado. Este déficit es más notorio en el caso de los plaguicidas, sustancias químicamente más complejas, implicadas en procesos de transformación y degradación. (Morell y Candela; 1998)

Cabe hacer mención que la elevada toxicidad de la mayoría de los plaguicidas y de algunos de sus metabolitos aconseja atender con prontitud la problemática, ya que puede tener graves efectos sobre los seres vivos.

METODOLOGÍA

Se tomaron muestras en 12 puntos elegidos aleatoriamente, posteriormente se realizaron cinco determinaciones fisicoquímicas (pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, contenido de materia orgánica y textura), dichos puntos, son áreas de producción de rosas en bolsa, las muestras se tomaron de acuerdo con lo establecido por la norma, NOM-021-RECNAT-2000.

Se realizó la evaluación en el área de estudio de acuerdo con la misma norma; para el pH se determinó mediante el método del potenciómetro, al igual que la conductividad eléctrica, el contenido de materia orgánica mediante el método de Walkley-Black, textura por hidrómetro, y capacidad de intercambio catiónico. Asimismo se georeferenciaron los puntos de muestreo así como algunos puntos aledaños, para conocer el relieve del área se utilizó el programa SURFER8, y un GPS Garmin (figura 2 y 3).

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

RESULTADOS

Tabla 1. Análisis fisicoquímico del suelo del área de estudio:

Textura

Muestra	%Arena	%Arcilla	%Limo	Clase textural
M1	66.76	15.96	17.28	Franco arenoso
M2	76.04	8.28	15.68	Arenoso franco
M3	82.76	5.96	11.28	Arenoso franco
M4	77.32	5.96	16.72	Arenoso franco
M5	82.04	6.4	11.56	Arenoso franco
M6	76.76	7.24	16	Arenoso franco
M7	78.76	5.96	15.28	Arenoso franco
M8	81.32	5.96	12.72	Arenoso franco
M9	76.04	6.68	17.28	Franco arenoso
M10	73.32	7.4	19.28	Franco arenoso
M11	73.32	12.68	14	Franco arenoso
M12	71.32	7.4	21.28	Franco arenoso

Muestra	%Materia orgánica	CIC (Meq)/100g)	pH	Conductividad eléctrica(μs)
M1	4.32	17	7	246
M2	3.78	14.5	7.32	267
M3	1.19	6.5	6.93	282
M4	1.43	8.5	7.9	205
M5	1.49	13.5	6	204
M6	2.59	12.5	6.23	421
M7	1.23	11	7.86	133
M8	3.6	13	6.83	171
M9	2.57	11	6.91	143
M10	3.41	13	6.37	452
M11	2.76	14	7.14	653
M12	10	21.5	6.98	255



Figura 2. Relieve del área de estudio (la elevación mas notoria pertenece a un cerro que se encuentra en la comunidad pero en el no existe actividad agrícola)

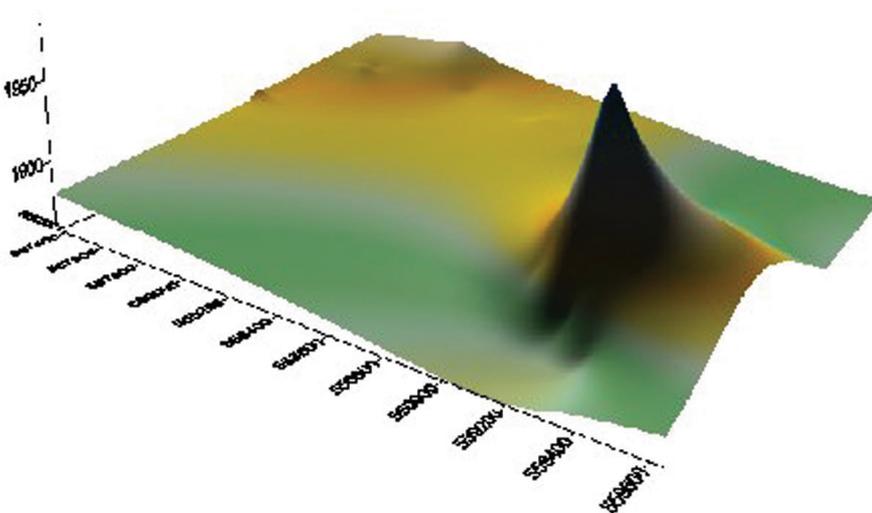


Figura 3. Área de producción de rosal en bolsa.

DISCUSIÓN

Los resultados de la tabla 1 muestran que las condiciones fisicoquímicas del área de estudio podrían estar favoreciendo la lixiviación de los plaguicidas hacia el mato freático, ya que como se puede ver la textura del suelo aunado al bajo contenido de materia orgánica, no permiten la retención de los tóxicos en la superficie, además es importante mencionar que las prácticas agrícolas que se llevan a cabo en la comunidad de Cabrera, retardan la degradación de los plaguicidas, ya que al emplear un sustrato a base de materia orgánica, de uso en el cultivo del rosal, comunmente llamado tierra de hoja, este absorbe parte de los plaguicidas y crea una cubierta que los protege de la radiación solar y estabiliza el pH en un ámbito casi neutro (figura 3). Cabe hacer mención que al igual que la textura del suelo y la baja capacidad de intercambio catiónico, el relieve del área es casi llano, aumentando las posibilidades de lixiviación.

CONCLUSIONES

El uso de los plaguicidas metamidofos y monocrotofos en la actividad viverista es una práctica que debe ser evaluada por las autoridades y sectores involucrados, debido a la elevada toxicidad que estas sustancias tienen sobre organismos no destinatarios, ya que aunque autoridades nacionales como internacionales han prohibido el uso de ambas sustancias, la falta de información así como el desconocimiento sobre los efectos a la salud humana que estos compuestos pueden tener, ha ocasionado la intoxicación de un gran numero de personas en el municipio principalmente aquellos que se dedican al cultivo de gladiola.

Cabe señalar que las condiciones de la comunidad favorecen la movilidad de los plaguicidas del medio terrestre hacia el acuático, lo que trae como consecuencia, afectaciones a organismos no destinatarios que se encuentran en ambientes muy lejanos a la zona de aplicación.

Es importante mencionar que aun cuando la toxicidad de estas sustancias es incuestionable, se debe de tomar en cuenta que no sólo la floricultura hace uso de

estos compuestos, sino que también son aplicados en cultivos como la caña, y el daño puede ser mayor al encontrarse dichos cultivos a las orillas del río Nexapa, cuyas aguas son utilizadas en otras áreas. En el cultivo de la gladiola también se utilizan estos plaguicidas y Atlixco ocupa el primer lugar a nivel estado en dicho cultivo.

No obstante, el incremento en la actividad viverista ha traído un aumento en la derrama económica del municipio, ya que no sólo favorece a las personas que se dedican a esta actividad, sino que también a otros sectores como el turismo.

BIBLIOGRAFIA

Honorable Ayuntamiento de Atlixco, Dirección de Desarrollo Económico y Agropecuario, viverismo en Atlixco (Marco de referencia, sobre la actividad viverista (floricultura).
Norma oficial mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad, y clasificación de suelos estudio muestreo y análisis.
INCAP, ECO. UNED, Plaguicidas organofosforados y carbamatos
Morell I. y Candela L., 1998. Plaguicidas Aspectos Ambientales y Toxicológicos, Universitat Jaume, Libro electrónico: http://books.google.com/books?id=Ti3ZZRNlaaYC&pg=PA9&lpg=PA9&dq=plaguicidas+en+los+ultimos+a%C3%B1os+se+ha+prestado+especial+atencion+a&source=web&ots=XXPZz1lGUo&sig=X2naAiG5BY_P0pQLRFBJhLK7RXk&hl=es&sa=X&oi=book_result&resnum=1&ct=result#PPA10,M1

BIOMARCADORES

ALTERACIONES TISULARES EN EL HÍGADO DEL BAGRE DE TECOLUTLA, VERACRUZ

*Matadamas-Guzmán, M.^{1,2}, Guzmán-García, X.¹, López-Vite, S.¹, Becerra-Amezcuca, M. P.¹,
Gonzalez-Rebollar, S. e I. Hernández-Calderas¹,*

¹Universidad Autónoma Metropolitana, ²Colegio Anglo Mexicano de Coyoacan.

xgg@xanum.uam.mx

Palabras clave: histopatología, hígado, Tecolutla, Ver.

RESUMEN

La ecotoxicología se vale de dos herramientas para realizar sus investigaciones: el monitoreo ambiental y el monitoreo biológico. El monitoreo biológico, consiste en evaluar los efectos adversos de los contaminantes sobre los ecosistemas o especies que han estado expuestos. Los peces son considerados buenos indicadores de la contaminación, ya que reflejan la calidad del medio en el que se desarrollan. Una de las especies propuestas para estos fines es el bagre. El hígado es el principal sitio de equilibrio de los peces, y es considerado un órgano destino que puede tener cambios patológicos derivados de la exposición a contaminantes, por lo que se ha propuesto su evaluación a través del análisis histológico como una herramienta que permite evidenciar la estructura de los tejidos y sus alteraciones. El objetivo de este trabajo fue caracterizar el hígado del bagre de Tecolutla, Veracruz comparándolo con organismos que se desarrollan en una zona no contaminada. Los resultados histológicos del hígado de bagres mostraron cambios histopatológicos entre los que destacan: procesos inflamatorios, infiltraciones, necrosis y posibles tumores. Los resultados sugieren que la estructura tisular pudo modificarse por la presencia de contaminantes en el medio en el que se desarrollaron. La herramienta histológica es útil en el monitoreo de enfermedades de organismos acuáticos. Los daños evaluados sugieren que el medio en el que se desarrollan estos organismos puede estar induciendo las alteraciones tisulares, por ello es importante tomar medidas

preventivas o correctivas y se sugiere el monitoreo frecuente para evaluar la calidad del sistema.

INTRODUCCIÓN

Los organismos pertenecientes a las comunidades acuáticas, que se encuentran expuestos a contaminantes, pueden informar acerca de la salud ambiental a través de los contaminantes acumulados. Por otro lado, estos niveles pueden asociarse a daños en tejidos a través de estudios histopatológicos (Guzmán-García, 2007).

Los peces constituyen el grupo más numeroso de los vertebrados, los cuales representan más de la mitad de éstos en el mundo. Hay evidencias que los peces pueden presentar cambios importantes debido a la contaminación, por lo que, es importante evaluar el estado tisular de peces que se desarrollan en una zona contaminada y compararlos con parámetros de referencia para establecer indicadores de calidad y antecedentes que faciliten estudios de monitoreo o estudios ecotoxicológicos.

Los bagres son considerados como buenos indicadores de la calidad del medio (De la Lanza *et al.*, 2000). Una gran diversidad y abundancia de peces de ríos, lagos y mares indican un ambiente sano para todas las demás formas de vida (Helfman y Collette, 1997), contrariamente, una elevada mortandad o un porcentaje alto de peces enfermos podrían ser causadas directa o indirectamente por niveles considerables de contaminantes.

Los peces toleran amplios intervalos de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto, y algunas especies son tolerantes o intolerantes a la presencia de contaminantes en el agua. Entre las sustancias tóxicas principalmente producidas por el hombre se pueden citar al cloro, a los metales pesados o químicos del tipo de pesticidas, detergentes y derivados de petróleo, que en conjunto ejercen un efecto nocivo en las cadenas tróficas (eutroficación, bioacumulación) lo cual se refleja en la conservación y sobrevivencia de las especies (Di Giulio y Hinton, 2008).

En México, son pocos los estudios realizados en las comunidades ícticas en sitios degradados, y menos aún, de un seguimiento del cómo en el tiempo han cambiado las poblaciones afectadas por degradación ambiental. Algunos investigadores han desarrollado estudios del grado de tolerancia en ambientes alterados, algunos otros

han aplicado diversos índices para evaluar la diversidad, abundancia e integridad de los sistemas acuáticos. Recientemente existe un programa de monitoreo de ambientes acuáticos que propone la evaluación toxicológica de las poblaciones en zonas de referencia. Dentro de este programa se plantean los estudios histológicos como una herramienta de caracterización de los peces (PRONAME, 2009).

El hígado en los peces es el mayor sitio de equilibrio de aminoácidos y juega un papel importante en la excreción de compuestos xenobióticos. Las modificaciones en estructura tisular pueden derivarse de cambios bioquímicos hasta en la estructura celular, producto de la interacción con sustancias tóxicas o potencialmente tóxicas (Takashi y Hibiya, 1995).

Existen sistemas que a pesar de su importancia comercial, turística y ecológica, carecen de estudios que incluyan el monitoreo de la contaminación y menos la evaluación de las condiciones tisulares de los organismos que en ella se desarrollan. Tecolutla, Veracruz es un sistema compuesto por una zona de manglar, esteros y predomina el agua salobre. En ella existen actividades turísticas y de extracción de especies de interés comercial, como las ostras, almejas, jaibas y diferentes tipos de peces, utilizados para el consumo humano. Este sistema acuático recibe importantes aportes de la zona petrolera de Poza Rica, así como de poblaciones cercanas, y se ha reportado que el agua del sistema Tecolutla supera los límites máximos permitidos de coliformes fecales, indicando con ello que se trata de un agua contaminada. A pesar de esta situación existen pocos estudios ecotoxicológicos por lo que este trabajo tiene como objetivo caracterizar el hígado del bagre de Tecolutla, Veracruz y compararlo con el de organismos que se desarrollan en una zona no contaminada, ya que el análisis de las lesiones en estos organismos sugiere la relación con los tóxicos acumulados proporcionando información que puede ser útil en la toma de decisiones relacionadas con el manejo de los ambientes acuáticos.

ZONA DE ESTUDIO

Tecolutla (Tierra de Tecolotes), Veracruz se encuentra ubicada en la zona centro del Estado de Veracruz, limita al norte con Papantla, al este con el Golfo de México, al sur con Martínez de la Torre, al oeste con Gutiérrez Zamora y Papantla.

Los procesos contaminantes en zonas aguas arriba de las comunidades, han degradado la calidad del agua. Para la Gerencia Golfo de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) el río Tecolutla presenta los mayores grados de contaminación de los ríos de Veracruz (Mendez, 2007 y Valdéz, 2007). El agua excede los límites de coliformes totales y fecales, DBO₅, turbidez y nitratos (Gaona, 2008).

METODOLOGÍA

Se procesaron muestras de peces colectadas con ayuda de una red tipo sedal en una zona cercana a la boca del estuario en Tecolutla, Veracruz (posición geográfica de 20° 25' 19.1'' de latitud Norte y 97° 0', 0.96'' de Latitud Oeste). Los organismos fueron anestesiados y disectados, se extrajo el hígado y se fijó en formalina 10% por 24 hrs. Posteriormente las muestras fueron lavadas por 24 hrs. La técnica incluye la deshidratación, inclusión, corte, desparafinado, tinción con hematoxilina-eosina y observación al microscopio óptico.

RESULTADOS

En el presente trabajo se pudo observar la organización tisular característica del hígado de vertebrados. En los cortes histológicos se lograron identificar los cordones hepáticos que constituyen los lobulillos, así como, canales linfáticos y el conducto biliar. También se observó el parénquima, hepatocitos, sinusoides hepáticos, la arteria, conductos biliares rodeados de tejido conjuntivo, macrófagos teñidos en café y material hemático (figura 1).

Estas estructuras fueron analizadas en el hígado de bagres de una zona de referencia (Célestun, Yucatán) y con el Atlas histológico de peces (Genten, 2009). Con la información de organismos de referencia antes señalada, se analizó la estructura del hígado de los bagres de Tecolutla, Ver.

Los cortes analizados mostraron cambios entre los tejidos de organismos de Celestún y Tecolutla, tales como: la evidencia de un proceso de inflamación, alteración en estructura de los tejidos, posibles melanomas, y la evidencia de un proceso de necrosis (Ross y Pawlina, 2007). La revisión cualitativa nos indica que los organismos de Tecolutla mostraron alta incidencia en lesiones con respecto a

los organismos de Celestún. Estos cambios se muestran en las figuras 2 3 y 4. El tejido conectivo aparenta un estado hiperplástico, es decir, las estructuras están más separadas, ya que los sinusoides hepáticos se notan más prominentes, lo cual se interpretó como un proceso inflamatorio (figura 2).

En la figura 3 se observa la degeneración de pigmento, en este caso de melanina, que es el metabolito final de la tirosina. Se observan gránulos de amarillo pálido a café oscuro, debido a que la melanina se acumula en macrófagos. En organismos de Tecoluitla estos depósitos se observaron con mayor frecuencia (figura 4).

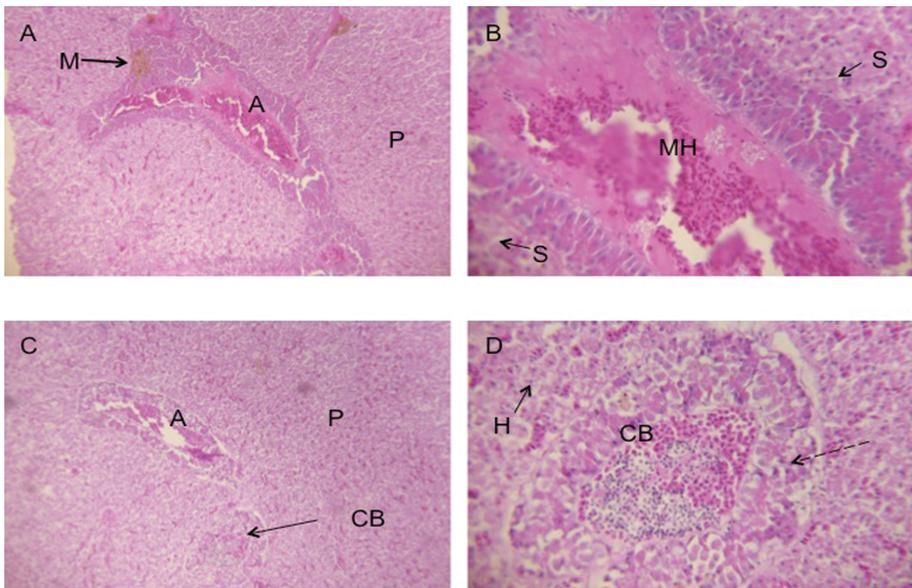


Figura 1. Aspectos del hígado de *Ariopsis felis* de la laguna de Celestún. Observe en la A la arteria principal (A) y secundaria, el parénquima (P); y el centro de melanomacrófagos (M); Se pueden observar sinusoides (B) con material hemático (MH); en C y D; el conducto biliar (CB); rodeado de tejido conjuntivo (flecha punteada); sinusoides hepáticos (S); y H; hepatocitos 100x (A), 400x (B), 100x (C), 400x (D). Tinción H-E.

Fuente: Informa SEMARNAT-INE-UAM, 2009.

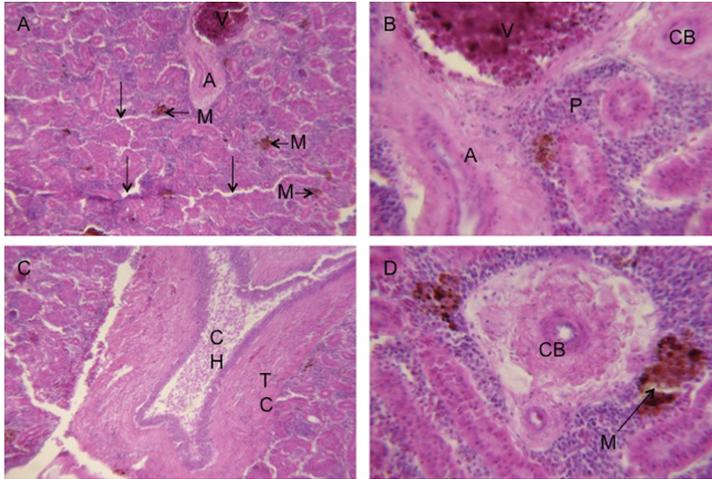


Figura 2.- Aspectos de sinusoides (flecha en A) en Bagre de Tecoluitla, Ver., en B observe el conducto biliar (CB); macrófagos y parenquima (P); en C el epitelio de revestimiento (morado); tejido conjuntivo (rosa); V: vena A: Arteria; TC: tejido conjuntivo; CH: contenido hemático; 100x (A); 400x (B, C, D).

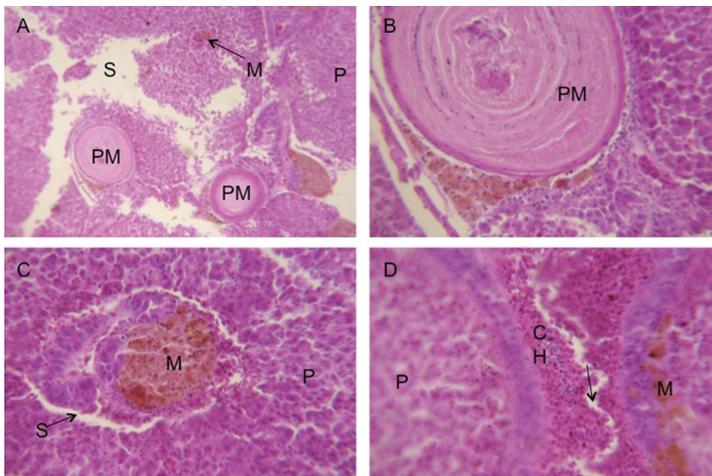


Figura 3.- Hígado de bagre de la región Tecoluitla, Ver., con presencia de posible melanoma (PM) rodeados de S; sinusoides; y presencia de M; macrófagos, centro de melanomacrófagos; P: parenquima; infiltración (flecha delgada); CH; contenido hemático; 100x (A), 400x (B,C,D), Tinción H-E.

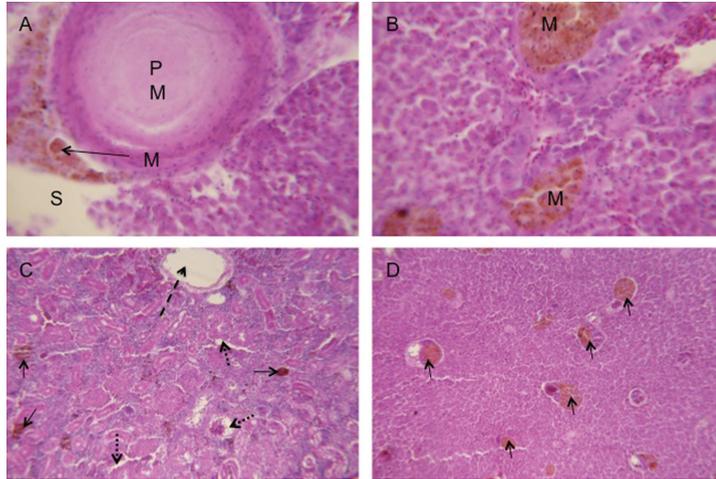


Figura 4.- PM; posible melanoma; S: sinusoide hepático; M: abundantes macrófagos (flechas cortas); centro de melanomacrófagos: P: parequima; infiltración (flecha delgada); CH: contenido hemático; Posible melanoma (PM); 400x (A, B, C) 100x (D), Tinción H-E.

En resumen, los cortes analizados mostraron cambios entre los tejidos de organismos de Celestún y Tecolutla, tales como: la evidencia de un proceso de inflamación, alteración en estructura de los tejidos, posibles melanomas, y la evidencia de un proceso de necrosis. La presencia y ausencia de lesiones en organismos estudiados se muestran en la tabla 1. La revisión cualitativa nos indicó que los organismos de Tecolutla mostraron alta incidencia en lesiones con respecto a los organismos de Celestún.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

Tabla 1. Prevalencia de lesiones en el bagre.

Patología	Lugar de estudio	
	Tecolutla	Celestún
Inflamación	Presente	Ausente
Melanomas	Presente	Ausente
Parásitos	Presente	Ausente
Infiltración	Presente	Ausente
Hemosiderina	Presente	Ausente
Macrófagos	Presente	Ausente

DISCUSIÓN

En estudios similares con peces del estado de Yucatán se ha reportado que en un 92 % de los organismos se presentó algún daño a nivel tisular y en un grado menor daños histológicos a nivel de hígado, encontrándose también elevadas frecuencias de hiperemia a nivel de los sinusoides de las células hepáticas, infiltración celular (linfocitos) de manera focal, así como también un incremento de centros melanomacrófagos y gránulos eosinófilos (CONABIO, 1997).

También se observaron granulomas, con varias capas de tejido conectivo y con presencia de fibroblastos, así como la presencia de material necrótico y macrófagos en su interior. Estos cambios patológicos pueden asociarse al estrés que desarrolla el pez como respuesta a una reacción externa, ya sea la presencia de parásitos, bacterias y/o mala calidad del agua. Stentiford y colaboradores (2003), han reportado importantes variaciones estacionales en cuanto a los daños observados, entre las que prevalecen: las lesiones inflamatorias y las inclusiones fibrilares

hepatocelulares. Señalando que los estudios histopatológicos representan una herramienta de gran utilidad para el monitoreo de la contaminación antropogénica en ambientes estuarinos (Wester y Canton, 1991). Otros estudios sugieren que “las técnicas histopatológicas son recomendables en los estudios de monitoreo de la contaminación porque representan la integración de muchos procesos celulares y bioquímicos que son alterados en respuesta a los cambios ambientales” (Guzmán-García, 2008).

Tecolutla, Ver., es una zona contaminada y con pocos estudios, por lo tanto es importante que las autoridades pongan atención a esta zona de importancia turística y comercial. Los resultados de este trabajo también demostraron que los peces presentan lesiones tisulares que pueden afectar este recurso y a sus consumidores. Los daños evaluados indican que existe la posibilidad de incrementarse y alterar el ecosistema si no se toman medidas preventivas o correctivas. Este estudio representa un acercamiento a la evaluación de la población de peces de este lugar veracruzano, sin embargo puede incrementarse dentro de un programa de monitoreo, para prevenir impactos en los organismos que se desarrollan en el sistema acuático.

CONCLUSIONES

Se encontraron alteraciones histológicas en el hígado. Los cambios observados en él fueron: desde efectos inflamatorios, hasta atrofia y degeneración. En el hígado de organismos de Tecolutla, Veracruz, se observaron cambios fáciles de identificar al compararse con muestras de una zona de referencia (Celestún).

Es necesario implementar programas de diagnóstico de contaminantes críticos, así como el análisis de las características tisulares de organismos de importancia biológica, incluyendo el hígado del pez bagre, para emitir medidas de prevención y control del deterioro ambiental. La caracterización del hígado es importante en la detección de efectos patológicos en los organismos de las zonas a tratar o monitorear.

BIBLIOGRAFÍA

Di Giulio, R. T. y Hinton, D., 2008. *The toxicology of fishes*. Boca Raton, FL: CRC Press.1071.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- CONABIO, 1997. Parásitos de peces de cenotes en la Península de Yucatán, un ecosistema único en México. CONABIO.
- Gaona, M. A., 2008. *Monitoreo del índice de la calidad del agua del río Tecolutla desde Coyutla hasta Gutiérrez Zamora, Veracruz*. www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/congresos/Ciudad%20Obregon/CONTAMINACION_AMBIENTAL/CA052.doc
- Gaona, M. A., 2008. *Monitoreo del índice de la calidad del agua del río Tecolutla desde Coyutla hasta Gutiérrez Zamora, Veracruz*. www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/congresos/Ciudad%20Obregon/CONTAMINACION_AMBIENTAL/CA052.doc
- Genten, F., 2009. *Atlas of fish histology*. India: Science Publishers. 340.
- Guzmán-García, X., 2007. Cambios tisulares en el ostión *Crassostrea virginica* por exposición y depuración al cadmio. *Hidrobiológica*. 17 (1 suplemento): 41-48.
- Guzmán-García, X., 2008. Empleo de biomarcadores para evaluar el proceso de daño en ostión *Crassostrea virginica* y su respuesta ambiental. Tesis. México, D.F.: UAM-I.
- Helfman, G., B. y Collette, D., 1997. The diversity of fishes: *Biology, Evolution, and Ecology*. *Science*, 320.
- De la Lanza E. G., Hernández-Pulido, S. y J. L. Carbajal, 2000. *Organismos Indicadores del agua y de la contaminación* (bioindicadores). SEMARNAP, CNA, UNAM. Plaza y Valdes Ed. México, D.F. 632.
- Mendez, A. L., 2007. Pronunciamento referente al dragado del río Tecolutla, presentado por la diputada Alba Leonila Mendez Herrera, <http://www.toodoc.com/río-tecolutla-word.html>. Proposición con punto de acuerdo para solicitar a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales proteja y cuide la zona de mangle de Tecolutla, Veracruz, 14 (Delgado Rannauro, Dante; Del Río Virgen, José Manuel 6 de 6 de 2007).
- PRONAME, 2009. Investigación sobre Sustancias Químicas y Riesgos Ecotoxicológicos. INE-UAM, Dirección general de investigación sobre la contaminación urbana y regional.
- Ross, M. y W. Pawlina, 2007. *Histología, texto y altas color con biología celular y molecular* (5° ed.). Buenos Aires: *Medica Panamericana*. 520.
- Takashi F., Hibiya T., 1995. *An Atlas of Fish Histology Normal and Pathological Features*, 2da. Edition, Edit. Kodansha ltd., Tokyo Japan, pp. 195.
- Valdés Vázquez, I., 2007. Desastre ecológico en los ríos del estado. Contralínea (Veracruz). Consejo del Sistema Veracruzano del Agua. (9 de 01 de 2005). Proyecto del Programa Hidráulico Estatal: http://www.csva.gob.mx/phe/docs/III_Diagnostico.pdf
- Wester PW y Canton JH., 1991. The usefulness of histopathology in aquatic toxicity studies. *Comp Biochem Physiol C*. 100(1-2):115-7.

INHIBICIÓN DE COLINETERASA PLASMÁTICA EN RANA LEOPARDO (*LITHOBATES BERLANDIERI*) POR EXPOSICIÓN A ORGANOFOSFORADOS.

Baquedano-Bustillos A.¹, Cobos-Gasca V.¹, Gutiérrez-Ruiz E.¹, Aranda-Cirerol P.¹

¹Facultad de Veterinaria, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yuc. Mex.

mvzagueda@gmail.com, cgasca@uady.mx

Palabras clave: anfibios, rana leopardo, butirilcolinesterasa, organofosforados.

RESUMEN

Las poblaciones de anfibios a nivel mundial han disminuido por diversas causas, una de ellas es el uso de plaguicidas. El objetivo de este trabajo fue evaluar si la rana Leopardo (*Lithobates berlandieri*) que habita en el estado de Yucatán, se encuentra expuesta a plaguicidas inhibidores de colinesterasa. El presente trabajo se realizó capturando ranas en dos sitios diferentes, el primero (sitio control) es un área sin uso de organofosforados, ni prácticas agrícolas o de producción animal y el segundo con el uso rutinario de plaguicidas organofosforados, por prácticas agrícolas y ganaderas. Se capturaron en total 15 ranas Leopardo en cada sitio, las cuales fueron transportadas al laboratorio de Ecología del Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, de la Universidad Autónoma de Yucatán, para medir la actividad de la colinesterasa plasmática por el método de Ellman y colaboradores (1961), modificado por Hill y Fleming (1982). Las ranas capturadas en el primer sitio fueron mantenidas en cautiverio durante dos semanas. Transcurrido este tiempo se determinó la actividad de la colinesterasa, para comparar las actividades medias del biomarcador BChE en plasma según el sitio de captura. La media de actividad de la colinesterasa plasmática de *Lithobates berlandieri* del grupo control fue de 289.64 ± 102.90 mU/ml-min, sin haber diferencias entre hembras y machos de la especie. Sin embargo, para el segundo sitio, se detectó una inhibición media de la colinesterasa plasmática de 35.18% de su concentración, lo que nos indica que esta especie está siendo expuesta a compuestos inhibidores de colinesterasa.

INTRODUCCIÓN

En México se utilizan de manera rutinaria plaguicidas, de acuerdo a INEGI durante el año 2000, el sector agrícola empleó 18,878 toneladas de insecticidas y 19,760 toneladas de herbicidas y defoliantes; en la actualidad se comercializan 95 productos insecticidas, de estos 45 corresponden a organofosforados, se conoce que los acaricidas organofosforados se utilizan en unidades de aprovechamiento ganadero para controlar las poblaciones de garrapatas (Gutiérrez, 2005, Rodríguez *et al.*, 2005).

Los plaguicidas organofosforados (OF) son compuestos inhibidores de la colinesterasa. La determinación de actividad de las colinesterasas (AChE y BChE) es una de las pruebas biológicas de mayor relevancia para la vigilancia y control de la exposición a plaguicidas, en especial la observada para BChE, la cual se ha venido usando como biomarcador no destructivo para monitorear el impacto de la exposición a plaguicidas en seres humanos y en la biota (Sánchez-Hernández *et al.*, 1997; Sánchez-Hernández, 2007).

México cuenta con aproximadamente 361 especies de anfibios, de las cuales más de la mitad son endémicas (Flores-Villela y Canseco-Márquez, 2004). El Estado de Yucatán alberga a 101 especies de anfibios y reptiles de las 181 especies reportadas para la Provincia Biótica Península de Yucatán (Península, Norte de Belice y Guatemala), de éstas el 14% son endémicas, por lo que es considerada una región importante para el mantenimiento de la diversidad de reptiles y anfibios en México (Lee, 2000).

A nivel mundial se ha observado que las poblaciones de anfibios anuros (ranas y sapos) han disminuido significativamente; se atribuyen diversas causas a este fenómeno: destrucción alteración y fragmentación del habitat, introducción de especies exóticas, explotación comercial, calentamiento global, incremento de la radiación UV-B, enfermedades infecciosas, malformaciones y contaminación de agua y tierra (Davidson *et al.*, 2001, Marsh y Trenham, 2001; Carey y Alexander, 2003). Los anfibios anuros son extremadamente sensibles a los cambios inmediatos en su nicho ecológico, por lo cual están considerados entre los mejores indicadores de diversidad y heterogeneidad, debido a su período generacional corto, baja movilidad espacial y los cambios evolutivos que ocurren en menor tiempo (Block *et al.*, 1998; Hager, 1998; Zug *et al.*, 2001).

Los plaguicidas han sido postulados como agentes causales de la disminución y en ocasiones desaparición, a nivel mundial de las poblaciones de anfibios, debido a que las poblaciones que exhiben una mayor reducción son las que están en contacto con plaguicidas provenientes de actividades humanas (Davidson *et al.*, 2001, Marsh y Trenham, 2001; Carey y Alexander, 2003), asimismo, existen experimentos donde se demuestra que los plaguicidas alteran a las poblaciones de anfibios (Harris *et al.*, 1998, Loveridge *et al.*, 2007).

Estudios realizados por Cowman y Mazanti (2000) muestran evidencias de la disminución de las enzimas acetil y butirilcolinesterasa en anfibios; mientras que Sánchez-Hernández (2001), sugiere que los anfibios son más resistentes que los mamíferos a los efectos tóxicos de los OF, se ha observado una gran variación de esta resistencia dentro del grupo de los anfibios; impidiendo la generalización de criterios acerca de los efectos de plaguicidas sobre este grupo de vertebrados.

Los mecanismos de activación/desintoxicación por OF, la respuesta a la exposición a estos, así como la recuperación/ inhibición de colinesterasas están en estudio. Sin embargo, Sparling y colaboradores (2001), muestran que la actividad de BChE sérica de renacuajos de *Rana clamitans*, (rana común) es más sensible a la exposición a OF que la AChE cerebral, concordando con lo observado en peces y aves. Los renacuajos expuestos de manera controlada a OF han mostrado cuadros de parálisis, reducción de actividad, alteraciones nerviosas y del comportamiento, teratogénesis y muerte. En ranas y sapos ha sido posible observar depresión del sistema inmune y ataque de bacterias y parásitos oportunistas (De Llamas *et al.*, 1985; Relyea 2003, Loveridge *et al.*, 2007). Con base en estos antecedentes, el objetivo del presente trabajo fue determinar la actividad de la butirilcolinesterasa en plasma en dos poblaciones de la rana Leopardo (*Lithobates berlandieri*) del Estado de Yucatán, México y analizar su variación y posible asociación con la exposición a plaguicidas organofosforados, en los dos sitios de colecta.

ÁREA DE ESTUDIO

Se seleccionaron dos sitios en el estado de Yucatán, donde se encontraran establecidas poblaciones de la rana Leopardo (*Lithobates berlandieri*), uno de ellos donde no se aplica ninguna clase de plaguicidas OF (Rancho Hobonil, ubicado en el municipio de Tzucacab); mientras que en el otro persiste el uso rutinario de plaguicidas OF inhibidores de colinesterasas (San Pedro Navajuelas, en el municipio de Sucilá).

Ambos sitios se encuentran ubicados en el centro de la península de Yucatán, al sur del estado del mismo nombre.

METODOLOGÍA

La rana Leopardo *Lithobates berlandieri* es una especie en riesgo que se encuentra listada en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001; por lo cual fue necesaria autorización oficial para la colecta científica.

Los ejemplares de ambos sitios (rancho Hobonil y San Pedro Navajuelas), fueron colectados en incursiones nocturnas, a la orilla de los cuerpos de agua; incluyendo el interior de los mismos, mientras la profundidad o el acceso lo permitiera. El recorrido abarcó la extensión total de los cuerpos de agua, aplicándose un sistema colecta por inspección y encuentro visual (IEV) de tiempo limitado, usando como herramienta de captura una red profunda de gasa, a una distancia de uno a tres metros entre cada persona, de esta manera si alguno fallaba en capturar una rana la otra podría lograrlo. Cuando una rana era atrapada, se liberaba de la red y se colocaba en un contenedor (Heyer *et al.*, 2001; Lips *et al.*, 2001)

Una vez capturados los 15 ejemplares necesarios para el estudio, fueron colocados dentro de un contenedor de plástico con capacidad de 80 litros, lavado con agua purificada y sin detergentes, lleno con agua purificada (pH 6.5 a 8.5; ideal para la supervivencia de las ranas) con un volumen suficiente para cubrir el cuerpo de los ejemplares, y proporcionarles confort hasta su traslado a las instalaciones del laboratorio (González Martínez 2006; Lips *et al.*, 2001; Institutional Animal Care and Use Committee, 2004).

En el laboratorio, se llevaron a cabo los procedimientos de toma de muestra sanguínea, de peso y sexado de ejemplares.

Los ejemplares capturados en la aguada del Rancho Hobonil permanecieron en cautiverio por dos semanas (Grupo Control), mientras que los de la aguada del rancho San Pedro Navajuelas, sólo por unas horas y liberados inmediatamente después de la toma de muestras sanguíneas y de datos de peso y sexo.

En ambos casos fueron mantenidos en laboratorio protegidos del sol, con una

temperatura mínima de 28°C y una máxima de 35°C, rango de temperatura ideales para los anfibios locales.

Fueron alimentados dos veces al día, proporcionando el 10% del peso vivo registrado para cada ejemplar, ofreciendo una ración compuesta por gusanos de avena (*Zophobus morio*), grillos (*Acheta domestica*) y alimento líquido complementario (PediaSure® vía sonda gástrica), no se sacrificó a ningún espécimen.

PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS.

El sexado de las ranas capturadas en ambos sitios, se llevó a cabo mediante un método no invasivo (Campbell, 1998; Lee, 2000); se les determinó el peso utilizando una balanza digital (Scout-Pro 2000 g; EDUALISIS) y se les extrajo una muestra sanguínea por punción cardiaca, con jeringas de insulina heparinizadas (volumen total 1 c.c), un volumen seguro de sangre tomando como base el peso individual (Canadian Council of Animal Care, 1993; Mader, 1996; Institutional Animal Care and Use Committee, 2004), procurando mantener la supervivencia del ejemplar. Las muestras de sangre se colocaron en tubos Eppendorf™ heparinizados (capacidad 0.5 centímetros cúbicos) los cuales se centrifugaron a 3,000 rpm por 5 minutos en una centrifuga LWS-Combo-V24T (LW Scientific Inc.), el plasma resultante, al finalizar el proceso de centrifugado, fue separado usando una pipeta automática de volumen ajustable Eppendorf™ y colocado en tubos Eppendorf™ de capacidad 0.5 c.c para el posterior análisis de la actividad del biomarcador BChE en plasma.

PRUEBA COLORIMÉTRICA.

Las muestras de sangre se analizaron por duplicado para determinar los niveles de colinesterasa plasmática. La sangre se centrifugó a 1000 r.p.m. durante cinco minutos para obtener el suero. El suero se aspiró con una aguja microlítica de 10 µl y se almacenó a 4°C en viales de cristal de 1cm³ sellados. La determinación de la colinesterasa se efectuó dentro de las 24h posteriores a la toma de muestra, aplicando el método de Ellman y colaboradores (1961), modificado por Hill y Fleming (1982). Este método se basa en reacciones enzimáticas en donde la colinesterasa es hidrolizada por el yoduro de acetilcolina (ASChI), formando tiocolina y acetato. La tiocolina reacciona con el ácido ditiodinitrobenzóico (DTNB) para formar ácido

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

tionitrobenzóico, el cual se torna de color amarillo cuya intensidad puede ser leída con ayuda de un espectrofotómetro. A partir de esta lectura y por interpolación en una curva de calibración que relaciona color vs actividad de la colinesterasa se estimó su concentración. El análisis de las muestras se realizó a una temperatura de 25°C.

Para determinar el valor enzimático de la actividad, se aplicó la siguiente fórmula:

Pendiente (P) = (Absorbancia 3 min - Absorbancia 1.5) / 1.5 Actividad enzimática
Actividad en mU/ml-min = P x 11,700

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los datos obtenidos son media y desviación estándar, se utilizó el análisis estadístico de T de Student, para comparar las medias de actividad enzimática de BChE según el sitio de procedencia y determinar si existen diferencias estadísticas entre ellas.

Este tipo de análisis se usó para comparar las medias de peso (gramos) y de actividad enzimática de BChE de la totalidad de ejemplares *Lithobates berlandieri* provenientes del Rancho Hobonil y entre sexos, al momento de captura y después de dos semanas de cautiverio; y para comparar las medias de actividad de BChE entre sitios (Rancho Hobonil y Rancho San Pedro Navajuelas). Asimismo, este tipo de análisis se utilizó para comparar la actividad enzimática de BChE de ejemplares *Lithobates berlandieri* provenientes del Rancho San Pedro Navajuelas entre sexos, al momento de captura.

Fue desarrollada una regresión lineal para ayudar a predecir la relación entre el peso y la actividad enzimática de BChE de ranas *Lithobates berlandieri* después de dos semanas de cautiverio.

RESULTADOS

Las medias (\pm D.E) de actividad de BChE plasmática de *Lithobates berlandieri* provenientes del Rancho Hobonil fueron 266.67 ± 101.26 mU/ml-min a la captura y 289.64 ± 102.90 mU/ml-min después de dos semanas de cautiverio (control), las cuales son similares entre sí (T de Student $P=0.558$). Las actividades medias de BChE plasmática de *Lithobates berlandieri* machos y hembras capturadas en el Rancho

BIOMARCADORES

Hobonil, fueron comparadas, utilizando los datos a la captura (machos 265.52 ± 93.41 mU/ml-min; hembras 267.99 ± 112.98 mU/ml-min) y datos control (machos 295.43 ± 133.03 mU/ml-min; hembras 283.03 ± 62.96 mU/ml-min), observándose que las medias de actividad de BChE dentro del mismo sexo son iguales a la captura y control (T de Student en machos; $P=0.663$; T de Student en hembras $P= 0.713$).

Al comparar las medias de actividad de BChE control entre sexos (T de Student $P= 0.818$); no se observaron diferencias de actividad enzimática entre machos y hembras.

La regresión lineal ($R^2: 0.29$) no mostró relación entre los pesos de los ejemplares que componen la muestra y la actividad enzimática (figura 1).

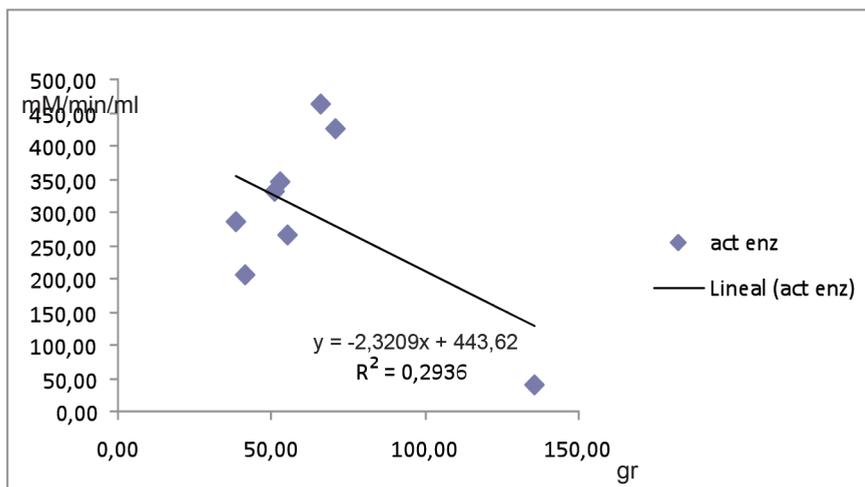


Figura 1.- Regresión lineal de Actividad Enzimática (mM/min/ml) vs Peso (g) de la rana leopardo *Lithobates berlandieri*.

Al comparar las características de los ejemplares colectados en los dos sitios de muestreo, se observó que la actividad media de la BChE plasmática era estadísticamente distinta entre ellos ($P= 0.0292$): Los ejemplares provenientes del

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Rancho San Pedro Navajuelas tuvieron una actividad enzimática de 205.92 ± 82.62 mU/ml-min (tabla 1), menor a la observada para aquellos provenientes del Rancho Hobonil (Control).

Tabla 1. Actividad enzimática de la BChE plasmática de ranas *Lithobates berlandieri* del Rancho Hobonil y el Rancho San Pedro Navajuelas, Yucatán, Mexico.

Actividad. Enzimática en Ranas					
Rancho Hobonil A la Captura		Rancho Hobonil Dos semanas de cautiverio (Control)		Rancho San Pedro Navajuelas	
MEDIA	D.E.	MEDIA	D.E.	MEDIA	D.E.
266.67	± 101.26	289.64	± 102.90	205.92	± 82.62
$\sigma 265.52$	$\sigma \pm 93.41$	$\sigma 295.43$	$\sigma \pm 133.03$	$\sigma 211.38$	$\sigma \pm 63.91$
$\varrho 267.99$	$\varrho \pm 112.98$	$\varrho 283.03$	$\varrho \pm 62.96$	$\varrho 195$	$\varrho \pm 120.33$

(n=15, Rancho Hobonil, 8 machos y 7 hembras, Rancho San Pedro Navajuelas, 10 machos y 5 hembras).

Las medias (\pm D.E) de peso (gramos) obtenidas de 15 ejemplares, provenientes del sitio Rancho Hobonil (tabla 2) al momento de captura (57.85 ± 29.56 gramos) y control (55.43 ± 24.91 gramos) son similares (T de Student $P=0.558$) no se encontró diferencia estadísticamente significativas entre las medias de peso. De igual manera no se observaron diferencias estadísticas entre medias (\pm D.E; T de Student hembras $P=0.458$; machos $P=0.413$) de peso según el sexo a la captura (8 machos: 66.88 ± 34.56 gramos; 7 hembras: 47.53 ± 13 gramos) y control (machos: 63.85 ± 31.07 gramos; hembras 45.80 ± 10.99 gramos). Los 15 ejemplares provenientes del sitio “Rancho San Pedro Navajuelas” reportaron una media de peso de 31.01 ± 19.65 gramos (machos 46.54 ± 6.87 gramos; hembras 8.95 ± 8.28 gramos)

BIOMARCADORES

Tabla 2. Peso de ranas *Lithobates berlandieri* del Rancho Hobonil.
y Rancho San Pedro Navajuelas.

Pesos en Ranas <i>Lithobates berlandieri</i> .					
CAPTURA		CONTROL		S.P.N	
MEDIA	D.E.	MEDIA	D.E.	MEDIA	D.E.
57.85 g	±29.56 g	55.43 g	± 24.91 g	31.01 g	± 19.65 g
♂66.88 g	♂±34.56g	♂63.85g	♂±31.07g	♂46.54 g	♂±6.87 g
♀47.53g	♀±13g	♀45.80g	♀±10.99g	♀8.95g	♀± 8.28 g

(n=15; rancho Hobonil, 8 machos y 7 hembras, rancho San Pedro Navajuelas 10 machos y 5 hembras).

DISCUSIÓN

Estudios de toxicidad aguda en animales han mostrado que las hembras son más susceptibles que los machos a sustancias químicas en general, pero las diferencias son pequeñas según la especie (Henaó y Corey, 1991). La ausencia de diferencias significativas entre sexos y actividad enzimática de la BChE en las ranas al momento de captura y después de dos semanas de cautiverio (grupo control) nos indica que, al menos para esta muestra de individuos, esta variable no hay que tomarla en cuenta al determinar la actividad de la BChE; esto es consistente con trabajos previos usando este biomarcador, en aves; por ejemplo, Soler-Rodríguez y colaboradores (1998), el cual muestra que la variable sexo no afecta el valor de colinesterasas plasmáticas de la codorniz común, y con Sánchez-Hernández y colaboradores (1997), y Sánchez-Hernández (2003) en reptiles *Gallotia galloti* (lagartija tizón o común de las Islas Canarias). En anfibios anuros Lajmanovich y colaboradores (2004), encontró al trabajar con *Bufo paracnemis* (Sapo Rococó) que no existen diferencias de actividad de BChE plasmática entre sexos. Sin embargo Coppo y colaboradores (2005), observaron diferencias en la actividad de BChE entre machos y hembras en *Lithobates catesbeiana* (antes *Rana catesbeiana*), anfibio que pertenece al mismo género de la especie utilizada en este trabajo; la diferencia entre los resultados expuestos por este autor y los descritos en el presente trabajo, pueden deberse al número total de ranas que componen nuestra muestra.

Los estudios de campo donde se relaciona la contaminación ambiental por plaguicidas, comparan las medias de actividad de colinesterasas entre áreas de muestreo; usualmente una o más de estas áreas son lugares donde se desarrolla

una intensa actividad agrícola, usándose como sitio de referencia un área prístina, habitualmente una reserva natural (Sánchez-Hernández *et al.*, 1997; Sánchez-Hernández y Moreno-Sánchez, 2002 Lajmanovich *et al.*, 2004; Attademo *et al.*, 2007).

Al desarrollar un modelo de estudio similar a los descritos por la literatura especializada, encontramos diferencias en la actividad de la BChE en plasma entre *Lithobates berlandieri* provenientes del rancho San Pedro Navajuelas y el grupo control, lo que indica que estos individuos están expuestos a plaguicidas OF inhibidores de colinesterasas, lo cual es similar a lo encontrado en especies animales silvestres como el trabajo desarrollado por Sánchez-Hernández (2003) en lagartijas *Gallotia galloti*; Cobos (2006) en aves zorzal (*Turdus grayi*) asociadas a cultivos agrícolas y en los anfibios anuros *Chaunus schneideri* (sapo buey) por Attademo y colaboradores (2007), y *Bufo paracnemis* (Sapo Rococó) por Lajmanovich y colaboradores (2004).

La inhibición media de la actividad de la BChE plasmática para las ranas provenientes del rancho San Pedro Navajuelas fue de 35.182%; los 15 ejemplares que componen la muestra, mostraron una actividad enzimática menor a la media y dos desviaciones estándar del valor de referencia determinado en este estudio. Resultados similares a los reportado para anfibios anuros por Lajmanovich y colaboradores (2004), y Attademo y colaboradores (2007), en ambos trabajos se observó una mayor inhibición de la actividad enzimática en sapos provenientes de sitios agrícolas con respecto a sapos obtenidos en una reserva natural.

En la regresión lineal ($R^2: 0.29$) no pudo observarse relación entre los pesos de las ranas capturadas en el Rancho Hobonil y la actividad enzimática, similar a lo reportado por la literatura reconocida (Henao y Corey, 1991).

CONCLUSIONES

El uso de biomarcadores en ecotoxicología es una de las herramientas de mayor utilidad para predecir y determinar la exposición a contaminantes ambientales en anfibios anuros. El presente trabajo determinó que la actividad basal de BChE plasmática de la rana *Lithobates berlandieri* es de 289.64 ± 102.94 mU/ml-min, y de que el uso de manera rutinaria de OF en una unidad de aprovechamiento ganadero inhibe el nivel de actividad de la BChE en las poblaciones de rana leopardo que habitan en ese sitio.

Por lo que es necesario desarrollar trabajos de investigación que evalúen el impacto del uso indiscriminado de plaguicidas en las actividades agropecuarias sobre las poblaciones de animales silvestres, sin que sufran perturbación o detrimento.

BIBLIOGRAFÍA

- Attademo A.M., Peltzer P.M., Lajmanovich R.C., Cabagna M., Fiorenza G., 2007. Plasma B-esterase and glutathione S-transferase activity in the toad *Chaunus schneideri* (*Amphibia, Anura*) inhabiting rice agroecosystems of Argentina. *Ecotoxicology* 16:533–539.
- Block W.M, Morrison M.L., Scott P.E., 1998. Development and evaluation of habitat models for herpetofauna and small mammals. *Forest Science* 44 (3): 430-437.
- Campbell. J.A., 1998. *Amphibians and reptiles of northern Guatemala, the Yucatán, and Belize*. Norman : University of Oklahoma Press.
- Canadian Council on Animal Care/ Conseil canadien de protection des animaux (CCAC/CCPA), 1993. Guide to the Care and Use of Experimental Animals, vols. 1, Second ed. Slater, Ottawa, Ontario, Canada. Disponible en <http://www.cac.ca/english/publicat/pubframe.htm>.
- Carey, C., Alexander M. A., 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions*, 9:111-121.
- Cobos Gasca V.M., 2006. Variación de la colinesterasa plasmática en *Turdus grayi* en condiciones normales y por exposición a diazinón. Tesis presentada como requisito parcial para optar al grado de Doctorado en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable. El Colegio de la Frontera Sur. México.
- Cowman D.F, Mazanti L., 2000. Ecotoxicology of “new generation” pesticides to amphibians. pp. 233-268. En *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. . Sparling, D.W., Linder, G., and Bishop C. (Eds.) (2000). Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Press, Pensacola, FL, USA.
- Davidson, C., Shaffer, H.B. and Jennings, M.R., 2001. Declines of the California red-legged frog: Climate, UV-B, habitat, and pesticides hypotheses. *Ecological Applications* 11:464-479.
- De Llamas, M., De Castro A., and Pechen de D'Angelo, A.M., 1985. Cholinesterase Activities in Developing Amphibian Embryos Following Exposure to the Insecticides Dieldrin and Malathion. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14,161-166.
- Ellman G.L; Courtney K.D., Andres V., Featherston R. M., 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology*, 7: 88-95.
- Flores-Villela O. y L. Canseco-Marquez, 2004. Nuevas Especies y Cambios Taxonómicos para la Herpetofauna de México. *Acta Zool. Mex.* 20 (2): 115-144.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- González Martínez C., 2006. Riqueza y diversidad de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera Ría Celestún. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, licenciatura de Biología, Mérida, Yucatán, México.
- Gutiérrez Cruz, S., 2005. Prevalencia de ranchos con garrapatas *Boophilus microplus* resistentes a organofosforados, piretroides y amidinas en la región de los ríos del estado de Tabasco, México. Tesis para obtener el grado de Maestro de Ciencias en Producción Animal Tropical. Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Unidad de Posgrado de Investigación.
- Henoa S., Corey G., 1991. Plaguicidas inhibidores de las colinesterasas. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización mundial de la salud. *Serie Vigilancia México* 11:169.
- Heyer W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek L.A., C., y Foster, M.S., 2001. Medición y monitoreo de la diversidad biológica; métodos estandarizados para anfibios. Editorial universitaria de la Patagonia, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco
- Hill E.F, Fleming W.J., 1982. Anticholinesterase poisoning of birds: field monitoring and diagnosis of acute poisoning. *Environ. Toxicol. Chem.* U.S.A. 1: 27-38.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, (INEGI) (2001). Censo General de Población y Vivienda 2000. México 2001.
- Institutional Animal Care and Use Committee (IACUC), 2004. Guidelines for use of live amphibians and reptiles in field and laboratory research. Second Edition, Revised by the Herpetological Animal Care and Use Committee (HACC) of the American Society of Ichthyologists and Herpetologists. 22:25
- Lajmanovich R.C, Sánchez-Hernández J. C, Stringhini G., Peltzer P.M., 2004. Levels of serum cholinesterase activity in the Rococo Toad (*Bufo paracnemis*) in agrosystems of Argentina. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 72:586-591.
- Lee J.C., 2000. A field guide to the amphibians and reptiles of the maya world. Cornell University Press, Ithaca NY.
- Lips K.R., Reaser, J. K., Young B., Ibañez R., 2001. Monitoreo de anfibios en América latina. Society for the study of amphibians and reptiles. Publisher sgo-re-View.
- Loveridge A. R., Bishop C., Kennedy C., 2007. Polychlorinated Biphenyls and Organochlorine Pesticides Bioaccumulated in Green Frogs, *Rana clamitans*, from the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 79:315-318.
- Marsh, D. M., and Trenham, P.C., 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15:40-49.
- Mendenhall W., Beaver R.J., Beaver B.M., 2002. Introducción a la probabilidad y estadística. México: Thomson Learning.
- Relyea, R. A., 2003. Predator cues and pesticides: a double dose of danger for amphibians. *Ecological Applications* 13:1515- 1521.

- Rodríguez Vivas, R., Fragoso Sánchez, H., De la Cruz Cimá M., Rosario Cruz R., Aguilar Tipacamú G., Colín Álvarez A., 2005. Resistencia de la garrapata *Boophilus microplus* a los ixodicidas en el sureste de México. Folleto técnico No.1. CONACYT-SAGARPA-2002-C01-1754.
- Soler-Rodríguez, F.; Miguez-Santillán M.P, Reja-Sánchez, Roncero-Cordero V. and García-Camberro J.P., 1998. Recovery of brain acetylcholinesterase and plasma cholinesterase activities in quail (*Coturnix coturnix*) after chlorpyrifos administration and effect of pradoxime treatment. *Environ. Toxicol. and Chem.* 17 (9) 1835-1839.
- Sánchez-Hernández J. C., 2001. Wildlife exposure to Organophosphorus insecticides. Rev. *Environmental Contamination Toxicology*; 172:21-63.
- Sánchez-Hernández J.C., 2007. Ecotoxicological perspectives of B-esterases in the assessment of pesticide contamination. Chapter 1. *Environmental Pollution: New Research*. Editor Plattenberg R.H, Nova Science Publishers Inc. 1-45.
- Sanchez-Hernández J.C, Fossi M. C and Focardi S., 1997. Serum “B” Esterases as a Nondestructive Biomarker for Monitoring the Exposure of Reptiles to Organophosphorus Insecticides. *Ecotoxicology and environmental safety*, 37, 45–52.
- Sánchez-Hernández J. C; Moreno-Sánchez B, 2002. Lizard cholinesterases as biomarkers of pesticide exposure: enzymological characterization. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (11): 2319–2325.
- Sparling, D.W., Fellers, G.M., McConnell, L.L., 2001. Pesticides and amphibian populations declines in California, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 1591–1595.

**EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN GENOTÓXICA
DE LA LAGUNA “LA ALBERCA” VILLAMAR, MICHOACÁN,
MEDIANTE ERITROCITOS MICRONUCLEADOS Y
ANORMALIDADES NUCLEARES EN PECES**

Montes-Rosas A.¹, Zavala-Aguirre J. L.², García-Ulloa Gómez M.³, Buelna-Osben H. R.⁴,
Torres-Bugarín O.¹

¹Universidad de Guadalajara.

²Universidad Autónoma de Guadalajara. ³Barra de Navidad, Departamento de Acuacultura de la Facultad de Ciencias Químico Biológicas. ⁴Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Michoacán, IPN.

angelik.amontes@gmail.com, jzavala@uag.mx, turbotuag@hotmail.com,
hrbuelna@hotmail.com, oliviotorres@hotmail.com

Palabras clave: Genotoxicidad, micronúcleos, laguna “La Alberca”, peces

RESUMEN

En “La Alberca” no hay eutrofización y aparentemente no se vierten aguas negras ni escurrimientos agrícolas¹, es de interés para estudios en Chapala pues formó parte de su cuenca y presenta ictiofauna similar. Debido al deterioro de la cuenca Lerma-Chapala, es difícil contar con un sitio de referencia libre de contaminación. Un estudio previo realizado en 10 especies de peces de la laguna sugiere ausencia de contaminantes genotóxicos (Torres-Bugarín et al., 2007), también se demostró que el pez *Xenotoca variata* es un excelente bioindicador de micronucleogenicidad (Zavala-Aguirre et al., 2010). Es imprescindible hacer análisis profundos sobre la frecuencia de eritrocitos micronucleados (EMN) de diferentes especies de peces endémicas durante el transcurso de dos temporadas de secas y una de lluvias, para poder declarar su estado de contaminación micronucleogénica. Los resultados preliminares muestran en cada especie variaciones mínimas entre las diferentes temporadas, pero al comparar los datos de *X. variata* a lo largo del tiempo con los nacidos en cautiverio, estos últimos presentan menor frecuencia EMN.

INTRODUCCION

El lago “La Alberca”, se encuentra en la Ciénega de Chapala en la zona geotérmica de Los Negritos, en el extremo Este del rift Citlala a 15 Km al Noreste de la ciudad de Jiquilpan, Michoacán (Zárate del Valle & Simoneit, 2005). Con balance hidrológico positivo a lo largo del ciclo anual debido a varios manantiales localizados en la parte central (Buelna-Osben, 2002); es de importancia económica y ecológica, es abasto de canales de riego y se desarrollan diversas actividades en su entorno como son la agricultura, ganadería, pesca y recreación. Es una laguna de interés favorable para estudios representativos del lago de Chapala pues hasta 1907 formó parte de éste, fecha en que se construyó el bordo Jamay-La Palma; lo que indujo la reducción del área lacustre (Sandoval, 1981), el aislamiento de la contaminación del río Lerma y la preservación de ictiofauna similar Buelna-Osben, 2002. Además se encuentra presente en esta laguna la familia Goodeidae, endémica del territorio Mexicano y especialmente de la cuenca Lerma-Chapala (Álvarez del Villar, 1970). Por otro lado la contaminación de los cuerpos de agua constituye un problema que pone en riesgo su entorno. Por otra parte, se han detectado gran cantidad de contaminantes originados por diversas fuentes como: la producción de desechos agropecuarios, empresas de servicios como la hotelería y restaurantes, desechos de procesadoras de alimentos y bebidas alcohólicas, industrias farmacéuticas, electromecánicas, metalúrgicas, petroquímicas, producción y uso de todo tipo de plaguicidas (Hansen & van Afferden, 2001), entre ellos el 12.6 % de plaguicidas organofosforados y organoclorados están catalogados como extremadamente tóxicos o altamente tóxicos (Ramos-Espinosa & López-Hernández, 2006). Por su parte el monitoreo de la contaminación del agua por análisis directo de los agentes químicos requiere de gran precisión y del conocimiento del contaminante que se desea verificar; además, su evaluación está limitada por la sensibilidad y especificidad del método utilizado (Rodríguez-Ariza *et al.*, 1992). La prueba de micronúcleos (MN) detecta el efecto de agentes mutagénicos sobre los cromosomas mediante la identificación de fragmentos acéntricos y/o cromosomas rezagados que al quedar fuera del núcleo forman tales estructuras. La técnica permite detectar tanto agentes clastogénicos (que rompen cromosomas) como aneuploidogénicos (que afectan el huso mitótico) (Schmid, 1975). Originalmente, la prueba de MN fue desarrollada en eritrocitos de médula ósea de ratones pero, posteriormente se modificó para ser aplicada a diversas especies y tejidos (Torres-Bugarín *et al.*, 2003; Zúñiga-González *et*

al., 2003a; Zamora-Perez, 2004; Zamora-Perez *et al.*, 2004). La identificación de MN en eritrocitos de sangre periférica de mamíferos, aves, reptiles y anfibios depende básicamente de la eficiencia del sistema responsable de eliminar los eritrocitos anómalos y/o viejos (sistema retículo endotelial): a mayor eficiencia menor posibilidad de observar EMN independientemente de si el organismo está expuesto a agentes genotóxicos o no; esto ha sido ampliamente documentado con el objetivo de seleccionar las especies con mayor sensibilidad, que posteriormente, puedan ser utilizadas como indicadores o monitores biológicos en presencia de agentes tóxicos al genoma o genotóxicos (Zúñiga-González *et al.*, 2001, Zúñiga-González *et al.*, 2003. Hoofman & de Raat (1982)) adaptaron la técnica de MN a peces para evaluar los efectos de la exposición a sustancias carcinogénicas y/o mutagénicas (Zhu *et al.*, 2004, Porto *et al.*, 2005). Los peces son considerados como organismos bioindicadores idóneos porque cubren muchos eslabones de la cadena alimenticia, son capaces de acumular sustancias tóxicas y reaccionan fácilmente a bajas concentraciones de agentes mutagénicos (Minissi *et al.*, 1996; Gustavino *et al.*, 2001). Además, los peces de agua dulce tienen mayor cantidad de sangre que los de agua salada, haciéndolos muy útiles en experimentos de toxicología cuando se trabaja con células sanguíneas con fines de monitoreo (Al-Sabti & Metcalfe, 1995). Ante estas circunstancias en un estudio previo evaluamos el posible potencial de algunas especies de peces que habitan en el lago “La Alberca”, para ser utilizados como monitores biológicos, mediante la prueba de MN (tabla 1).

De lo que se concluyó que la mejor especie a ser evaluada como posible biomonitor de agentes genotóxicos era *Xenotoca variata* es (citado previamente como *Xenotoca melanosoma*) por ser una especie endémica, de fácil captura ya que presentó el valor más alto de EMN espontáneos (3.7 ± 1.6), buena RC/N (1.7:1) y cantidad excelente de EPC (29.5 ± 15); una segunda opción es la especie introducida *Oreochromis aureus* de distribución mundial y de fácil captura (Torres-Bugarín *et al.*, 2007). Posteriormente demostramos que *X. variata* al ser expuesto a colchicina o ciclofosfamida la formación de micronúcleos en eritrocitos de sangre periférica a sí como la de anomalías nucleares es directamente proporcional a la dosis y tiempo de exposición (Zavala-Aguirre *et al.*, 2010), posteriormente se comprobó que también se inducen EMN al ser expuesto al fungicida mancozeb (Flores-Kehn,

BIOMARCADORES

2010), por tal razón creemos que es un buen modelo para monitorear contaminación ambiental, por lo que el presente trabajo pretende evaluar la contaminación genotóxica de la laguna La Alberca, Villamar, Michoacán mediante el conteo de EMN y AN en diferentes especies de peces presentes en ella a lo largo de 18 meses.

Tabla 1. Valores promedio de la longitud patrón, frecuencia de eritrocitos micronucleados y eritrocitos policromáticos y relación citoplasma:núcleo de las especies de peces estudiadas.

Especie	n	LP (cm)	EMN/10 000	EMN	EPC/1000	RC/N
<i>Xenotoca melanosoma</i>	6	5.2 (±0.3)	2/5/2/6/3/4	3.7 (±1.6)	29.5 (±15)	1.7:1
<i>Oreochromis aureus</i>	5	15.1 (±1.2)	1/1/2/3/3	2.0 (±1.0)	21.0 (±14)	2.6:1
<i>Chirostoma consocium</i>	2	6.8 (±1.1)	½	1.5 (±0.7)	19.8 (±14)	1.4:1
<i>Chirostoma lucius</i>	5	8.7 (±1.7)	3/0/2/0/1	1.2 (±1.3)	34.2 (±19)	1.8:1
<i>Lepomis macrochirus</i>	6	9.9 (±1.0)	1/0/4/0/2/0	1.2 (±1.6)	10.3 (±19)	2.2:1
<i>Allophorus robustus</i>	6	7.9 (±1.8)	0/3/0/3/0/0	1.0 (±1.5)	31.1 (±23)	1.9:1
<i>Zoogoneticus quitzeoensis</i>	6	3.7 (±0.3)	0/0/0/3/1/1	0.8 (±1.2)	23.8 (±6.3)	1.6:1
<i>Chapalichthys encaustus</i>	6	6.1 (±0.7)	2/2/0/0/0/0	0.7 (±1.0)	44.6 (±28)	1.9:1
<i>Poeciliopsis infans</i>	7	3.8 (±0.3)	0/2/1/0/0/1/1	0.7 (±0.8)	12.4 (±4.4)	1.8:1
<i>Goodea atripinnis</i>	7	5.1 (±0.6)	0/0/0/1/0/3/0	0.6 (±1.1)	11.7 (±5.7)	1.7:1

n = tamaño de muestra, LP = longitud patrón, cm = centímetros, *EMN = eritrocitos micronucleados, EMN/10,000 = valores individuales observados en 10,000 eritrocitos totales, EPC= eritrocitos policromáticos, *EPC/1000 = Proporción de policromáticos en 1000 eritrocitos, * = Valores promedio ± desviación estándar, RC/N = relación citoplasma:núcleo. Grupos homogéneos para EMN a partir de LSD con p=0.05 (Torres-Bugarín et al., 2007).

METODOLOGÍA

La laguna “La Alberca” tiene una extensión de 32 ha, una profundidad máxima de 36 m, sus aguas son de tipo clorurado-sódico, con salinidad promedio de 2.24 gr/L.

Tiempos de muestreo: se trabajó durante tres tiempos de muestreo para las especies nativas: temporada de secas (mayo), temporada de lluvias (agosto) y temporada de secas (mayo). Además se muestrearon a peces *X. variata* colectados en los tiempos ya citados, así como a organismos posterior a la cuarentena y a nacidos en cautiverio.

Colecta de organismos: se realizó con un chinchorro de arrastre tipo “chango” camaronero con luz de malla de 1 cm y una relinga de plomos de 4 metros. El chinchorro fue tirado con una lancha de aluminio de 15 pies equipada con un motor fuera de borda de 35 HP.

Transporte de organismos: fueron transportados vivos en bolsas de polietileno de 40 litros de capacidad conteniendo 10 litros de agua de la laguna saturada de O₂ mediante burbujeo con piedra aireadora y 30 litros de atmósfera de puro O₂. Las bolsas conteniendo los peces fueron cerradas con ligas para asegurar la permanencia del oxígeno, introducidas en hieleras para proteger los peces contra insolación y evitar que las bolsas se rompan.

Manejo de organismos: previo a la toma de muestras de sangre, a todos se les realizó determinaciones básicas de peso, talla y sexo. En el laboratorio los organismos se mantuvieron en cuarentena en cuatro peceras con capacidad de 35 litros cada una, con agua artificial (OECD, 1992) a un pH de 7 y una temperatura de 22 C° a 24 C° para su adaptación a las condiciones de laboratorio. Los peces fueron alimentados dos veces al día con hojuelas comerciales para peces de ornato marca wardley básicas.

Preparación y análisis de frotis: para los organismos silvestres la toma de muestras de sangre se realizó en el lugar de la captura, en el caso de los organismos puestos en cuarentena y los nacidos en cautiverio la toma de muestras sanguíneas se realizó en el laboratorio de acuicultura de la UAG. Para realizar los frotis (dos por organismo) fue necesario sacrificar a los peces (por su tamaño 5.2± 0.3 cm de longitud patrón, como se menciona en Torres-Bugarín (2007), posterior al uso

del anestésico comercial conocido como tricaine methanesulphonate (MS-222). Los animales fueron mantenidos en el anestésico durante 10 minutos hasta que cesó su movimiento, pero permitiendo que su corazón siga latiendo asegurando la circulación de sangre. Después se les hizo un corte en la base de la aleta caudal y por debajo de la aleta dorsal para la extracción de la sangre. Se realizaron frotis sobre portaobjetos limpios y desengrasados (previamente codificados) y se dejaron secar al aire para posteriormente fijarlas con etanol al 80% durante 10 minutos. La tinción de las laminillas se realizó usando el colorante naranja de acridina, específico para ácidos nucleicos (Zamora-Perez, 2004). La tinción de naranja de acridina permite la identificación de los MN ya que se colorean de verde brillante al igual que el núcleo, contrastándose del resto del citoplasma; por su parte los contenidos de RNA toman color rojo lo cual facilita diferenciación entre los eritrocitos inmaduros (policromáticos EPC) y los maduros (normocromáticos ENC) (Hayashi *et al.*, 1998). Las laminillas se analizarán con microscopía de fluorescencia con objetivo 100X (Marca Carl Zeiss Axiostarâ con lámpara de fluorescencia HBO 50 y fuente de poder mbq, con el objetivo A-Planâ). De cada especie, se determinó la frecuencia de eritrocitos micronucleados (EMN) espontáneos en 10,000 eritrocitos, la proporción de eritrocitos policromáticos (EPC) en 1,000 eritrocitos y la relación citoplasmánúcleo (RC/N) de los eritrocitos (Zúñiga-González *et al.*, 2001). Para la evaluación de los EMN se consideraron los criterios propuestos por Grisolia (2002): los MN deben ser alrededor de un tercio más pequeños que el núcleo, no deben tocar al núcleo, no ser refractarios y presentar el mismo color e intensidad que el núcleo.

Consideraciones bioéticas: Los animales fueron tratados de acuerdo a los requerimientos Institucionales y Gubernamentales de México e Instituciones de Salud de los Estados Unidos de Norte América (Poole, 1994).

RESULTADOS

Los resultados muestran variaciones en las frecuencias de los diferentes parámetros (tabla 2) atribuibles a las variaciones genéticas, a la presión ambiental, o bien a las fluctuaciones de contaminantes genotóxicos que son provocadas por las sequías o por escurrimientos de las lluvias. Esto quedará esclarecido una vez que se realicen pruebas estadísticas mas profundas y que se conozcan los resultados de las concentraciones de contaminantes presentes en el lago.

**CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y
QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO**

Tabla 2. Frecuencia de EPC, EMN y AN en diferentes especies de peces a diferentes tiempos de muestreo (secas y lluvias 2008, secas 2009).

	Especie (n)	EPC /1,000 ET	EMN /1,000 EPC	AN /1,000 EPC	MN /10,000 ET	AN /10,000 ET
SECAS JUN 2009	<i>Chapalictys encaustus</i> (8)	3.1 ± 2.5	0	3.0 ± 2.4	1.0 ± 1.7	16.7 ± 13.5
	<i>Goodea atripinnis</i> (7)	1.1 ± 1.34	0.1 ± 0.3	0.4 ± 0.7	1.2 ± 1.1	4.5 ± 4.0
	<i>Poeciliopsis infans</i> (1)	3	0	0	0	7
	<i>Tilapia rendalii</i> (5)	2.5 ± 4.35	0.5 ± 0.5	2.0 ± 2.4	1.2 ± 0.5	5.5 ± 5.1
	<i>Xenotoca variata</i> (9)	5.2 ± 4.13	0.1 ± 0.3	3.2 ± 4.5	0.1 ± 0.3	21.6 ± 18.0
	<i>Zoogonecticus quitzeoensis</i> (8)	0.8 ± 0.83	0.1 ± 0.3	2.1 ± 4.8	0.6 ± 1.4	9.3 ± 12.1
LLUVIAS SEP 2008	<i>Chapalictys encaustus</i> (8)	38.8 ± 121.2	0.7 ± 1.4	7.0 ± 8.4	2.7 ± 2.3	23.1 ± 18.4
	<i>Chirostoma lucius</i> (8)	164.6 ± 120.43	0.7 ± 1.4	30.0 ± 34.7	2.8 ± 3.5	276.8 ± 413.9
	<i>Chirostoma jordani</i> (8)	149.0 ± 97.77	1.1 ± 1.6	152.2 ± 265.2	6.0 ± 3.8	92.0 ± 2677.5
	<i>Goodea atripinnis</i> (8)	33.2 ± 12.91	0	7.2 ± 6.8	1.6 ± 0.9	3.2 ± 43.4
	<i>Chirostoma consocium</i> (8)	168.5 ± 130.7	0	18.0 ± 28.5	1.6 ± 1.6	343.3 ± 396.4
	<i>Poeciliopsis infans</i> (8)	24.6 ± 16.7	0.7 ± 1.4	8.2 ± 6.2	1.7 ± 2.5	101.5 ± 93.7
	<i>Oreochromis aureus</i> (8)	23.6 ± 12.1	0.7 ± 1.4	2.5 ± 3.8	0.8 ± 1.1	10.5 ± 4.9
	<i>Xenotoca variata</i> (8)	30.3 ± 11.9	1.0 ± 1.5	12.2 ± 10.5	3.2 ± 2.2	80.8 ± 72.1
	<i>Zoogonecticus quitzeoensis</i> (1)	77	2	32	3	69
	<i>Chirostoma consocium</i> (1)	26	0	2	1	12

BIOMARCADORES

Tabla 2. Frecuencia de EPC, EMN y AN en diferentes especies de peces a diferentes tiempos de muestreo (secas y lluvias 2008, secas 2009), (continuación).

	Especie (n)	EPC /1,000 ET	EMN /1,000 EPC	AN /1,000 EPC	MN /10,000 ET	AN /10,000 ET
SECAS MAYO 2008	<i>Chirostoma jordani</i> (4)	35.5 ± 26.4	1.0 ± 1.2	5.0 ± 2.6	2.3 ± 1.7	90.8 ± 96.0
	<i>Chirostoma lucius</i> (8)	448.5 ± 315.9	1.4 ± 1.9	24.7 ± 36.3	2.2 ± 1.7	610.5 ± 440.3
	<i>Chapalictys encaustus</i> (8)	47.5 ± 20.3	0	3.6 ± 2.3	11.8 ± 5.0	48.5 ± 24.5
	<i>Goodea atripinnis</i> (8)	24.0 ± 32.2	0.6 ± 1.0	2.3 ± 3.2	0.6 ± 0.7	9.3 ± 9.9
	<i>Lepomis macrochirus</i> (4)	250.0 ± 475.4	0.5 ± 0.7	253.5 ± 324.6	1.2 ± 1.2	332.6 ± 187.9
	<i>Poeciliopsis infans</i> (8)	16.0 ± 16.1	0	0.5 ± 0.7	1.6 ± 1.3	98.3 ± 53.5
	<i>Tilapia rendalii</i> (8)	61.0 ± 83.4	0.0 ± 0.9	12.0 ± 5.1	0.5 ± 0.7	44.5 ± 41.7
	<i>X. arge</i> (4)	102.2 ± 71.3	0.8 ± 1.1	2.2 ± 0.4	38.7 ± 70.1	608.8 ± 782.6
	<i>Xenotoca variata</i> (8)	26.8 ± 18.0	0	105.0 ± 125.2	2.2 ± 1.9	391.9 ± 248.8
	<i>Zoogonecticus quitzeoensis</i> (8)	0.5 ± 0.70	0.7 ± 1.5	15.0 ± 1.5	2.4 ± 3.6	35.4 ± 22.1
Cuarentena	<i>Xenotoca variata</i> (8)	3.5 ± 2.6	2.6 ± 1.5	45.8 ± 16.4	0	52.4 ± 89.9
Nacidos en cautiverio	<i>Xenotoca variata</i> (8)	19.8 ± 10.8	0	9.6 ± 8.1	0.1 ± 0.4	29.5 ± 2.5

EPC=Eritrocitos policromáticos, EMN=Eritrocitos micronucleados, AN= anormalidades nucleares, ET= Eritrocitos totales

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

BIBLIOGRAFIA

- Álvarez del Villar J, 1970. Peces Mexicanos (Claves). Comisión Nacional Consultiva de Pesca. Secretaría de Pesca, México. 132 p.
- Al-Sabati, K. Metcalfe CD., 1995. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutat Res* 343(2-3):121-135.
- Buelna-Osben HR., 2002. Análisis de la estructura y dinámica de la comunidad de peces del lago "La Alberca", Municipio de Villamar, Michoacán. IPN Cegepi.
- Hansen MA, *et al.*, 2001. Toxic Substances. Cap. 4:95-124. *En*: M.A. Hansen & M. van Afferden (Eds.). The Lerma-Chapala Watershed Evaluation and Management. Kluwer Academic. Plenum Publishers. New York, USA. 385 p.
- Hayash IM, *et al.*, 1998. Development of genotoxicity assay systems that use aquatic organisms. *Mutation Research* 399 (2):125-133.
- Hooftma NRN. *et al.*, 1982. Induction of nuclear anomalies (micronuclei) in the peripheral blood erythrocytes of the eastern mudminnow *Umbra pygmaea* by ethyl methanesulphonate. *Mutation Research* 104 (1-3):147-152.
- Grisolia CK., 2002. A comparison between mouse and fish micronucleus test using cyclophosphamide, mitomycin C and various pesticides. *Mutation Research* 518 (2):145-150.
- Gustavino B, *et al.*, 2001. Micronuclei induced in erythrocytes of *Cyprinus carpio* (teleostei, pisces) by X-rays and colchicine. *Mutation Research* 494 (1):151-159.
- Miniss I, *et al.*, 1996. Micronucleus test in erythrocytes of *Barbus plebeius* (Teleostei, Pisces) from two natural environments: a bioassay for the in situ detection of mutagens in freshwater. *Mutation Research* 367 (4):245-251.
- Poole T.B. & R. Robinson, 1994. The UFAW Handbook on the Care and Management of Laboratory Animals. Longman Scientific and Technical. USA. 330 p.
- Porto, J.I.R., C.S.O. Araujo & E. Feldberg, 2005. Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. *Environ Res* 97 (3):287-292.
- Sandoval, F. de P., 1981. Obras Sucesos y Fantasías en el Lago de Chapala. Gobierno de Jalisco. Secretaría General. Unidad Editorial. Colección Textos Jalisco. Serie: Estudios e Inversión. No. 15. 77 pp.
- Schmid, W., 1975. The micronucleus tests. *Mutation Research* 31:9-15.
- Rodríguez-Ariza A., *et al.*, 1992. Metal, mutagenicity, and biochemical studies on bivalve molluscs from Spanish coasts. *Environ Mol Mutagen* 19(2):112-24.
- Ramos-Espinosa, M. G. & López-Hernández M., 2006. Algunas fuentes contaminantes en la cuenca Lerma-Chapala. Memorias del II Congreso de la Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental. Puebla, México. 24 al 28 de Abril 2006.
- Torres-Bugarín O., *et al.*, 2003. Evaluation of cisplatin +5-FU, Carboplatin +5FU, and ifosfamida + epirubicine regimens using the micronuclei test and nuclear abnormalities

- in the bucal mucosa. *Mutation Research* 539 (1-2):177-186.
- Torres-Bugarín O, *et al.*, 2007. Especies de peces con potencial como bioindicadoras de genotoxicidad en el lago “La Alberca”, Michoacán, México. *Hidrobiología*.17(1):75-81.
- Zamora-Perez AL, *et al.*, 2004. Induction of Micronucleated Cells in the Shed Skin of Salamanders (*Ambystoma* sp.) Treated With Colchicine or Cyclophosphamide. *Environ Mol Mutagn* 44 (5):436-40.
- Zárate del Valle, P. & B.R.T. Simoneit, 2005. La generación de petróleo hidrotermal en sedimentos del Lago Chapala y su relación con la actividad geotérmica del rift Citala en el estado de Jalisco, México. *Rev Mex Ciencias Geológicas* 22 (3):358-370.
- Zavala-Aguirre JL, *et al.* Induction of Micronuclei and Nuclear Abnormalities by Cyclophosphamide and Colchicine in *Xenotoca melanosoma* (Pisces, Goodeidae) from lake La Alberca in Michoacán, México. *J Environ Sci Health, Part A*. 2010; 4(1):45,75–81.
- Zhu, Y, *et al.*, 2004. Cadmium, chromium, and copper induce polychromatocyte micronuclei in carp (*Cyprinus carpio* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 72 (1):78-86.
- Zúñiga -González G, *et al.*, 2001. Differences in the number of micronucleated erythrocytes among young and adult animals including humans spontaneous micronuclei in 43 species. *Mutat Res* 494(1):161-167.
- Zúñiga -González G, *et al.*, 2003. Induction of micronuclei in proestrus vaginal cells from colchicine- and cyclophosphamide-treated rats. *Environ Mol Mutagen* 42 (4):306-310.

Nota:

Este trabajo fue financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, CB-06-59958; los peces fueron capturados bajo la licencia de pesca GOPA.00142.140108.0086 y de la vida silvestre SGPA/DGVS/07234/07.

**ESTABLECIMIENTO DE LAS CONDICIONES ADECUADAS DE
MANTENIMIENTO DEL OSTIÓN *Crassostrea virginica* (GMELIN),
PREVIAS A LA REALIZACIÓN DE BIOENSAYOS**

Guadalupe Barrera Escorcia¹ e Irma Wong Chang².

¹Universidad Autónoma Metropolitana, ²Universidad Nacional Autónoma de México.
gube@xanum.uam.mx, wongchang73@hotmail.com

Palabras clave: bioensayos, ostión, mantenimiento en laboratorio.

RESUMEN

Crassostrea virginica (Gmelin) ha sido utilizada como un indicador de la salud ambiental de algunos ecosistemas acuáticos, es un importante recurso y se distribuye en lagunas costeras del Golfo de México, por lo que es recomendable incrementar su uso en bioensayos en el país.

El objetivo de este trabajo fue desarrollar un sistema de mantenimiento en laboratorio, que permitiera garantizar pruebas experimentales posteriores con la menor influencia posible derivada de la manipulación.

Se probaron dos sistemas de mantenimiento, uno de 200 L y otro de 600 L. Se proporcionaron dos tipos de alimentación: con *Spirulina* spp. y *Tetraselmis suecica* (Kylin). Ostiones de talla comercial de la laguna de Mandinga, Veracruz fueron transportados a la Ciudad de México. Se colocaron 50 ejemplares en el sistema de 200 L, con filtro biológico y se alimentaron con *Spirulina* spp. y un cultivo vivo de *Tetraselmis suecica*. Se observó durante 60 días su sobrevivencia y adaptación. En un sistema de 600 L se colocaron 144 ostiones para las pruebas con *Tetraselmis suecica* congelada.

El sistema de 200 L, no fue adecuado para el mantenimiento de los organismos, ya que el filtro biológico que requería atención continua y la alimentación con *Spirulina*

spp. dificultó el cálculo del alimento proporcionado, pero el sistema permitió hacer las pruebas de sobrevivencia. Se observaron dos mesetas de sobrevivencia y se comprobó que un período de mantenimiento de entre 10 y 28 días era adecuado antes de someter a los organismos a la experimentación. Las pruebas de alimentación en el sistema de 600 L permitieron comprobar que un intervalo de una hora, era suficiente para incorporar el número de células necesario para el mantenimiento de los ostiones en condiciones adecuadas y sin producción de pseudoheces. Se concluyó que la concentración de 10,000 cel/L, era adecuada para los organismos.

INTRODUCCIÓN

Una de las herramientas en el análisis ecotoxicológico es el uso de bioensayos, en los que una amplia gama de indicadores puede utilizarse para la determinación del efecto subletal de múltiples estresores ambientales, incluyendo los contaminantes (Simkiss y Masson, 1983). En México, los estudios efectuados en almejas y ostiones sugieren su utilidad como biomonitores, ya que por su hábito filtrador, pueden acumular contaminantes (Ruelas-Inzunza y Paez-Osuna, 2000). Particularmente, el ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin) se considera un buen indicador para evaluar los aportes de contaminantes, ya que las concentraciones incorporadas de algunos contaminantes varían reflejando las del ambiente; esta especie se encuentra ampliamente distribuida en las costas del Atlántico de Norteamérica y la literatura sobre su fisiología es abundante, los estudios realizados en México, han abordado aspectos relativos a su biología y su cultivo para la explotación comercial, (Camacho *et al.*, 1980; Walne, 1984; SEPESCA, 1988). *C. virginica* se encuentra ampliamente distribuida en las lagunas costeras del Golfo de México, siendo la Laguna de Mandinga, ubicada en el estado de Veracruz, uno de los ambientes donde se cultiva (Contreras y Castañeda, 1995; Botello, 1994). De esta manera, se hace evidente su utilidad en el desarrollo de bioensayos. En México no existe cultivo de la especie que abarque su ciclo biológico, por lo que no es posible obtener parentales que garanticen uniformidad genética, ni lotes controlados. Para experimentar con ostión, es necesario entonces trabajar con organismos provenientes de poblaciones naturales, las cuales se encuentran en ambientes donde existen variaciones, además de heterogeneidad genética, por lo que para poder utilizar a estos animales en bioensayos, es preciso asegurar que sus respuestas sean consecuencia de la exposición a los tóxicos de interés, y no el resultado del estrés al que se ven sometidos en laboratorio, antes de la

experimentación. Así, las condiciones de mantenimiento son cruciales. Es necesario corroborar que los organismos se encuentren en condiciones adecuadas, y que su alimentación y tiempo de permanencia sean los convenientes, para que los animales estén en condiciones óptimas, por un período suficientemente largo para que el estrés derivado de la colecta sea mínimo. Se planteó como objetivo desarrollar un sistema de mantenimiento en laboratorio, que permitiera garantizar que las pruebas experimentales contaran con organismos que tuvieran la menor influencia posible derivada de la manipulación.

METODOLOGÍA

Los ejemplares fueron extraídos de la zona central de la denominada laguna Chica de Mandinga. Se extrajo un promedio de 200 organismos, de talla comercial (>5 cm de longitud), por medio del arte de pesca denominado gafas.

Se midieron *in situ* los siguientes parámetros: oxígeno disuelto (± 0.005 mg/L), temperatura (0 ± 0.05 °C), pH (± 0.005), salinidad (± 0.05 ‰) y turbidez (0.5 UT), con un multianalizador Horiba U-10.

Los ostiones fueron trasladados en bolsas de plástico a 4 °C al laboratorio. Mientras los organismos eran transportados, se ajustó en el laboratorio la salinidad del sistema de mantenimiento, igualándola con la del sitio de colecta para evitar un choque osmótico en los animales, para esto se utilizó un refractómetro de mano. Al arribar los organismos, se corroboró la salinidad con el multianalizador Horiba U-10. La temperatura del sistema se fijó en 25 °C y la salinidad en 22 ‰.

Una vez en el laboratorio, los organismos fueron lavados de acuerdo al método indicado en APHA (1995), eliminando los epibiontes evidentes y el lodo adherido a las valvas con cepillos de plástico y acción mecánica con tubos de PVC, utilizando agua corriente. Fueron enjuagados y posteriormente sumergidos en alcohol al 70 % por un espacio de 10 minutos. Se enjuagaron nuevamente con agua corriente y se tomaron parámetros morfométricos para garantizar la selección de organismos homogéneos, adultos, de talla comercial. Los parámetros fueron: largo, ancho y alto, medidos con vernier (0.1 mm ± 0.05), y el peso total con balanza de plato Ohaus (± 0.0005 g). Al terminar por periodos

de prueba los organismos fueron extraídos y los parámetros morfométricos se tomaron nuevamente.

Se probaron dos sistemas de mantenimiento. En ambos se utilizó agua salina artificial Instant Ocean (Shumway y Köehn, 1982), preparada y prefiltrada desde un mes antes en cada colecta para su adecuada maduración. Los sistemas se probaron con las condiciones que se pretendía utilizar en las fases experimentales (salinidad 22 ‰, 25 °C y aireación constante). La salinidad se ajustó a razón de 0.5 ‰ por día, desde los valores determinados en cada colecta en campo, hasta alcanzar los niveles seleccionados. Los organismos permanecieron un mínimo de 8 días con salinidad constante a 22 ‰. Los parámetros fisicoquímicos se registraron diariamente. Se llevó a cabo la limpieza del sistema cada tercer día para la extracción de heces y residuos de alimento. Se observó durante el período más largo posible la sobrevivencia de los animales.

El primer sistema consistió de un acuario de 200 L (figura 1), con filtro biológico de arena, en el cual los organismos se alimentaron con *Spirulina* spp. en hojuelas durante cinco días, pero fue necesario cambiar a alimento vivo para poder controlar la alimentación. Este se obtuvo del cultivo de *Tetraselmis suecica* /Kyllin) con crecimiento en la fase exponencial. En este sistema se colocaron 50 organismos, los cuales permanecieron en el sistema el mayor tiempo posible (61 días).



Figura 1. Primer sistema de mantenimiento de 200 L con aireación continua y filtro biológico de arena.

El segundo sistema, de 600 L, contaba con 12 acuarios, interconectados, un filtro de carbón y antracita para partículas, y un filtro biológico húmedo-seco (figura 2). En este sistema, de 600 L de capacidad, se colocaron doce organismos en cada una de las doce cámaras. Las pruebas de alimentación se llevaron a cabo con *Tetraselmis suecica* congelada.

Para la alimentación con *Tetraselmis suecica*, se escaló un cultivo en el medio Gillard f-2 (Castrejón *et al.*, 1994), desde recipientes de 250 mL hasta 20 L, bajo luz continua. Con el fin de obtener la densidad máxima de células, se llevó hasta la fase exponencial de división celular. Una vez alcanzada, todo el cultivo fue centrifugado a 1000 rpm durante 10 min en una centrífuga Solbart, en tubos de 50 mL. Se eliminó el sobrenadante y los concentrados de células fueron congelados a -20°C en frascos de 20 mL (figura 3). Para la alimentación de los organismos, las células se descongelaron cada día según los requerimientos. Una vez descongeladas se midió la densidad por hemocitómetro, para ajustarla a 300,000 cel/mL aproximadamente. Los conteos fueron realizados por tres personas, con tres réplicas, utilizando diferentes métodos

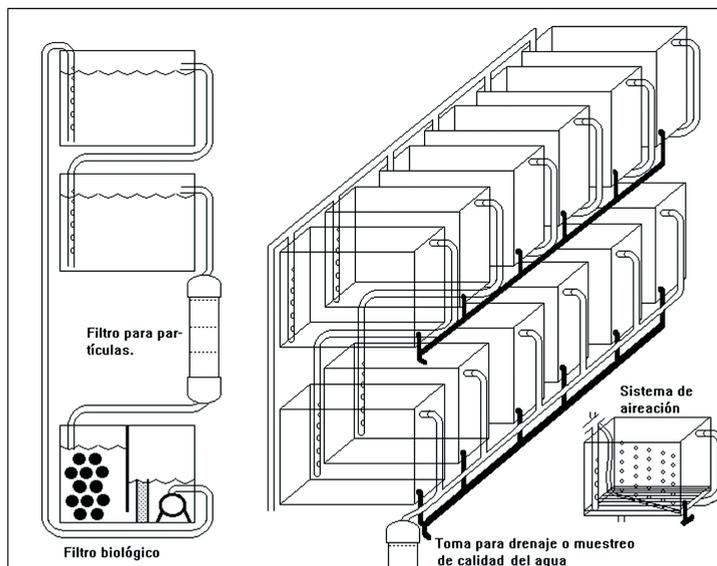


Figura. 2. Esquema del sistema de mantenimiento de doce cámaras interconectadas de 600 L con filtro de carbón y antracita y filtro húmedo-seco.

para colocar la muestra en el hemocitómetro. Se utilizó espectrofometría de luz elaborando la curva patrón con células vivas y congeladas, y también hemocitómetro con células congeladas. Se prepararon 12 L de la concentración y se colocó un litro en cada uno de los dispositivos del sistema. La concentración de células se determinó nuevamente en cada cámara para asegurar una densidad de 15 a 20 X 10⁶ células por organismo por día (Castrejón *et al.*, 1994). Durante la alimentación se detuvo el flujo del agua, dejando solo el burbujeo por una hora, para que las células de *T. suecica* se mantuvieran resuspendidas. Este procedimiento se llevó a cabo diariamente. Los organismos fueron alimentados por una hora, durante la cual se suspendía la aireación, reanudándola posteriormente. En ambos sistemas se determinaron diariamente los parámetros fisicoquímicos anteriormente mencionados con el multianalizador Horiba U-10 (figura 4). Cada semana se midieron los niveles de amonio total por la técnica de azul de indofenol, indicada por Lind (1985).

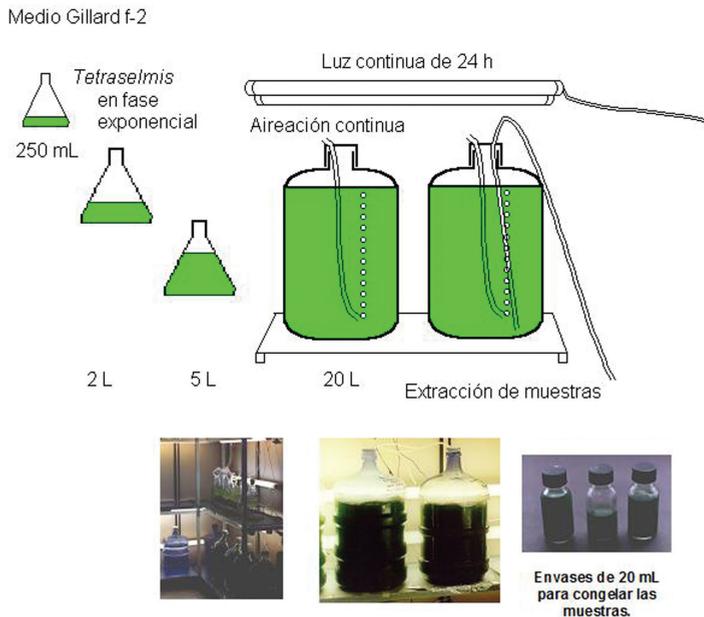


Figura. 3. Escalamiento del cultivo de *Tetraselmis suecica* hasta la fase exponencial y conservación de las células para alimentar al ostión.



Figura. 4. Monitoreo diario de parámetros fisicoquímicos en el sistema de mantenimiento de 600L.

El análisis de los resultados se llevó a cabo con los paquetes de Excell de ambiente Windows versión 95 y XP2000, y con el programa Statistica de Statsoft Ser. (1997). Se hizo el análisis exploratorio de los datos. La normalidad se determinó por la prueba de Bondad de Ajuste de Kolmogorov-Smirnov (Marques de Cantú, 1991), la aditividad con la prueba de Tuckey, para determinar la independencia de los datos se utilizó el test de ciclos por encima y debajo de la mediana y para heterocedasticidad la prueba de Bartlett (Sokal y Rolhf, 1969). La significancia de las pruebas fue $P < 0.05$.

RESULTADOS

Los parámetros registrados durante las colectas se presentan en la tabla 1. Los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos registrados se presentan en la tabla 2.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos registrados *in situ* durante las colectas.

Colecta	pH	Oxígeno disuelto (mg/L)	Salinidad (‰)	Temperatura (°C)	Turbidez (UT)
Mayo	6.63	5.42	29.2	26.5	9
Septiembre	ND	ND	13.0	28.0	ND

ND: No determinado.

BIOMARCADORES

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos de los sistemas de mantenimiento (promedio \pm DE).

Fecha	Sistema	pH	Oxígeno disuelto(mg/L)	Salinidad (‰)	Temperatura (°C)	Turbidez (UT)
Mayo	Sistema de 200 L	8.41 \pm 0.09	5.10 \pm 0.60	28.5 \pm 1.6	23.6 \pm 1.3	2.9 \pm 2.4
Septiembre	Sistema de 600 L	8.34 \pm 0.13	8.08 \pm 1.20	16.4 \pm 4.4	23.1 \pm 1.3	3.6 \pm 3.8

El valor de pH fluctuó entre valores mínimos y máximos de 8.04 a 8.53, con variaciones mínimas durante el tiempo que los organismos permanecieron en el sistema. El oxígeno disuelto tuvo valores extremos de 4.23 y 9.19 mg/L, siendo más elevados al colocar a los animales. Las temperaturas extremas fueron 20.5 y 27 °C. Los parámetros no tuvieron diferencias significativas entre los valores determinados en los dos sistemas probados ($P < 0.05$, por U de Mann Whitney, Marques de Cantú, 1991), si bien, la turbidez tuvo comportamientos particulares. En el caso de la turbidez (figura 5), los valores fueron bajos en general, alrededor de 1.0 UT, sin embargo en el sistema de 200 L, el penúltimo día se incrementó hasta 10 UT, previo a una importante mortalidad que marcó el término de la prueba en ese sistema. En el caso del sistema de 600 L, algunos picos se observaron posteriores a la colocación de los organismos en el sistema, el cual fue limpiado a las 48 h de la introducción de los ostiones, ya que estos tienden a excretar. Sin embargo, posteriormente los niveles se mantuvieron bajos (< 1.0 UT).

La salinidad fue el parámetro con mayor variación y el único que mostró diferencias significativas entre los dos sistemas. Debido a que los valores registrados en la laguna, estuvieron alejados de las 22 ‰ que se necesitaba establecer para la realización de bioensayos, fue necesario hacer ajustes en diferentes plazos para alcanzar la salinidad adecuada (figura 6). En el primer sistema, la salinidad de colecta estuvo cercana a las 30 ‰ y fue necesario disminuirla. Por el contrario, en el segundo caso, la salinidad fue 13 ‰ y el sistema se encontraba preparado a 28‰. En este caso el ajuste bajó la salinidad hasta 10‰ y una vez colocados los animales, fue necesario incrementarla paulatinamente hasta valores cercanos a 22 ‰.

Los organismos colocados en los sistemas tuvieron una morfometría de talla comercial. No mostraron diferencias significativas entre los lotes seleccionados

para los sistemas ($P < 0.05$ por prueba de U de Mann-Whitney; Marques de Cantú, 1991) (tabla 3).

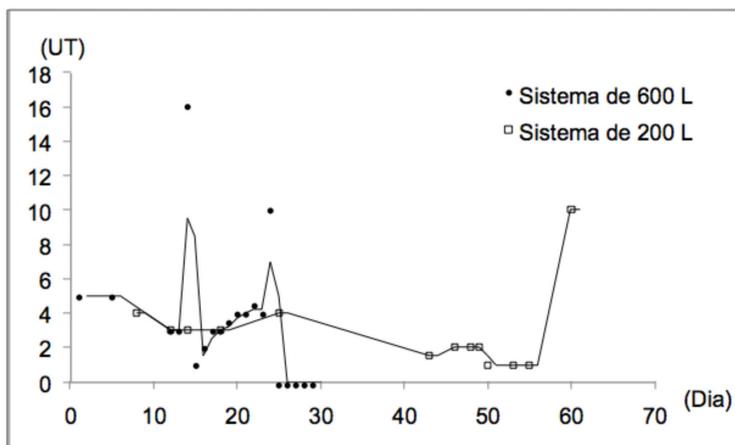


Figura 5. Comportamiento de la turbidez en los dos sistemas probados.

Conteo de células.

En las pruebas de conteo de células, el análisis de varianza indicó que hubo diferencias significativas entre los conteos llevados a cabo por diferentes métodos ($F = 4.32$, $P < 0.01$), independientemente de la persona que realizara el conteo (figura 7). Las pruebas de conteo de células permitieron definir que el método más adecuado era por hemocitómetro, colocando 0.2 mL de la muestra directamente en este y posteriormente el cubreobjeto. Se eliminó el análisis por espectrofotómetro de luz, ya que este requería de conteos por hemocitómetro para la elaboración de curva patrón en cada ocasión y no era conveniente fijar de las muestras porque esto modificaba el volumen final y por lo tanto el conteo. Se estableció además que era indispensable realizar el conteo el mismo día que se obtuvieran las muestras. Se colocaron entre 6,250 y 58,300 células/L (figura 8).

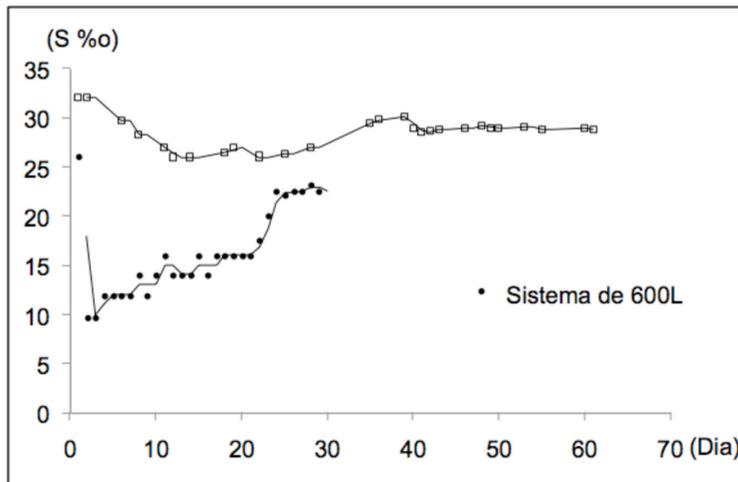


Figura 6. Ajuste de la salinidad en los sistemas a partir de la salinidad de colecta.

Tabla 3. Morfometría de los organismos en el sistema de mantenimiento (promedio \pm DE).

	Longitud (mm)	Ancho (mm)	Alto (mm)	Peso total (g)
Sistema de 200 L	69.6 \pm 8.8	46.2 \pm 5.9	25.5 \pm 4.0	47.84 \pm 10.36
Sistema de 600 L	71.2 8.8	42.2 5.1	24.0 4.5	44.95 12.95

X, I, F, persona que realizó el conteo; 1, 2, 3, réplica analizada; P, E, conteo colocando la muestra con capilar y por encima del cubreobjetos; * Diferencias significativas

Sobrevivencia

En el sistema de 200 L se mantuvo a los organismos por 61 días. Dentro de los primeros 10 días, se registró 10% de mortalidad. Aunque la mortalidad siguió incrementándose, se estableció una meseta con el 88% de sobrevivientes durante 25 días más. Posteriormente, la mortalidad se incrementó paulatinamente, y se estableció una nueva meseta con el 74% de sobrevivientes hasta los 50 días. Únicamente el 44% de los organismos llegó al final del período de prueba (figura 8). Esta prueba facilitó

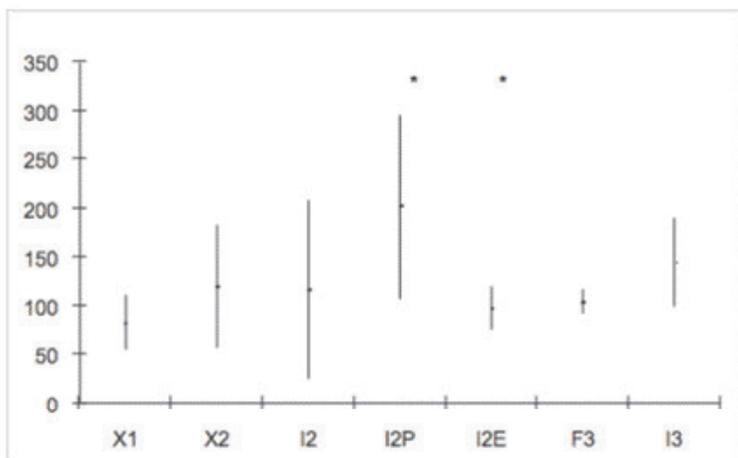


Figura. 7. Conteo de células de *T. suecica* por hemocitómetro, llevados a cabo por diferentes personas (promedio \pm DE).

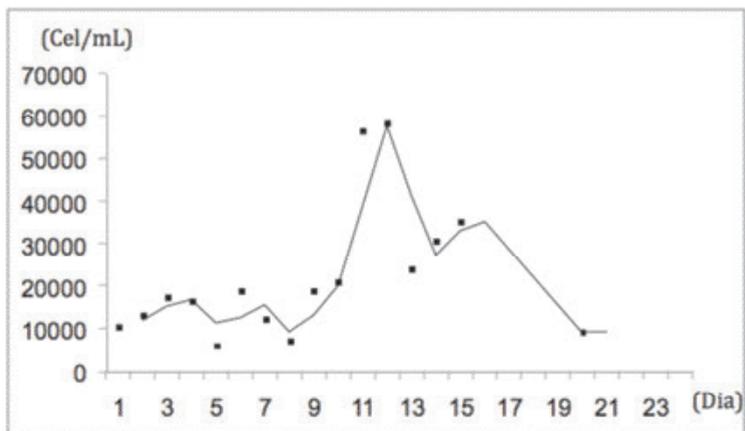


Figura 8. Células proporcionadas para la alimentación del ostión *C. virginica*.

el diseño del sistema de mantenimiento de 600 L. La sobrevivencia en el sistema de 600 L fue del 96.5 % en los 28 días que permanecieron los organismos en él. La mortalidad se presentó en los primeros cuatro días desde su colocación.

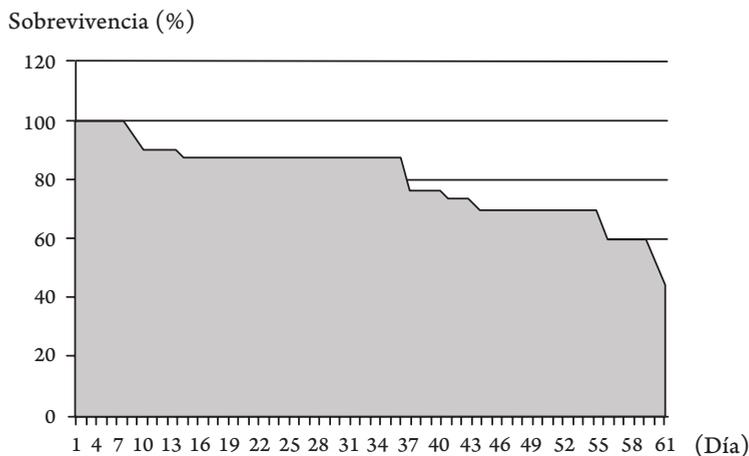


Figura. 9. Sobrevivencia del ostión durante las pruebas de mantenimiento en el sistema de 200 L.

DISCUSIÓN.

La mayor parte de los datos de parámetros fisicoquímicos registrados durante las fases de mantenimiento, fueron normales y aditivos, sin embargo, no fueron independientes y las varianzas fueron heterocedásticas. La falta de independencia, en el caso de la temperatura y la salinidad se asociaron a ajustes requeridos para alcanzar las condiciones adecuadas para los bioensayos.

Los valores registrados en la laguna de Mandinga, de la cual se extrajeron los animales tiene un pH promedio de 8.2, oxígeno disuelto de 4.7 mg/L, temperatura de 29.8°C y salinidad de 22‰ (Contreras, 1996). Por este motivo se seleccionó la salinidad de 22‰ para estabilizar los sistemas. *C. virginica* tolera un amplio intervalo de salinidades entre 10 y 30 ‰, sin embargo el crecimiento óptimo está cercano a las 25‰ (Helm & Bourne, 2006).

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

El amonio total se encontró generalmente por debajo de 0.1 mg/L. Aunque en ocasiones se registraron valores elevados. Considerando la temperatura, la salinidad y el pH, en los cuales se estabilizaron los sistemas, la concentración de amoniaco de cada muestra podría representar entre 11 % y 13 % de las lecturas de amonio total (Aminot y Chaussepied, 1983). Esto quiere decir, que si en los acuarios se midió 0.16 mg/L de amonio total, podría haberse encontrado un máximo de 20 µg/L de amoniaco, por lo que, a pesar de las anomalías registradas, los valores se consideraron aceptables.

Los datos morfométricos se consideraron aditivos, pero no fueron independientes, y únicamente los datos de altura, pudieron considerarse normales y homocedásticos. Esto es consecuencia de la selección de una talla específica. Aparentemente también hubo una tendencia a seleccionar organismos de anchos similares, evitando los más delgados. Los organismos sometidos a las pruebas fueron semejantes, por lo que se considera que los resultados son comparables.

La alimentación en el sistema de 200 L, se llevó a cabo inicialmente con la *Spirulina* en hojuelas, lo que impidió hacer un cálculo detallado del alimento proporcionado a los organismos. Se proporcionó alimento vivo desde el cultivo de *Tetraselmis suecica*, pero el método de conteo aún no estaba definido, por lo que no se cuenta con cifras de las células proporcionadas.

Una vez establecido el método de conteo, las pruebas de alimentación permitieron comprobar que un intervalo de una hora, suspendiendo la aireación, era suficiente para incorporar el número de células necesario para el mantenimiento de los ostiones. Este período aseguraba la obtención de heces bien conformadas y no de pseudoheces, las cuales son difíciles de colectar, y podrían dificultar, y a la vez enmascarar, los resultados relacionados con las respuestas fisiológicas. Se observó además que, con una concentración mayor de 25,000 cel/L, los organismos producían pseudoheces, identificables por el color verdoso y la escasa consistencia.

De acuerdo con la Secretaría de Pesca (1988), la concentración de células adecuada para alimentar al ostión en cultivo es de 1 a 15 x 10⁶ células promedio al día, concentración que permite incorporar unas 10,000 células/L, durante una hora. Castrejón y colaboradores (1994), indican que la concentración adecuada para alimentar a estos organismos se encuentra entre 15 a 20 x 10⁶ células por día.

La alimentación a partir de un cultivo monoespecífico tiene limitantes. Algunos autores consideran que *T. suecica* tiene poco valor nutritivo (Volkman *et al.*, 1989); otros, por el contrario, consideran que los bivalvos pueden crecer sostenidamente con *T. suecica* seca, y que como alimento vivo su aprovechamiento es bueno, si bien en etapas juveniles, en las cuales el crecimiento es algo lento, su valor nutritivo es moderado (Laing y Verdugo, 1991). Castagna y colaboradores (1996) indicaron que las células de *T. suecica* pueden ser almacenadas en refrigeración al menos por 30 días sin deterioro aparente, si bien, sería recomendable corroborar si el congelamiento afecta la calidad.

CONCLUSIÓN

Los parámetros fisicoquímicos para el mantenimiento del ostión *Crassostrea virginica* adulto de talla comercial estuvieron en intervalos que permitieron su adecuada permanencia en el laboratorio previa a la realización de bioensayos: pH entre 8 y 8.5, oxígeno disuelto por arriba de 5 mg/L, temperatura 23°C y salinidad en el intervalo cercano a 22 ‰.

Se concluyó que la concentración recomendada por Castrejón y colaboradores (1994), de 10,000 cel/L, colocada durante una hora sin aireación, es adecuada para los organismos y que la alimentación con *Tetraselmis suecica* congelada permite la sobrevivencia de *C. virginica* en condiciones adecuadas por lo menos 28 días.

Un período de mantenimiento de entre 10 y 28 días en condiciones de laboratorio es adecuado antes de someter a los organismos a la experimentación.

BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association (APHA), 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Waterworks Association, Water Environment Federation. Washington, D.C.: 8-1 – 8-47.
- Aminot, A., M. Chaussepied, 1983. *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. Centre National pur l'Exploitation des Océans, France, 395 p.
- Botello, A.V., 1994. Estudio geoquímico y diagnóstico ambiental de las lagunas de los alrededores de la central nucleoelectrónica de Laguna Verde, Veracruz. Informe Final 1992-1993. Comisión Federal de Electricidad/ICMyL/UNAM, México, 128 p.
- Camacho, E., F.M.R. Palacios, G.J.M. Cortina, T.J.E. Aguilar, S.H. Zamudio, G.H.E. García,

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

1980. *Cultivo de ostión*. 2° Simposio Latinoamericano de Acuicultura, México: 897-942.
- Castagna, M., M.C. Gibbons, K. Kurkowski, 1996. Culture: Application. In: Kennedy, V.S., R.I.E. Newell, A.F. Eble. (Eds.). The eastern oyster *Crassostrea virginica*. A Maryland Sea Grant Book College Park, Maryland: 675-690.
- Castrejón, O.L., D.D. Porras, S.Ch. Band, 1994. *Cultivo de alimento vivo para acuicultura*. Instituto Nacional Indigenista. Universidad del Mar, Oaxaca, México, 118 p.
- Contreras, E.F., 1996. (Responsable). Evaluación geoquímica ambiental y diagnosis de la zona costera de Veracruz: Lagunas de Tamiahua, Pueblo Viejo y Tampamachoco. Informe Final de proyecto de investigación CONACYT, Clave 3232-T9308. UAM-I, México, 285 p.
- Contreras, E.F., C.O. Castañeda, 1995. *Los ecosistemas costeros del Edo. de Veracruz*. Gobierno Edo. De Veracruz. Secretaría de Desarrollo Agropecuario, Forestal y Pesquero, México: 81-88.
- Helm, M.M. & N. Bourne, 2006. Cultivo de bivalvos en criadero. Un manual práctico. FAO, ONU, Roma: 184 p.
- Laing, I., C.G. Verdugo, 1991. Nutritional value of spray-dried *Tetraselmis suecica* for juvenile bivalves. *Aquaculture* 92: 207-208.
- Lind, O., 1985. Handbook of common methods in limnology. Kendal/Hunt. U.S., 199 p.
- Marques de Cantú, M.J., 1991. *Probabilidad y estadística para ciencias químico biológicas*. McGraw-Hill, México, 657 p.
- Ruelas-Inzunza, J.R., F. Paez-Ozuna, 2000. Comparative bioavailability of trace metals using three filter feeder organisms in a subtropical coastal environment. (Southeast Gulf of California). *Environ. Pollut.* 107: 437-444.
- Secretaría de Pesca (SEPECSA), 1988. *Manual Técnico para la Operación de Centros Acuícolas de Producción de Ostión*. SEPECSA, México, 324 p.
- Shumway, S.E., R.K. Koehn, 1982. Oxygen consumption in the American oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9: 59-68.
- Simkiss, K., A.Z. Masson, 1983. Metal ions: Metabolic and toxic effects. In: Environmental Biochemistry and Physiology. Vol. 2. The Mollusca. Academic Press Inc., U.S.: 101-164.
- Sokal, R.R., F.J. Rohlf. 1979. *Biometría, principios y métodos en la investigación biológica*. H. Blume Ediciones, Madrid, 680 p.
- Volkman, J.K., S.W. Jeffrey, P.D. Nichols, G.L. Rogers, C.D. Garland, 1989. Fatty acid and lipid composition of 10 species of microalgae used in mariculture. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 128: 219-240.
- Walne, P.R., 1984. *Cultivo de moluscos bivalvos*. Ed. Acribia, Zaragoza, España, 206 p.

**VARIACIÓN DE BIOMASA BACTERIANA EN DOS ESTACIONES
EN SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS**

Perea-Cantero R.A., Sánchez-Ríos J.L., Rodríguez-Salazar R.B.,
Iniesta-Mejía C., Barrera-Jiménez I.
UAM-Xochimilco
pereacan@gmail.com

Palabras clave: hidrocarburos, ecosistema edáfico, biodegradación, biomasa microbiana

RESUMEN

Estudio de la variación en el tiempo de la biomasa microbiana, el pH y la actividad enzimática de proteasas, ureasas y sacarosas, en suelos dedicados a la agricultura, contaminados con hidrocarburos *in-situ*, en el estado de Tabasco, subregión de la Chontalpa. Se tomaron 2 muestras aleatorias a 30 cm de profundidad, y muestreo mixto por cuarteo: en época seca (abril de 2008) y época de lluvias (julio de 2008). Las muestras de época seca, tuvieron pH 4.79, humedad relativa del 14.44%, su textura era arcillosa, con materia orgánica de 3945 meqC/g y valor inicial de biomasa microbiana de 57.81 mEqC/kg. En época de lluvias: pH 6.11, humedad relativa de 15.34%, textura arcillosa, con materia orgánica de 11500 meqC/g y biomasa microbiana inicial de 168.53 meqC/kg. En época seca el descenso de la biomasa en la muestra contaminada llegó hasta 0 meqC/kg a los 30 días. La biomasa microbiana en época de lluvias, bajó inicialmente, y a los 24 días incrementó, descendiendo nuevamente a los 40 días de medición. Los análisis de varianza efectuados mostraron diferencia significativa entre los tratamientos con hidrocarburos y los testigos. Los análisis de correlación de Pearson mostraron una correlación regular entre pH-biomasa y biomasa-proteasas, y una alta correlación entre proteasas-ureasas. Se analizaron los datos y se determinó que estas relaciones pueden ser utilizadas como indicadores para evaluar la contaminación y la potencialidad de biodegradación natural e *in-situ*.

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos en la naturaleza tienen el potencial de remover y degradar la materia orgánica así como de transformar compuestos químicos tóxicos. Para algunos microorganismos son ampliamente conocidas las características específicas del nicho ecológico donde colonizan y proliferan. La naturaleza de su entorno ambiental determina, en muchos casos, su capacidad de biodegradar los compuestos químicos que constituyen su entorno y determinan el potencial de los microorganismos para evolucionar nuevos procesos metabólicos de utilidad en la biodegradación por lo que comprender la manera en que la actividad microbiana interactúa en la degradación de los compuestos, es crítico para lograr un éxito en la aplicación de tratamientos de bioremediación.

METODOLOGÍA

La subregión de la Chontalpa está ubicada al norte del estado de Tabasco, entre los paralelos 18° 27', de latitud norte, y 93° 32' de longitud oeste. Colinda al norte con el Golfo de México y el municipio de Centla; al sur con los municipios de Jalpa de Méndez, Comalcalco y Cárdenas; al este con los municipios de Centla y Jalpa de Méndez; y al oeste con el municipio de Cárdenas y el Golfo de México. La región en su mayoría está dedicada a la agricultura, pero la actividad petrolera de la zona provoca contaminación por hidrocarburos. Se tomaron 2 muestras de suelo contaminado durante los periodos de abril y julio de 2008 y muestras circunstanciales a 30 cm de profundidad, y muestreo mixto por cuarteo; las muestras fueron cernidas con malla de 2mm sin ningún otro tratamiento, esperando que de esta manera el proceso de análisis corresponda a las condiciones naturales: Se determinaron parámetros fisicoquímicos tales como: pH de referencia, textura y materia orgánica (Miramontes-Flores *et. al.*, 1999). Para el tratamiento, se consideró un factor de correlación de humedad relativa en dos escalas: épocas del año periodo de sequía y periodo de lluvias. La biomasa se calculó en miliequivalentes de carbono por Kg de suelo de acuerdo al método reportado por Rittman y McCarty (2001), y Forster (1995). Se estudiaron la acción enzimática de la proteasa, sacarasa y ureasa. Las 3 enzimas estudiadas en esta investigación se seleccionaron teniendo en cuenta los principales procesos metabólicos del suelo. El estudio estadístico se efectuó mediante regresión lineal y análisis de correlación (Daniel, 1996)

Resultados

Los valores obtenidos de los parámetros fisicoquímicos del suelo son los siguientes, en el mes de abril: suelo arcilloso con pH 4.79, humedad relativa 14.44%, materia orgánica de 3945 meqC/g, valor de la biomasa microbiana 57,81 mEqC/kg. En el mes de julio, suelo arcilloso con pH 6.11, humedad relativa 15.345%, materia orgánica de 11500 meqC/g, valor de la biomasa microbiana 168.53 mEqC/kg.

Biomasa microbiana

El descenso de la biomasa microbiana, a partir de los 15 días de exposición, fue paulatino para ambas muestras y a los 30 días el descenso de la muestra contaminada fue mayor de cero. En las muestras tomadas en el mes de julio, los diferentes tratamientos no respondieron de manera lineal, se observó un decremento inicial seguido de un incremento a las 24 horas, posterior a ello, a los 40 días de medición sucedió un descenso. El pH, en sus mediciones iniciales, fueron de alrededor de 5.40 para ambos tratamientos. En el mes del abril, a los 15 días de tratamiento, se observó un aumento en los valores de pH con 5.5, después éste disminuyó. En el mes de julio, el pH inicial mostro valores superiores a los observados en abril los cuales a los 40 días presentaron un fuerte descenso, y un nuevo incremento hacia los 50 días.

La metodología simplificada, bajo los criterios de Fontúrbel (2002), permitió la obtención de datos de actividad enzimática en función del tiempo para tres enzimas; proteasas, sacarosas y ureasas. Las proteasas presentaron actividad inicial notable y cúspide de acción a los 20 días, posterior a ellos, un descenso pero siempre con valores superiores a los de la actividad inicial, incluso al fin del estudio.

Para las sacarosas, en la muestra testigo así como con aquellas tratadas con diferentes concentraciones de hidrocarburos, se observó un incremento a los 30 días. Antes de los 20 días, en el caso de los 3 tratamientos con hidrocarburos, las enzimas sacarosas siguen comportamientos marcadamente diferentes.

Para las muestras de biomasa correspondientes a la época seca, el análisis de regresión mostró un comportamiento lineal, con mayor bondad de ajuste para la muestra testigo. El ANOVA realizado entre los datos del testigo y la muestra tratada

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

mostraron que existe una diferencia significativa en la cantidad de carbono a partir del día 30. Para las muestras recogidas en julio, el análisis de regresión dio un coeficiente de 0.86 y 0.88 para el testigo y la muestra con 10ml/100 g respectivamente, bajo el modelo exponencial, la muestra con 5ml/100g dio un coeficiente de 0.70 para el modelo lineal. El ANOVA mostró que existe una diferencia significativa entre los resultados en todos los tiempos.

Para las muestras de pH correspondientes al mes de abril, el análisis de regresión dio un coeficiente de 0.92 para el testigo bajo el modelo lineal, los demás tratamientos no se ajustaron a ningún modelo de regresión. El ANOVA mostró que existe una diferencia significativa entre los resultados en todos los tiempos. Para las del mes de julio, el análisis de regresión dio un coeficiente de 0.93 para el testigo, de 0.77 para el tratamiento 5ml/100g y de 0.50 para 10ml/100g, todos bajo el modelo lineal. El ANOVA mostró que existe diferencia significativa en todos los tiempos.

Los ANOVA realizados mostraron que para proteasas y sacarosas existe una diferencia significativa durante todo el tiempo de observación, mientras que para luego de la caída brusca de los valores de actividad enzimática todas las muestras reportaron valores muy próximos a cero. Los análisis de correlación de Pearson sólo son significativos para los factores de relación pH-biomasa, pH-sacarosas, biomasa-sacarosas, biomasa-ureasas, proteasa-sacarosas, proteasas-ureasas de las muestras tomadas en julio (tabla 1).

Tabla 1. Variaciones en función del tiempo, muestra testigo, muestras tratadas con hidrocarburos a concentraciones: 0 ml/100g, 10 ml/100g, 100 ml/100g

		0	10	15	20	25	30	35	60	80
Abril época seca Biomasa megC/Kg	Testigo 1 2	60				30	26			
	Petróleo 25 ml/100g	60				10	0			
julio(época humeda) Biomasa megC/Kg	Testigo 0 ml/100	170000		45000		80000		160000	140000	
	Petróleo 5 ml/100g	170000		40000		50000		150000	100000	
	Petróleo 100 ml/100g	170000		10000		30000		140000	80000	

BIOMARCADORES

		0	10	15	20	25	30	35	60	80
pH Abril época seca	Testigo 0 ml/100g	4.8		5.5		5.4	5.3			
	Testigo 5 ml/100g	4.8		5.3		5.3	4.7			
	Petróleo 15 ml/100g	4.8		5.4		5.3	4.9			
	Petróleo 25 ml/100g	4.8		5.4		5.5	5.0			
pH julio época húmeda	Testigo 0 ml/100g	6.0	6.0		5.7				5.0	
	Testigo 5 ml/100g	6.0	5.7		5.5				5.5	
	Petróleo 15 ml/100g	6.0	5.6		5.6				5.8	
	Petróleo 25 ml/100g	6.0	5.6		5.6				6.0	
Actividad Enzimática mg proteína por ml/g suelo h 1. Proteasas	Testigo 0 ml/100g	1,300			2,500	1,900		1,900	1,800	
	Petróleo 5 ml/100g	1,300			2,300	1,800		1,700	1,700	
	Petróleo 10 ml/100g	1,300			2,100	1,700		1,700	1,500	
2. Sacarasas	Testigo 0 ml/100g	0.400			3,400		0.100		0.100	0.100
	Petróleo 5 ml/100g	0.400			0.100		0.100		0.100	0.100
	Petróleo 10 ml/100g	0.400			0.900		0.100		0.100	0.100
3,- Ureasas	Testigo 0 ml/100g	0.005		0.003			0.006		0.006	0.004
	Petróleo 5 ml/100g	0.005		0.002			0.003		0.005	0.010
	Petróleo 10 ml/100g	0.005		0.002			0.002		0.005	0.009

DISCUSIÓN

Los resultados de variación de biomasa obtenidos para el mes de abril muestran un constante descenso en la cantidad de carbono microbiano disponible. Sin embargo, en la muestra con hidrocarburos se observa un descenso mucho más rápido, posiblemente debido a la toxicidad de la elevada dosis (25ml/100g). Los resultados muestran que a menores concentraciones de contaminante (5, 10 y 15ml/100g) se observa un descenso inicial, seguido de un incremento temporal.

El descenso inicial de la biomasa representa la muerte de los microorganismos que no son resistentes y/o degradadores de hidrocarburos, y el incremento posterior el crecimiento y desarrollo de la porción de la comunidad que es resistente y/o capaz de degradar los contaminantes. Existe un potencial nativo de biodegradación en los suelos (103 a 104 UFC/g de suelo) (Margesin y Schinner 2001; Mishra *et al.*, 2001; Koren 2003). La bioremediación con variaciones en la comunidad microbiana de suelo ha sido experimentada y se plantea que el factor principal limitante es la fuente de nitrógeno especialmente en forma de ácido úrico del proceso de biodegradación en sistemas abiertos⁷ así estos datos sugieren que este suelo es capaz de mesurable de degradación de hidrocarburos (Koren 2003; Madigan 1999; Mishra *et al.*, 2001; Runnalls y Macka, 2001). Esto concuerda con el principio de infalibilidad microbiana (Stapleton 1998). La naturaleza es compleja y no está regida por una sola vía bioquímica y depende de la biodisponibilidad del xenobiótico las bacterias juegan un papel protagónico en la bioremediación (Parrish, 1999; Koren 2003).

Muchos de los microorganismos bioremediadores de hidrocarburos nativos del suelo⁸, funcionan óptimamente a un pH ácido cercano a 5 y la tendencia en este ensayo experimental fue con un pH de este rango, corresponde con el crecimiento de la porción resistente y/o degradadora del consorcio microbiano. La mayoría de las especies capaces de degradar hidrocarburos no se desarrollan en condiciones de pH superiores a 6, por lo que se sugiere que estos grupos son predominantemente acidófilos (Stapleton, 1998).

Es importante iniciar estudios con otras enzimas activas en la degradación de hidrocarburos acíclicos e hidrocarburos aromáticos (Stapleton 1998; Gibson y Parales 2000).

Los resultados de la actividad enzimática de proteasas y ureasas (parámetros entre los cuales existe con gran correlación) correspondieron coincidentemente con el incremento de biomasa microbiana aumentando la población de microorganismos degradadores y regulando el pH, con lisis proteica y descenso de la actividad ureolítica (Parrish, 1999). El incremento de la lisis proteica puede ser causa del aprovechamiento de los microorganismos muertos a causa de la toxicidad de los hidrocarburos, papel importante en la cinética molecular de procesos de degradación y después de esta fase la actividad enzimática se reduce a niveles basales (Duarte y Ferreira 2000; Runnalls y Mackay, 2001).

La actividad de las enzimas ureasas presentan descenso en la época crítica de la biodegradación salvo la muestra control y quizá aumento de urea en el medio (Fontúrbel y Achá 2003; Forster 1995). La actividad enzimática de la sacarasa en este experimento no resultó un buen indicador para este caso. Esta experiencia manifiesta que los suelos estudiados tienen capacidad de bioremediación *in-situ*, como obtención de y aislamiento de microorganismos degradadores-positivo (Fontúrbel y Achá 2003; Moroz, 1999).

CONCLUSIONES

Los suelos de la subregión de la Chontalpa del estado de Tabasco de la República Mexicana tienen potencial bioremediador pues poseen consorcios microbianos capaces de biodegradar, hidrocarburos sobre todo cuando existe mayor humedad la biomasa, pH y la actividad enzimática son importantes indicadores de biodegradación y descontaminación de hidrocarburos, sin embargo prevalece la necesidad de estudiar la capacidad biodegradadora en tiempo record y así desarrollar tecnologías aplicadas al conocimiento de la actividad enzimática en conjunto de los consorcios microbiológicos con importancia principal en el respeto ambiental.

BIBLIOGRAFÍA

- Daniel W., 1996. Bioestadística: Base para el análisis de las ciencias de la salud. Editorial Limusa, México. : 832.
- Duarte C. & Ferreira S., 2000. Gasoline biodegradation in different soil microcosms. *Brazilian Journal of Microbiology*. 31: 45-49.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

- Fontúrbel F. & Achá D., 2003. Sinopsis de los estudios de bioremediación de petróleo realizándose en suelos del Lago Titikaka: una alternativa social y ambientalmente viable a los problemas de contaminación por hidrocarburos pp. 93-100. En: F. Fontúrbel & G. García (eds.). *Propuestas Para Un Desarrollo Sostenible: Lago Titikaka Por Estrategas* K. Publicaciones Integrales, La Paz.
- Forster J. 1995. *Organic carbon*. pp. 59-65. En: K. Alef & P. Nannipieri, 1995 (eds.). *Methods In Applied Soil Microbiology And Biochemistry*. Academic Press, Londres.
- Krebs C. 1985., *Ecología*. 2º edición. Harla, México DF. : 540-542.
- Madigan M., Martinko J. & Parker J., 1999. Brock: *Biología de los microorganismos*. 8º edición. Prentice Hall, Madrid. : 150-155, 405-408, 465, 523-524, 582-584, 698, 712-713, 774-777.
- Margesin R. & Schinner F., 2001. Bioremediation (natural attenuation and biostimulation) of diesel-oil-contaminated soil in an alpine glacier skiing area. *Applied and Environmental Microbiology*. 67 (7): 3127-3133.
- Miramontes-Flores *et al*., 1999. *Manual de Técnicas Selectas de Análisis Químicos y Físicos de Suelos Edafología*. Universidad Autónoma Metropolitana Mex.D.F. : 14-26
- Mishra S., Jyot J.,Kuhad R. & Lal B., 2001. Evaluation of inoculum addition to stimulate *in situ* bioremediation of oily-sludge-contaminated soil. *Applied and Environmental Microbiology*. 67 (4): 1675-1681.
- Moroz W.J., 1999. *Contaminación del aire*. pp. 492-565. En: J.G. Henry & G.W. Heinke (eds.). *Ingeniería Ambiental*. 2º edición. Prentice Hall Pearson.
- Parrish P., Clark J. & Prince R., 1999. Alaska Oil Spill Bioremediation Monitoring Program: An update. USEPA, NHEERL, Gulf Ecology Division, 1 Sabine Island Drive, Gulf Breeze, FL 32561. EPA.
- Pieper D. & Reineke W., 2000. Engineering bacteria for bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology*. 11: 262-270.
- Rittman B.E. & McCarty P.L. 2001. *Biología del medio ambiente: Principios y aplicaciones*. McGraw - Hill, Madrid.: 641-661.
- Runnalls O.J. & Mackay D., 2001. Crecimiento de la energía. pp. 49-84. En: J.G. Henry & G.W. Heinke (eds.). *Ingeniería Ambiental*. 2º edición. Prentice Hall Pearson, Mexico DF.
- Solano-Serena F., Marchal R.,Cararégola S., Vasnier C., Lebeault J.L. & Vandecasteele J.P. 2000. A Mycobacterium strain with extended capacities for degradation of gasoline hydrocarbons. *Applied and Environmental Microbiology*. 66(6): 2392-2399.
- Stapleton R., Savage D., Sayler G. & Stacey G. 1998. Biodegradation of aromatic hydrocarbons in a extremely acid environment. *Applied and Environmental Microbiology*. 64(11): 4180-4184.
- Varnam A. & Evans M. 2000. *Environmental microbiology*. ASM Press, Washington. : 99-100.

ESTUDIO DE CONTAMINACIÓN MICROBIANA DEL AGUA UTILIZADA EN LAS CLÍNICAS DENTALES

Perea-Cantero R.A., Sánchez-Ríos J.L., Rodríguez-Salazar R.B., Iniesta-Mejía C., Barrera-Jiménez I. UAM-Xochimilco

Palabras Clave agua, clínicas dentales, bacterias patógenas

El control de agentes microbianos ha sido analizado en diferentes áreas en detalle, sin embargo existe la exposición de pacientes y equipo de trabajo ante microbios presentes en el agua de las clínicas dentales. El objetivo de este estudio fue identificar en el agua de 12 clínicas dentales de la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco la presencia de microorganismos de interés clínico y flora bacteriana acompañante. El aislamiento incluyó: preenriquecimiento selectivo, aislamiento en medios selectivos y diferenciales, identificación bioquímica por método api20E y caracterización serológica. La flora aislada con mayor frecuencia correspondió a los géneros *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Bacteroides*, *Lactobacillus*, *Legionella*, *Moraxella*, *Micrococcus*, *Methylobacterium*, con un promedio de 30 ufc/mL de bacterias. La mayoría de los microbios detectados son de baja patogenicidad y provocan infecciones dañinas sólo bajo condiciones especiales. Con frecuencia creemos que el agua tiene un bajo valor nutricional, sin embargo, el agua potable contiene bajas concentraciones de materiales inorgánicos y orgánicos que sirven como una fuente de nutrientes para los microbios. De hecho, la biocapa en los conductos acuáticos funciona como un gran mecanismo mediante el cual la bacteria puede obtener acceso continuo a los bajos niveles de nutrientes en un flujo de agua que nunca termina. En los hospitales y clínicas dentales existe preocupación respecto a la calidad del agua.

INTRODUCCIÓN

En el consultorio dental, la calidad del agua de la unidad dental es de considerable importancia debido a que el paciente, odontólogo y asistente dental están expuestos al

agua y aerosoles generados de las mangueras de las clínicas dentales (por inhalación), así también hay que considerar las salpicaduras en la boca del paciente. Esto es importante, debido a que el agua en estas mangueras tiene la capacidad de formar biofilms combinado con la generación de aerosoles potencialmente contaminados. Estos biofilms juegan un rol importante en la contaminación microbiana de sistemas de agua, algunas bacterias pueden estar presente colonizando las mangueras de clínicas dentales siendo su presencia un problema universal y un punto débil en el control de infección en la práctica dental ya que fácilmente pueden ser contaminadas por el paciente o impurezas del agua (De Oliveira, *et al* 2008; Tambekar *et al*, 2007; Bednarsh, 1997). Estudios recientes (CFDC, 2003; ADA, 1996; OPS. 1994) sobre el agua en las clínicas dentales de los Estados Unidos ha revelado que el 72% de 150 clínicas en 54 lugares de Washington, Oregón y California contenían elevados niveles de bacterias con promedios de 49 700 ufc en los conductos de las jeringuillas de aire/agua y de 72 500 ufc/mL en los conductos de los instrumentos manuales (OPS, 1994; FDA, 1992). La contaminación microbiana del agua en las clínicas dentales⁸ no sólo se ha reportado en los EE.UU, sino también a nivel mundial con numerosos informes de Alemania, Gran Bretaña, Austria, Dinamarca, Nueva Zelanda y Canadá (AAMI, 1992; USP, 1997). También la concentración de microbios en estos lugares parece ser más elevada que en los de agua potable. Se ha probado (Castellanos y Puig, 1995; Oliveira *et al.*, 2008; Gab *et al*, 2007) que *P. aeruginosa* fue responsable de infecciones en pacientes inmuno comprometidos tratados en clínicas dentales que portaban estos organismos y De Oliviera y colaboradores (2008) han presentado evidencia de que la exposición a fragmentos de biofilm dispersado por aerosoles (Blanc, *et al.*, 2004; Arráiz 2001) puede constituir un serio daño al sistema pulmonar; *P. aeruginosa* fue encontrada en 24% de las mangueras analizadas.

OBJETIVO

Identificar en el agua de 12 clínicas dentales de la Universidad Autónoma Metropolitana- Xochimilco la presencia de microorganismos de interés clínico y flora bacteriana acompañante

METODOLOGÍA

Se colectaron muestras de agua de 12 clínicas dentales, 10 de las cuales eran clínicas docentes, principalmente de odontología general, periodoncia. Las muestras

BIOMARCADORES

de agua provenían de la salida de la jeringa triple (aire/agua), pieza de mano de alta velocidad y del filtro de la escupidera al inicio del día (sin uso), después de dos minutos de funcionamiento y al medio día. Tres diferentes pruebas fueron dispuestas: presuntivas, confirmativas y complementarias. (figura 1) como prueba cuantitativa se aplicó la técnica de Conteo en Placa Estándar, en botellas medio agar extracto de glucosa triptonada (TGEA) se incubaron muestras de 1 ml de agua problema a 45°C; cada muestra se trabajó 25 ensayos con 2 diluciones de 1:100 y 1:100 después se distribuyeron alícuotas de estas pruebas en 6 cajas de petri con

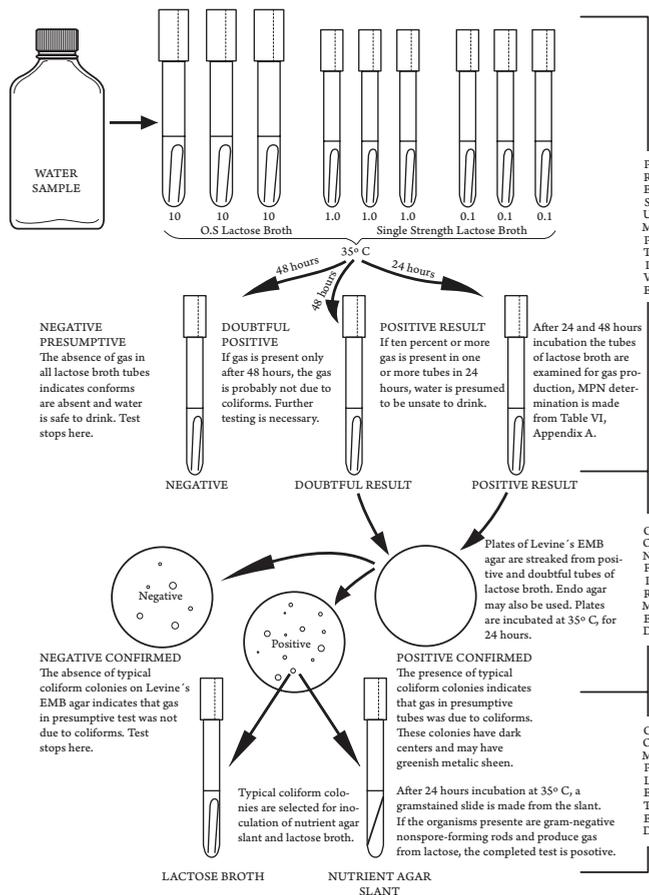


Figura 1. Análisis bacteriológicos del agua.

CONTRIBUCIONES AL CONOCIMIENTO DE LA ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL EN MÉXICO

2 reparticiones por cada uno de 1:100, 1:1000 y 1:10,000 dilución cada placa fue incubada en medio TGEA a 35°C por 24 horas y se seleccionaron el par de placas que presentaron crecimiento de 30 a 300 colonias. Para detección confirmatoria de los coliformes en agua se utilizó el método de filtración por membrana reconocido por United States Public Health Service. Discos de 150 micrómetros y poros de 0.45 micrómetros con 80% de eficiencia, bacterias con 0.47 micrómetros no pueden pasar a través de este. El aislamiento incluyó: preenriquecimiento selectivo, aislamiento en medios selectivos y diferenciales, confirmación de identificación bioquímica por método api20E y caracterización serológica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las bacterias aisladas en este trabajo se encuentran regularmente en el agua como en las cavidades bucales humanas, y han sido aisladas en el agua de las clínicas dentales de la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, lo que indica que el agua de la comunidad donde se encuentran y la cavidad bucal de los pacientes son fuentes de estos (tabla 1). La mayoría de los microbios detectados son de una muy baja patogenicidad o son patógenos oportunistas que provocan dañinas infecciones sólo bajo condiciones especiales o en las personas inmunocomprometidas.

Tabla No 1 Bacterias aisladas en Clínicas Dentales

Bacteria	Fuente probable	Patogenicidad	ufc/mL
Acinetobacter sp.	agua	oportunista	≤ 30
Bacillus sp.	agua	baja	< 30
Bacillus subtillis	agua	baja	< 30
Bacteroides sp.	boca	baja	47
Lactobacillus sp.	boca	baja	68
Legionella pneumophila	agua	oportunista	< 30
Legionella sp.	agua	baja	< 30
Methylobacterium mesophilica	agua	baja	54
Micrococcus luteus	agua	baja	42
Moraxella sp.	agua	baja	< 30
Pseudomonas aeruginosa	agua	oportunista	≤ 30
Pseudomonas sp.	agua	oportunista	< 30

La *Pseudomonas aeruginosa* y *Pseudomonas* . *sp.* son habitantes comunes del suelo y de las aguas naturales, pueden sobrevivir e incluso, multiplicarse en el agua de muy bajo contenido de nutrientes, tales como el agua destilada (Blanc, *et al.*, 2004; Skindersoe *et al.*, , 2008). De esta forma, no es inusual encontrar especies de Pseudomonas en casi todos los abastecimientos de agua doméstica, los tanques de almacenamiento o los conductos de drenaje. *P. aeruginosa* (De Kievit, *et al.*, 2001) generalmente es oportunista en la ocurrencia de infecciones en las vías urinarias, las infecciones de heridas, la neumonía y la septicemia en los pacientes quemados, tiene un grado más elevado de resistencia que muchas bacterias ante los desinfectantes y los antibióticos. El único informe científico que ha confirmado directamente la presencia de un microbio en el agua de las clínicas dentales fue el que aplicó a la *Pseudomonas* (Skindersoe *et al.*, 2008). El informe procedente de Gran Bretaña ratificó (Blanc, *et al.*, 2004) a la *P. aeruginosa* como la causa de las infecciones orales en 2 pacientes dentales comprometidos medicamente.

La *Legionella pneumophila* y otras especies, son bacterias de Gram-negativo y que naturalmente están presentes en el agua y podrían adquirir alguna protección en contra del cloro en el agua doméstica debido a que pueden existir dentro de determinadas amibas que viven libremente y que también están presentes. La *L. pneumophila* es el agente que provoca un tipo de neumonía denominada enfermedad de *Legionnaires*. Por lo general, la bacteria se transmite mediante la inhalación de aerosoles o posiblemente la aspiración de agua contaminada. *L. pneumophila* es el principal patógeno en este género, existen otras 30 especies de *Legionella* que podrían provocar entre el 20 y el 30 % de todas las infecciones y ha sido detectada a niveles por encima de los 100 ufc/mL, en ningún tiempo se detectó la *L. pneumophila* en concentraciones por encima de los 1 000 ufc/mL

La *Acinetobacter*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus sp.*, *Methylobacterium mesophilica* *Micrococcus luteus*, *Moraxella sp.* (tabla 1) son todas bacterias Gram-negativo y patógenos oportunistas que podrían causar infecciones dañinas en personas comprometidas. No existe una documentación específica acerca de que estas bacterias de agua en las clínicas dentales hayan provocado infecciones en los pacientes o en los miembros del equipo de trabajo. Las bacterias orales *Bacteroides*, *Lactobacillus*, aparecen implicadas en las causas de las caries dentales o las enfermedades periodontales y tienen patogenicidad oportunista. La Norma Oficial Mexicana Nom-127-SSA1-1994: "Salud Ambiental, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de

calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”, permite para el agua potable 2 UFC/100ml totales

CONCLUSIONES

Con frecuencia creemos que el agua potable tiene un bajo valor nutricional, sin embargo, contiene bajas concentraciones de materiales inorgánicos y orgánicos que sirven como una fuente de nutrientes para los microbios. De hecho, la biocapa en los conductos acuáticos funciona como un gran mecanismo mediante el cual la bacteria puede obtener acceso continuo a los bajos niveles de nutrientes en un flujo de agua que nunca termina (De Kievit, *et al.*, 2001).

Aunque la fuente de microbios que provocan bajos niveles de enfermedades infecciosas en la comunidad no siempre se identifican, con seguridad no existe ninguna prueba de cualquier problema de salud pública propagado a partir de la exposición al agua de las clínicas dentales. Sin embargo, las metas para la prevención de las enfermedades infecciosas son eliminar o reducir la exposición ante los microbios y desarrollar enfoques o proyectos de inmunización, los cuales evitarían que se desarrollen las enfermedades si tiene lugar la exposición.

Debido a que las enfermedades infecciosas podrían ocurrir cuando los seres humanos y los microbios entran en contacto, todos los encargados de brindar la atención a la salud tienen la responsabilidad de reducir este posible contacto particularmente cuando éste podría tener lugar entre pacientes y microbios en una instalación para la salud. De esta forma, el mejoramiento de la calidad del agua en las clínicas dentales, según estén disponibles los medios, es una parte natural para el mantenimiento de la alta calidad en la atención al paciente y la protección del equipo de trabajo.

Una investigación ha demostrado que 6 minutos de limpieza de una jeringuilla de aire/agua redujo los conteos de 188,600 hasta 6,018 ufc de bacterias por ml (Popat *et al.*, 2008).

Por otra parte el uso de haz de láser y químicos o ultrasónicos que podrían eliminar la biocapa de los conductos acuáticos y entonces establecer un procedimiento que

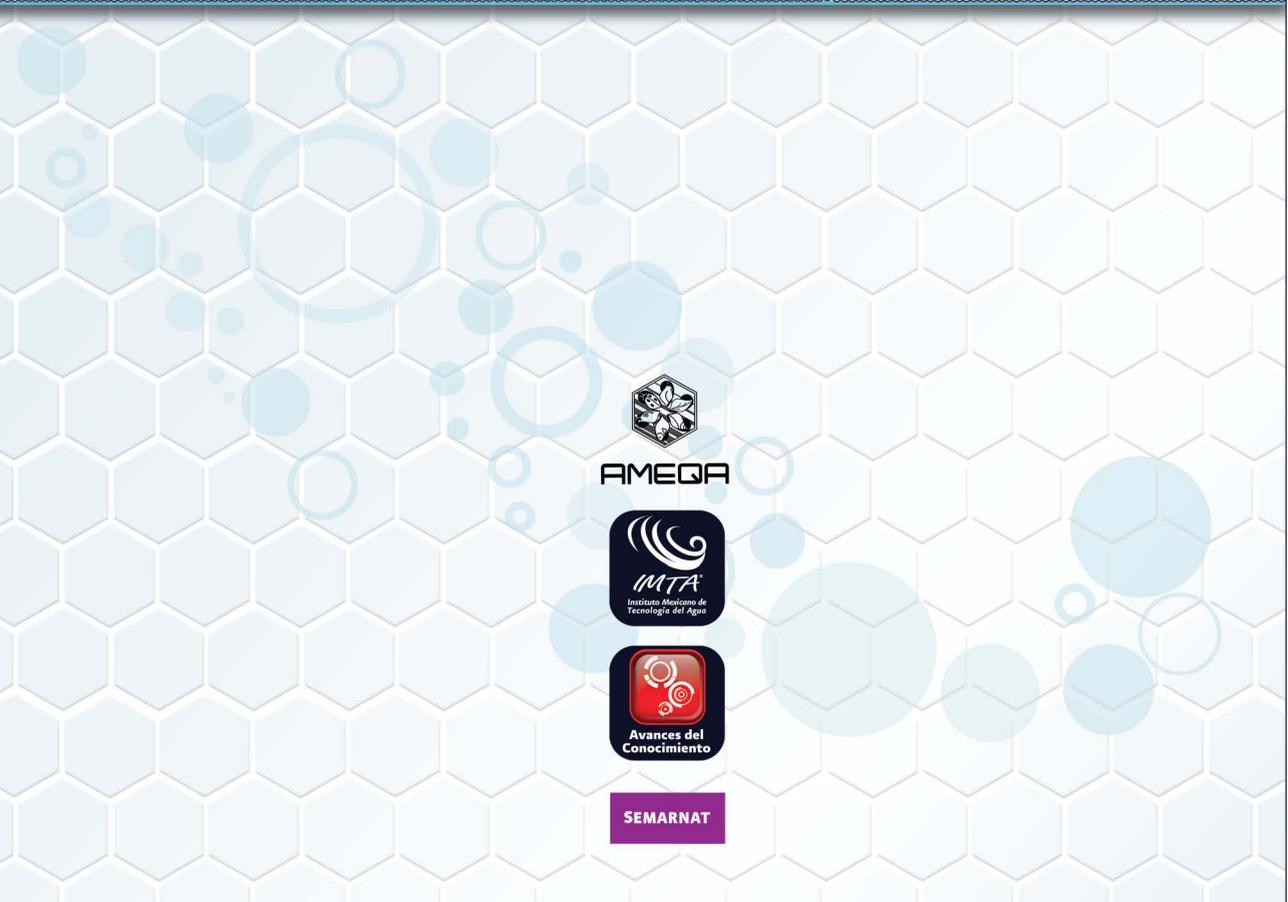
evite su reformación y la limpieza periódica de los conductos con vapor o agua caliente. En los hospitales (Tambekar *et al.*, 2007) existe preocupación respecto a la calidad del agua, debido a los casos nosocomiales de la enfermedad de *Legionnaires* (Bednarsh *et al.*, 1997). Sus enfoques para eliminar los patógenos en los suministros de agua, con diferentes grados de éxito, han incluido una muy cuidadosa cloración del agua, la radiación UV, la ionización metal por medio de electrodos de plata, la inactivación de vapor y la ozonización.

BIBLIOGRAFÍA

- American Dental Association (ADA), 1996. Infection control recommendations for the dental office and the dental laboratory. *J Am Dent Assoc* 127:672-680.
- Association for the Advancement of Medical Instrumentation (AAMI), 1992. Table-top dry heat (heated air) sterilization and sterility assurance in dental and medical dental facilities. ANSI/AAMI ST40-1992. Arlington, VA:AAMI, American National Standard.
- Arráiz N, 2001. "Quórum sensing" y virulencia en *Pseudomonas aeruginosa* (revisión) 29(1): 97-118.
- Blanc D, Nahimana I, Petignat C, Wenger A, Bille J, Francioli P, 2004. Faucets as reservoir of endemic *Pseudomonas aeruginosa* colonization / Infections in intensive care units. *Intensive Care Med.* 30:1964-68.
- Bednarsh H, Eklund K, Mills S., 1997. Dental Unit Waterlines: Check your Dental Unit Water IQ : [5 páginas]. Obtenido de: URRL: <http://www.osap.org/displaycommon.cfm?an=1&subarticlenbr=34>
- Castellanos J.L & Puig L Rev AD.M, 1995. *Estomatología y Periodoncia del Centro*. León,Gto. 1 (52) ene-feb: 17-21
- Centers for Disease Control and Prevention (CDCP), 1993. Recommended infection control practices for dentistry, 1993. *MMWR* 42:8:4.
- Center for disease control and prevention (CDCP), 2003. Guidelines for Infection Control in Dental Health-Care Settings.
- De Kievit T, Gillis R, Marx S, Brown C y Iglewski B, 2001. Quorum sensing genes in *Pseudomonas aeruginosa* Biofilms: Their Role and Expression Patterns. *Appl and Env Microbiology* 67(4): 1865-1873.
- De Oliveira A, Paris R, Stella Ariel, Rigobelo E, Marin J, De Ávila F., 2008. Isolation of *Pseudomonas aeruginosa* Strains from dental office environments and units in Barretos, state of Sao Paulo, Brazil, and analysis of their susceptibility to antimicrobial drugs. *Br J of Microb.* 39:579 - 84.
- FDA, 1992. Office of Device Evaluation, Division of General and Restorative Devices, Infection Control Devices Branch. Guidance on the content and format of premarket

- notification [510 (k)] submissions for liquid chemical germicides. Rockville, MD: FDA, January 31:49.
- Gad G, El-Domany R, Zaki S, Ashour H, 2007. Characterization of *P. aeruginosa* isolated from clinical and environmental samples in Minia, Egypt: prevalence, antibiogram and resistance mechanisms. *J of Antim Agents and Chem.* 60:1010-17.
- Garner J.S, Favero M.S, 1985. Guideline for handwashing and hospital environmental control, 1985. Atlanta: CDC, publication No. 99-1117.,
- Oliveira A, Paris R, Stella Ariel, Rigobelo E, Marin J, De Ávila F, 2008. Isolation of *Pseudomonas aeruginosa* Strains from dental office environments and units in Barretos, state of Sao Paulo, Brazil, and analysis of their susceptibility to antimicrobial drugs. *Br J of Microb.* 39:579-84.
- Organización Panamericana de la Salud (OPS), 1994. Manual de bioseguridad en la práctica odontoestomatológica. Copia de la biblioteca de la OPS, Lima.
- Skindersoe M, Alhede M, Phipps R, Yang L, Jensen, 2008. Effects of antibiotics on quorum sensing in *P. aeruginosa*. *Ant Agents and Chem.* 52(10):3648-63.
- Tambekar D, Gulhane P, Goyal K, Gulhane S., 2007. Prevalence of *Pseudomonas aeruginosa* in dental Unit Water-lines. *Res J of Microbiol.* 2(12): 983-987.
- United States Pharmacopeial Convention, USP, 1997. Water Monograph, USP Sterile water for irrigation, in USP 24, NF 19.
- Popat R, Cruz A y Diggle S, 2008. The social behaviors of bacterial pathogens. *British Medical Bulletin.* 87(1): 63-75.
- Tambekar D, Gulhane P, Goyal K, Gulhane S., 2007. Prevalence of *Pseudomonas aeruginosa* in dental Unit Water-lines. *Res J of Microbiol.* 2(12): 983-7.

El libro *Contribuciones al conocimiento de la ecotoxicología y química ambiental en México*, se terminó de imprimir en diciembre de 2012 en los talleres de Iconographic. Av. Cuauhtémoc No. 187 B. Col. Roma. México D. F. Tel. El número de tiraje es de 500 ejemplares.



AMEQA



SEMARNAT