

Tendencias de Investigación en Limnología Tropical: Perspectivas Universitarias en Latinoamérica

Javier Alcocer, Martín Merino-Ibarra y Elva Escobar-Briones
Editores





Portada: Cascadas de Agua Azul, Chiapas
Autor: Circe Guadalupe González Contreras
Ganadora del 1er lugar en el Concurso de Fotografía Científica organizado en el
VI Congreso Nacional de Limnología



TENDENCIAS DE INVESTIGACIÓN EN
LIMNOLOGÍA TROPICAL:
PERSPECTIVAS UNIVERSITARIAS EN
LATINOAMÉRICA

JAVIER ALCOCER, MARTÍN MERINO-IBARRA Y ELVA ESCOBAR-BRIONES

EDITORES

ASOCIACIÓN MEXICANA DE LIMNOLOGÍA, A.C.

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM

CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA

CIUDAD UNIVERSITARIA, MÉXICO

2015



Forma correcta de citar:

Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, E. Escobar-Briones. (Editores). 2015. *Tendencias de investigación en Limnología tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica*. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México. ISBN 978-607-02-7199-1.

Alcocer Durand, Javier, editor:

Merino-Ibarra, Martín, editor:

Escobar-Briones, Elva, editor:

Tendencias de investigación en Limnología tropical: perspectivas universitarias en Latinoamérica / Javier Alcocer Durand, Martín Merino Ibarra, Elva Escobar Briones. – Primera edición. – México: Asociación Mexicana de Limnología, A.C.; Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología; Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, 2015

482 páginas: ilustraciones; 21.59cm x 27.94 cm
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM
A.P. 70-305 Ciudad Universitaria
Código Postal 04510
Distrito Federal, MÉXICO
<http://www.icmyl.unam.mx>
ISBN 978-607-02-7199-1



PREFACE

Our scientific understanding of inland waters is strongly biased toward temperate latitudes, where limnology and related disciplines developed earliest and where the population density of researchers interested in these environments still is higher than anywhere else. Even so, it is clear that the scientific study of inland waters has grown and diversified at many locations within the tropics, and especially so in Latin America. Growth in research capability relevant to inland waters has three motivations.

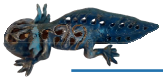
First, economic and demographic growth in tropical countries has created a rapidly increasing need for management of water resources, which can be conducted wisely only through knowledge of aquatic ecosystems along with their physical, chemical, and biological characteristics. Second, as has been true in all nations, economic and demographic development have in some cases impaired aquatic ecosystems, which has created strong motivation for diagnosing causes of degradation and creating appropriate measures for mitigation. Finally, researchers particularly in Universities seek to participate actively in basic research that supports understanding of inland waters, and to demonstrate that inland waters of the tropics are similar to or different from the more familiar aquatic environments of higher latitudes.

This edited volume of research articles is drawn from a wide variety of studies on aquatic environments in Mexico, Columbia, and Brazil; it is drawn from the great diversity of presentations that were made at the VI Congreso Nacional de Limnología sponsored by UNAM in 2014. The papers illustrate the broad ranging capability of research faculties at universities in Latin America.

The research spans the full range of ecosystem types, including both flowing waters and lakes as well as nutrient regimes ranging from oligotrophic to eutrophic. Subjects for research are physical, chemical, and biological, thus presenting all of the elements for well-rounded understanding of ecosystem functions or practical problems affecting aquatic ecosystems. Both research professionals and students have contributed to the research, thus indicating a healthy pipeline of expertise that will carry research competence forward into the future.

We can value this volume as a reflection of something that did not exist as recently as 50 years ago, i.e., a productive intellectual community of university researchers who are capable of producing new information of interest to the society around them as well as the international community of researchers, and who can train the essential workforce of experts on inland waters for the benefit of society. I commend the editors on an excellent job of organizing and presenting the individual articles and making them available to the international audience.

William M. Lewis, Jr.
Boulder, Colorado, USA
September 9, 2015





PRÓLOGO

El uso sostenible del agua y sus recursos demanda un mejor entendimiento y manejo de los recursos acuáticos del que hasta hoy en día se ha venido haciendo. Sin embargo, integrar con precisión conocimientos acerca de la distribución, drenaje y suministro de agua no es tarea sencilla, debido a que la información colectada por las autoridades federales, estatales y locales encargadas del manejo y planeación del agua, rara vez se encuentra disponible, y la que sí lo está, comúnmente no ha sido recolectada o analizada por la comunidad científica experta en aguas epicontinentales y a menudo presenta inconsistencias.

Esta situación es de particular importancia para la región tropical donde se ubican la gran mayoría de los países del en vías de desarrollo y que presentan ya hoy en día grandes y graves problemas de abastecimiento y calidad del recurso acuático. Aunado a lo anterior, la Limnología no se ha desarrollado en la región tropical al nivel que lo ha hecho en la zona templada, donde se ubican los países desarrollados. Sin embargo, la Limnología tropical no puede ser entendida cabalmente aplicando los mismos principios que rigen a los cuerpos acuáticos templados, por lo que se requiere desarrollar un bagaje de conocimientos relativos a su particular estructura y función. El conocimiento de la Limnología tropical se ha generado principalmente a partir de la segunda mitad del siglo veinte, a diferencia de la Limnología de zonas templadas, cuyo origen se remonta a hace más de un siglo y a partir de la que se han generado prácticamente todos los paradigmas científicos relacionados con el entendimiento de las aguas epicontinentales.

Para la región tropical de América, los primeros estudios se remontan a la primera mitad de los 1900's, con algunas expediciones limnológicas como la "*Peruvian-Amazon Limnological Expedition*" y la "*Cambridge expedition to British Guiana*". H. Sioli, quien fuera director del Max Planck Institute for Limnology, estudió el Amazonas brasileño durante 19 años. Otros estudios más puntuales fueron llevados a cabo por limnólogos como, por ejemplo, C. Juday, G.S. Carter y L.C. Beadle. Hay que mencionar en particular a E.S. Deevey Jr., quien publicó "*Limnological studies in Middle America, with a chapter on Aztec limnology*" (1957), en el cual se reúne gran parte del conocimiento limnológico de México y Centroamérica existente hasta ese momento.

A pesar de que actualmente se ha acumulado ya una cantidad considerable de literatura sobre cuerpos acuáticos tropicales en América, ésta es aún fragmentaria e imprecisa, por lo que poco se ha avanzado hacia lograr un conocimiento sintético. Con la idea de aportar una visión desde México y otros países de Latinoamérica en la generación de una visión amplia sobre la Limnología

tropical en Latinoamérica, la Asociación Mexicana de Limnología A.C. (AMLAC) y el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, apoyados por la Facultad de Ciencias y la FES Iztacala, de la UNAM, organizaron del 11 al 14 de noviembre del 2014 el *VI Congreso Nacional de Limnología*, con sede en Ciudad Universitaria, UNAM, en la Ciudad de México. En esta ocasión, esta reunión periódica organizada por la AMLAC experimentó un crecimiento notorio, tanto cuantitativa como cualitativamente. El número de participantes rebasó ampliamente los 300, y cualitativamente el crecimiento fue aún mayor, debido a la gran calidad y diversidad de las contribuciones, que alcanzaron una dimensión internacional, tanto por los ponentes invitados como por la amplia participación latinoamericana.

La presente publicación reúne una selección de los trabajos presentados durante el congreso, que incluye cuarenta y dos contribuciones procedentes de México, Colombia y Brasil, con el objeto de compilar las actuales "*Tendencias de Investigación en Limnología Tropical: Perspectivas Universitarias en Latinoamérica*".

Estos trabajos constituyen una muestra, esperamos que representativa, de las principales tendencias de investigación que se llevan a cabo en el ámbito universitario latinoamericano, en el campo de la Limnología Tropical. Las temáticas atendidas en estos trabajos incluyen aspectos de Limnología descriptiva, aplicada, experimental, con enfoque de cuenca, así como temas novedosos no considerados comúnmente en la disciplina. Hemos englobado estas contribuciones en siete grandes secciones, que representan los principales campos en que se está trabajando en la región: Variabilidad hidrológica en ríos y reservorios; Calidad del agua: métodos, indicadores y fuentes potenciales de contaminación; Metabolismo lacustre, dinámica comunitaria y manejo de ríos y lagos; Biodiversidad acuática; Ecología de invertebrados acuáticos; Limnología urbana; y Limnoarqueología. Esperamos que la publicación de este volumen sirva para dar un nuevo impulso a la Limnología tropical americana y para guiar la coordinación de los esfuerzos regionales a futuro.

Hemos engalanado este volumen con algunas de las más hermosas fotografías con las que los asistentes al congreso también contribuyeron, al presentarlas al Concurso de Fotografía Científica, organizado como parte de las actividades asociadas al *VI Congreso Nacional de Limnología*. Aspiramos a que estas imágenes, además de hacer más amable la lectura de este volumen, nos ayuden a fortalecer el imaginario visual colectivo de nuestros sistemas acuáticos tropicales. Adicionalmente, se incluyen algunos de los diseños que resultaron reconocidos en el



“Concurso para el Diseño del Logotipo que representara al *VI Congreso Nacional de Limnología*”. Extendemos nuestro agradecimiento a todos los concursantes y premiados por permitirnos incluir sus fotografías y logotipos en la presente publicación.

Finalmente queremos asimismo expresar nuestra gratitud a los autores y a todos los que directa o indirectamente contribuyeron a este esfuerzo, particularmente a los Drs. Fernando González Farías, Martín López Hernández y Javier Carmona Jiménez, quienes junto con los editores del presente volumen, conformaron el Comité Organizador del VI Congreso Nacional de Limnología. Agradecemos ampliamente el interés y patrocinio del CONACYT y la Fundación FEMSA para la publicación de esta obra.

Javier Alcocer, Martín Merino-Ibarra y Elva Escobar-Briones
Editores



Los artículos se publican bajo la responsabilidad exclusiva de sus autores y no son más que la expresión de las opiniones de estos.

Los errores y las omisiones son de exclusiva responsabilidad de los autores de cada documento.

Los derechos de autor sobre las fotografías publicadas en este libro y que ilustran la portada, contraportada y capítulos son propiedad de la Asociación Mexicana de Limnología, A.C.



La Asociación Mexicana de Limnología, A. C. (AMLAC) y el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICML) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) agradecen a:



Por su patrocinio para llevar a cabo el VI Congreso de Limnología, que se realizó en la Ciudad Universitaria, México, D. F. del 11 al 14 de noviembre de 2014.

Maquetado: M. en C. Adriana Gaytán-Caballero



Primera edición: 01 diciembre de 2015

ISBN 978-607-02-7199-1

“Prohibida la reproducción total o parcial por cualquier medio sin la autorización escrita del titular de los derechos patrimoniales”.

Impreso y hecho en México



CONTENIDO

PREFACIO iii

PRÓLOGO v

CAPÍTULO 1:

Variabilidad hidrológica en ríos y reservorios

- 1.1 Efectos de la variabilidad hidrológica sobre las asociaciones ficoperifíticas en ríos torrenciales de piedemonte andino.
Ríos-Pulgarín María I., Barletta Mario, Gil-Guarín Isabel C., Mancera-Rodríguez Nestor 1
- 1.2 Limnological analysis of the water reservoir and effluent of the Carlos Eduardo Matiazze fish farm, Presidente Medici, RO, Brazil
Mendes Silva Shadai, Maria Clelia Silva Rodrigues, Rute Bianchini Pontuschka, Valério Magalhães Lopes y Márcia Alessandra Azevedo Paes 13
- 1.3 Variabilidad hidrológica, fisicoquímica y de nutrientes en el Río González, Tabasco, durante sequías de los años 1990, 1995, 2000, 2005 y 2010
López-Hernández M., Ramos-Espinosa M. Guadalupe, Alberto-Magaña M., González-Farías Fernando A. y Gómez-Ponce M. A. 21
- 1.4 Coeficiente de difusión térmica en un lago monomíctico cálido tropical
Salas de León David Alberto, Alcocer Javier, Ardiles-Gloria Vilma y Quiroz-Martínez Benjamín 33
- 1.5 Variabilidad de la mezcla vertical y el flujo de nutrientes asociado en un embalse estratificado, Valle de Bravo, México
Ramírez-Zierold Jorge, Merino-Ibarra Martín, Castillo-Sandoval F. Sergio, Monroy-Ríos Emiliano, López-Gómez Luz M., Quintanilla-Terminel José G., Valdespino-Castillo Patricia M., Jiménez-Contreras Jorge, Valeriano-Riveros María E. y Vilaclara-Fatjó Gloria 39

CAPÍTULO 2:

Calidad del agua: Métodos, indicadores y fuentes potenciales de contaminación

- 2.1 Impacto de las actividades agropecuarias en el régimen hidrológico y calidad del agua de la cuenca del río Tecolutla, Veracruz
Osuna-Osuna Ana K., White Joseph D., de Anda-Sánchez José, Díaz-Torres José, Dávalos-Lind Laura y Dávila-Vázquez Gustavo 57

2.2	Análisis de sensibilidad e incertidumbre en la modelación de la calidad del agua de la presa de Aguamilpa <i>Rangel-Peraza Jesús G., de Anda-Sánchez José y González-Farías Fernando A.</i>	67
2.3	Calidad de agua en afluentes y plantas de tratamiento con bioensayos bacterianos y variables fisicoquímicas, subcuenca del lago de Chapala <i>Zambrano Jiménez Jennifer Anahí, Velarde Bonilla Gabriela, Dávalos-Lind Laura y Lind Owen</i>	79
2.4	<i>Brucella</i> spp. como contaminante potencial en el agua de los axalapazcos de Puebla, México <i>Cruz-Aviña Ricardo, Castañeda-Roldán E. y Macek M.</i>	89
2.5	Evaluation of wastewater treatment of municipal and industrial sewage using microalgae like indicators <i>Cuéllar-Bermúdez Sara P., García-Pérez Jonathan, Alemán-Nava Gibran S., Rittmann Bruce E., Rodríguez-Rosales María D.J., Romero-Ogawa Miguel A., Mahlknecht Jürgen y Parra-Saldívar Roberto</i>	99
2.6	Concentración y distribución vertical de la clorofila-a fitoplanctónica en los lagos de Montebello, Chiapas <i>Vera-Franco Maya N., Hernández-Victoria Patricia P., Alcocer Javier, Ardiles-Gloria Vilma y Oseguera Luis A.</i>	107
2.7	Amibas de vida libre y potencialmente patógenas de ríos de la Cuenca de México <i>Andrade Miguel A., Carrasco Ma. Maricela, Ortíz Ricardo, Ibarra Ma. Rocío, Carmona Javier y Bonilla Patricia</i>	115
2.8	Patrones de bioacumulación de Cd, Cu, Se y Zn en tejidos de bagre cultivado en el lago de Chapala, México <i>Gradilla Misael S., Alvarado Claudia, de Anda Sánchez José y Herrera Enrique</i>	123

SECCIÓN 3:

Metabolismo lacustre, dinámica comunitaria y manejo de ríos y lagos

3.1	Dinámica limnológica estacional e interanual de dos lagos tropicales de alta montaña en el centro de México <i>Ibarra Diana, Alcocer Javier, Oseguera Luis A. y Merino-Ibarra Martín</i>	135
3.2	Dinámica fitoplanctónica del río La Antigua, Veracruz, México <i>Ramírez-García Pedro, Gaytán-Herrera Martha L., Cuna-Pérez Estela y Martínez-Bonilla Francisco J.</i>	145
3.3	Dinámica metabólica del periliton de ríos de la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, México <i>Ramírez-Babativa Daniel, Vázquez Gabriela, Ramírez Alonso y Caballero Margarita</i>	155



- 3.4 Evaluación de las diferencias de los flujos de carbono particulado en la zona pelágica de un lago tropical profundo
Pascoe-Orrala Tania, Alcocer Javier y Oseguera Luis A. 165
- 3.5 Evaluación de un lago tropical como fuente o sumidero de CO₂ a la atmósfera (Alchichica, Puebla, México)
Guzmán-Arias Andrea, Alcocer Javier, Ramírez-Zierold Jorge, Merino-Ibarra Martín, Oseguera Luis A. y García-Oliva Felipe 171
- 3.6 Flujos verticales de fitoplancton en un lago oligotrófico tropical: Alchichica, Puebla, México
Alcocer Javier, Vilaclara-Fatjó Gloria, Ardiles-Gloria Vilma, Velasco-Bazán Lilia y Oseguera Luis A. 177

SECCIÓN 4:

Biodiversidad acuática

- 4.1 Diversidad genética de fosfatasas alcalinas para la remineralización de fósforo orgánico disuelto en comunidades microbianas de un lago sódico
Valdespino-Castillo Patricia M., Alcántara-Hernández Rocío J., Alcocer Javier, Macek Miroslav, Merino-Ibarra Martín, Oseguera Luis A., Castillo-Sandoval F. Sergio, Cruz Antonio, Gaona Osiris y Falcón Luisa I. 191
- 4.2 Fitoplancton de los sistemas fluvio-deltáicos Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México
Muciño-Márquez Rocío Elizabeth, Figueroa-Torres María Guadalupe y Aguirre-León Arturo 203
- 4.3 Pastoreo del zooplancton dulceacuícola sobre grupos funcionales de fitoplancton basados en morfología
Colina Maite, Calliari Danilo, Carballo Carmela y Kruk Carla 219
- 4.4 Estudio preliminar de la comunidad bentónica de los Lagos de Montebello, Chiapas, México
Guadarrama-Hernández Sandra, Alcocer Javier, Ardiles-Gloria Vilma, Gaytán-Caballero Adriana, Escobar Elva y Oseguera Luis A. 223
- 4.5 Densidad y biomasa bacteriana en los sedimentos profundos del lago Alchichica, Puebla
Álvarez-Sánchez León F., Escobar Elva, Macek Miroslav y Alcocer Javier 231
- 4.6 Variabilidad temporal-espacial de las microalgas bentónicas asociados al ecosistema estuarino “El Riño” (Riohacha, La Guajira colombiana)
Molina-Bolívar Geomar Enrique 241
- 4.7 Ecología del zoobentos de la presa Xhimojay, Estado de México, México
Rodríguez-Varela Asela del Carmen, Cruz-Gómez Adolfo, Fonseca-Romero Mitzi A. y Grimaldo-Bahena Ana L. 253

- 4.8 Distribución de los macroinvertebrados bentónicos en el ecosistema estuarino “El Riño”, Riohacha - La Guajira colombiana
Molina-Bolívar Geomar Enrique 269
- 4.9 Distribución espacial y temporal de la entomofauna acuática en la cuenca del Papaloapan
Juárez-Flores Juan, Barba-Macías Everardo y Miranda-Vidal José F. 279
- 4.10 Ecología de los peces de la presa Xhimohay, Estado de México, México
Rodríguez-Varela Asela del Carmen, Cruz-Gómez Adolfo, Hernández-Pérez Karen, Palacios-Navarro Luis R. 289

SECCIÓN 5:

Ecología de invertebrados acuáticos

- 5.1 Respuesta funcional y preferencia alimentaria del copépodo *Microcyclops rubellus* bajo diferentes tipos y densidades de presas
Cruz-Escalante Leticia E., Nandini S. y Sarma S.S.S. 307
- 5.2 Estudios morfométricos de especies de rotíferos (Rotifera) en la Cantera Oriente (México, D.F.)
Sarma S.S.S., Jiménez-Nigó Adán y Nandini S. 315
- 5.3 Grupos tróficos y tolerancia de macroinvertebrados en el Corredor Biológico Mesoamericano en Tabasco
Trinidad-Ocaña Cinthia, Juárez-Flores Juan, Vidal-Cervantes Francisco J. y Barba-Macías Everardo 329
- 5.4 Análisis de las preferencias alimenticias y estructuras tróficas de los macroinvertebrados acuáticos en un río de montaña colombiano
Granados-Martínez Cristian y Acuña-Vargas Julio 339
- 5.5 Ecología de la comunidad de invertebrados bentónicos en la zona profunda de un lago oligotrófico tropical
Hernández Ma. del Carmen, Alcocer Javier, Oseguera Luis A. y Escobar Elva 349
- 5.6 La comunidad meiobentónica de dos hábitats contrastantes de la zona litoral del lago-cráter Alchichica, Puebla
Ramos-Hernández Victoria, Oseguera Luis A., Alcocer Javier, Hernández-Fonseca María C. y Pérez-Rodríguez Vania J.J. 357

SECCIÓN 6:

Limnología urbana

- 6.1 Identificación y validación de sitios de referencia en ríos peri-urbanos a través de la evaluación de la calidad ecológica y el valor indicador de macroinvertebrados bentónicos
Caro-Borrero Ángela Piedad, Carmona-Jiménez Javier y Mazari-Hiriart Marisa 373



- 6.2 Importancia del sedimento en el aporte de fósforo hacia la columna de agua en un lago urbano hipertrófico
Morlán-Mejía Josué, Lugo-Vázquez Alfonso, Peralta-Soriano Laura, Sánchez Rodríguez María del Rosario, Oliva-Martínez María Guadalupe y Escobar-Oliva Marco Antonio 383
- 6.3 Los macroinvertebrados y algas macroscópicas como indicadores de los sitios de referencia de calidad ecológica potenciales en ríos de la Cuenca de México
Carmona-Jiménez, Javier y Caro-Borrero, Ángela Piedad 391
- 6.4 Integrando el conocimiento ecológico local y técnico como herramienta en la toma de decisiones y la conservación de arroyos urbanos
Caro-Borrero Ángela Piedad, de Garay-Arellano Graciela, Carmona-Jiménez Javier y Mazari-Hiriart Marisa 403

SECCIÓN 7:

Limnoarqueología

- 7.1 Cenotes y cuevas de Campeche: Primer acercamiento y perspectivas
Barba-Meinecke Helena y Benítez Jorge A. 419
- 7.2 Arqueología subacuática en el manantial de la Media Luna, San Luis Potosí
Hernández Iris y Trejo Cristina 435
- 7.3 Investigación arqueológica en los lagos del Nevado de Toluca, Estado de México
Hernández Bautista Iris 441

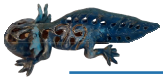
ÍNDICE DE AUTORES 453





Estudio de río en movimiento

*Autor: Edgar Miguel Caro Borrero
Ganador de Mención Honorífica en el Concurso de Fotografía Científica organizado en el
VI Congreso Nacional de Limnología*





Sección 1

Variabilidad hidrológica en ríos y reservorios



Autor: **Claudia Libeth Arana Coronado**

Ganadora del 1er lugar en el Concurso para la selección del Logotipo del VI Congreso Nacional de Limnología

*El logotipo representa el concepto de Limnología a través de los distintos elementos que conviven armoniosamente en un ecosistema: unas espadañas (*Typha latifolia*), una libélula, un pez, el agua, el aire y la energía (representada por el color), tomando con especial atención a los cuerpos acuáticos epicontinentales. La forma circular del logotipo incluyendo la orientación del texto refuerza la idea de conjunto y unidad.*



Efectos de la variabilidad hidrológica sobre las asociaciones ficoperifíticas en ríos torrenciales de piedemonte andino

Ríos-Pulgarín María I.^{1,2,3}, Barletta Mario², Gil-Guarín Isabel C.¹, Mancera-Rodríguez Nestor³

¹ Grupo de Limnología y Recursos Hídricos, Laboratorio de Limnología, Universidad Católica de Oriente, Sector 3, cra. 46 No. 40B 50 Rionegro, Antioquia. Autor de correspondencia: mariaisabel.rios536@gmail.com y mirios@uco.edu.co.

² Laboratorio de Ecología e Gerenciamento e Ecossistemas costeiros e estuarinos. Departamento de Oceanografía, Universidade Federal de Pernambuco, 50740-550, Recife, Pernambuco, Brasil.

³ Grupo de Investigación en Ecología y Conservación de la Vida Silvestre. Departamento de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Colombia. Calle 59A No. 63-20, Bloque 20, oficina 211, Medellín, Colombia.

Resumen

Entre 2007 y 2010 se realizó un estudio sobre la estructura de la asociación ficoperifítica del río Guarín, un sistema torrencial situado en las estribaciones de los Andes colombianos, con el fin de evaluar la relación entre los cambios estacionales e interanuales en la composición taxonómica, la riqueza y la densidad en relación y los cambios ambientales derivadas de las alteraciones hidrológicas ocurridas durante los fenómenos de Niño/Niña ENSO 2007-2010. Se registraron 87 taxones pertenecientes a las divisiones cianobacterias, *Chlorophyta*, *Ochrophyta*, *Cryptophyta*, *Euglenozoa* y *Dinophyta*. Los patrones temporales en los descriptores de la asociación y las variables ambientales fueron evaluados mediante ANCOVA y análisis discriminante canónico. El caudal, la temperatura del agua y el oxígeno disuelto distinguieron el período 2009-2010 (El Niño), coincidiendo con las mayores densidades algales. Aunque no se presentaron diferencias anuales en la riqueza, se observó un reemplazo de especies según su tolerancia al arrastre o la desecación. Los géneros más persistentes fueron *Fragilaria*, *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Navicula* y especialmente *Lynghya*, debido a la presencia de especies tolerantes y adaptadas a altas perturbaciones hidrológicas.

Abstract

Between 2007 and 2010 a study on phycoperiphytic assemblage of Guarino river, a torrential system located in the foothills of the Colombian Andes, was performed; in order to assess the relationship between seasonal and interannual changes in the taxonomic composition, the richness and density with environmental changes occurred during El Niño / La Niña phenomena 2007-2010. 87 taxa of cyanobacteria, Chlorophyta, Ochrophyta, Cryptophyta, Euglenozoa and Dinophyta divisions were recorded. Temporal patterns in the ecological descriptors and environmental variables were evaluated by ANCOVAs and canonical discriminant analysis. The flow rate, water temperature and dissolved oxygen distinguished the period 2009-2010 (El Niño), coinciding with the major algal densities. Although no annual differences in richness were presented, a replacement of species was observed by dragging or drying tolerance. *Fragilaria*, *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Navicula* and especially *Lynghya*, were the most persistent Genera due to the presence of tolerant species and adapted to high hydrological disturbance.

Palabras clave: caudal, Fenómenos ENSO Niño/Niña, disturbio

Introducción

El ficoperifiton es una asociación de especies responsables de la producción primaria en los ecosistemas acuáticos y fuente de alimentación directa para muchos macroinvertebrados y peces. De hecho, el vínculo entre algas y macroinvertebrados ha sido ratificado por los estudios de Salas & Dudgeon (2003), quienes sugieren que en pequeños arroyos tropicales el alimento basado en algas puede ser más importante para los macroinvertebrados que detrito alóctono, sobre todo durante la estación seca. Winemiller, *et al.* (2008) también demostraron que numerosas especies de peces de los arroyos andinos dependen del ficoperifiton como el principal recurso trófico. Entre éstas, las familias Parodontidae, Loricariidae y detritívoros como Prochilodontidae y Cichlidae que consumen las algas simultáneamente con los sedimentos que cubren sustratos.

Las algas perifíticas, al igual que otros organismos bentónicos tienen una estrecha relación con la disponibilidad de sustratos en el lecho del río, la velocidad del agua o la turbidez, dependientes del régimen hidrológico. Ya que el caudal es un factor determinante en los fenómenos de deriva, la abrasión seleccionará de las especies que pueden ser pionero aguas abajo (Gari y Corigliano, 2004). Estos organismos responden rápidamente a los cambios ambientales debido a sus ciclos de vida cortos (días) y altas tasas de reproducción; y se ha observado importantes variaciones en la densidad y dominancia debido a la incidencia de la hidrología sobre los procesos de dispersión, establecimiento y persistencia (Connell, 1978; Townsend, 1989; Reynolds, 1993; Winemiller *et al.*, 2010).

La variabilidad anual en el ciclo hidrológico depende tanto de las características geomorfológicas e hidrológicas regionales como fenómenos globales como El Niño y la Niña (Oscilación del Sur fenómenos ENSO). Estos fenómenos afectan a las condiciones de los hábitats bénticos ya que alteran la disponibilidad de sustratos para la colonización, los altos caudales afectan la deriva y la turbidez del agua puede reducir la tasa fotosintética (Biggs y Smith, 2002). La permanencia de estas condiciones por periodos prolongados tendría un impacto importante en las comunidades algales que habitan los ríos, pero las respuestas particulares son poco estudiadas (Blanco, 2003) ya que la evaluación de influencia de los cambios climáticos en estas asociaciones se ha centrado en sistemas lénticos y en los ríos sólo se conoce la obra de Young y Huryn (1996) en el río Taiari (Canadá), Biggs y Smith (2002) y Biggs *et al.* (2005) en los ríos de Nueva Zelanda.

En Colombia se han realizado algunos estudios generales sobre asociaciones ficoperifíticas en los ríos de alta montaña con el fin de evaluar el efecto de las variables ambientales (Martínez y Donato 2003, Rivera-Rondón y Díaz-Quirós 2004, Zapata y Donato 2005, Pedraza y Donato, 2011). Todos coinciden en que variables hidroclimáticas determinan el crecimiento y la estabilidad de las comunidades de algas en estos sistemas. Pero con diferentes respuestas en función del régimen de perturbación del sistema y la estabilidad de los sustratos considerados (Biggs y Smith, 2002). Ríos torrenciales, como los ubicadas en el piedemonte andino, son de especial interés para evaluar las respuestas de las algas bénticas frente al disturbio hidrológico; no sólo por las particularidades de su hidrología, sino también porque son un recurso primordial para la generación de energía hidroeléctrica, lo que implica procesos regulación de caudales, que hacen sinergia con las alteraciones hidroclimáticas (el ENSO por ejemplo), y en consecuencia modifican de la dinámica de las comunidades acuáticas. Un ejemplo de este tipo de sistemas es el río Guarinó, que mostró variaciones ambientales significativas durante los fenómenos ENSO del período 2007-2010. El presente estudio tuvo como objetivos: (1) caracterizar la variación temporal (estacional e interanual) en la estructura de la comunidad ficoperifítica del río Guarinó y (2) evaluar las relaciones entre patrones temporales de la asociación algal y parámetros ambientales del



ciclo hidrológico durante El Niño / La Niña-Oscilación del Sur (ENSO) fenómenos del período 2007-2010. De esta manera se tendrá una primera aproximación a las respuestas de las algas bénticas frente a las alteraciones hidroclimáticas, información necesaria para el establecimiento de procesos de manejo y conservación adecuados en ríos torrenciales.

Métodos

Área de estudio y diseño de muestreo

Río Guarinó es una corriente secundaria ubicada en las estribaciones de la cordillera central colombiana (Fig. 1). Pertenece a la zona de vida bosque húmedo tropical (Holdridge, 1982), con régimen de lluvias superior a 3800mm, temperatura media anual superior a 25°C y de 60 a 80% de humedad relativa. El régimen hidrológico es bimodal con dos períodos de sequía (febrero y agosto) y dos períodos lluviosos (abril y octubre). El canal principal presenta una transición rápida entre la zona alta y la llanura aluvial, con eventos de crecientes periódicas incluso durante el estiaje.

En la llanura aluvial se localizaron tres zonas de muestreo (área 1: Jardín, Zona 2: Bocatoma acueducto, Zona 3: Casanguillas) con características de hábitat semejante, como márgenes potrerizadas y lecho de arena y guijarros. Entre agosto de 2007 y abril de 2010 se tomaron cuatro muestras por año en cada área, dos correspondientes a la temporada seca (agosto y febrero) y dos correspondientes a la temporada de lluvias (octubre a abril).

Los periodos además se clasificaron en categorías ENSO según el informe de la ONI (Oceanic Niño Index) de la NOAA-NCEP (2014) para el Pacífico americano y se corroboró por comparación de la media histórica mensual de las precipitaciones y del caudal del río respecto a las observadas en los períodos de muestreo. 2007-2008 (año 1) se consideró como transición al fenómeno de La Niña (fase temprana), el período de 2008 a 2009 (año 2) como la fase consolidada de La Niña y 2009-2010 (año 3) como El Niño (NOAA-NCEP, 2012 y 2014; IDEAM, 2012). A fin de establecer la variación en la composición de algas entre años y periodos hidrológicos, las áreas se consideraron réplicas.¹

Variables ambientales

En cada periodo y sitio de muestreo, se midieron las variables *in situ* oxígeno disuelto, conductividad, pH y temperatura del agua, con celdas multiparámetro Shott y Mettler Toledo. También se tomaron muestras de agua para análisis de laboratorio tales como turbidez (NTU), en suspensión y sólidos disueltos (mg l⁻¹), ortofosfatos y nitrógeno total (mg l⁻¹). Todas estas variables se analizaron de acuerdo con los métodos estándar (APHA, AWWA y WEF, 2005) criterios. Información acerca de las variables hidrológicas como caudal y precipitación fueron tomadas por el IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia).

Asociación algal

Muestreo de ficoperifiton se realizó en la orilla del río, en 10 sustratos sumergidos en un transecto

¹ El área de estudio, diseño de muestreo y análisis de datos corresponden a los descritos en Ríos-Pulgarín *et al.*, 2014 a, b. Dos artículos que actualmente se encuentran sometidas a las revistas *Journal of Limnology* y *Journal of Fish Biology*, respectivamente. Dado que dichas publicaciones son en lengua inglesa las figuras incluidas en este trabajo se presentan en inglés para respetar la fuente original.

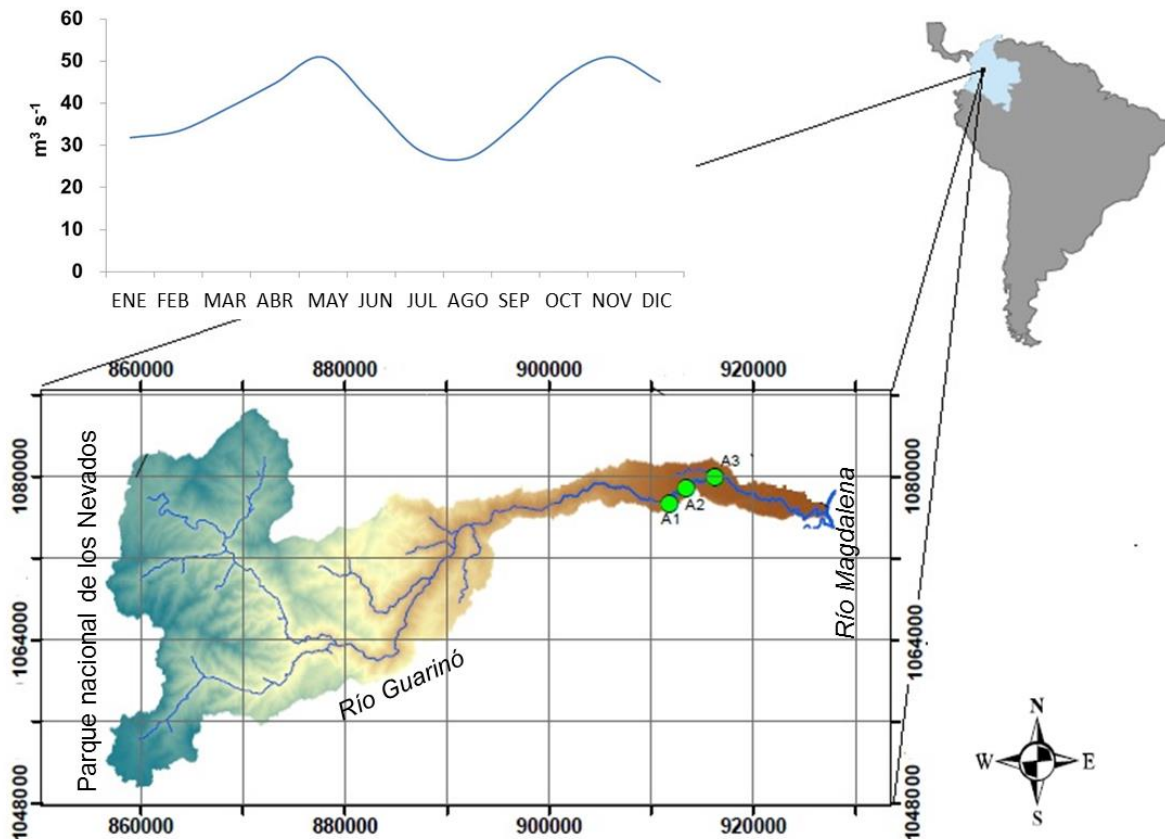


Figura 1. Localización geográfica de la región de estudio y estaciones de muestreo: A1) Jardín, A2) Bocatoma acueducto A3) Casanguillas en el río Guarinó y caudal promedio entre 1980 y 2010. (Tomado de Ríos-Pulgarín *et al.*, 2014a).

de 100 lineales. El material que adherido a los sustratos se removió con cepillos de dientes plásticos utilizando como unidad de área un cuadrante de 10 cm², para totalizar una superficie de 100 cm² por estación. Las muestras recolectadas fueron fijadas con lugol 10% y se mantuvieron en la oscuridad hasta su análisis en el laboratorio. Cada muestra se homogeneizó manualmente y una submuestra de 1.0 ml fue tomada. Se realizó un conteo en una cámara de Kolwitz usando un microscopio invertido con un aumento de 400X, en 30 campos al azar. La determinación taxonómica se realizó a través de las claves e ilustraciones de Prescott (1962), Bicudo y Bicudo (1970), González (1988), Cox (1996), Ramírez (2000), Menezes y Alves (2001), Andries (2005) y Bicudo y Menezes (2008). Los resultados se registraron en individuos por m².

Tratamiento de datos

Se llevaron a cabo ANDEVAs para evaluar el efecto del período hidrológico y el año (factores) sobre las variables físicas y químicas (variables dependientes), previa validación de los supuestos del modelo. El procedimiento incluyó comparaciones (*post hoc*) que fueron evaluados mediante la prueba de Tukey para determinar los niveles que difieren en cada factor (Quinn y Keough, 2002). La distribución de los datos fue representada en un Biplot con los elementos ordenados en los primeros ejes. Este análisis se realizó con el paquete de funciones candisc para R (Friendly, 2007; Friendly y Fox, 2013) y la función de dispersión del paquete coche (Fox *et al.*, 2014). Para evaluar el efecto de los factores Año y periodo sobre la riqueza y densidad de especies (variables dependientes), se utilizó el análisis de covarianza (ANCOVA) donde el caudal del río fue considerado como covariable.



Los patrones temporales de la composición de especies algales fueron examinados respecto a las variables ambientales a través de análisis discriminante canónico, sobre los datos de densidad de las especies más frecuentes, con exclusión de los no correlacionados y con menos del 5% de frecuencia y el 3% abundancia (Gauch, 1982, Blanco, 2003). En el análisis se retuvieron las variables más significativas en los primeros ejes. Este análisis se realizó con el paquete de funciones *candisc* para R (Friendly, 2007; Friendly y Fox, 2013) y el paquete de *lda MASS* (Venables y Ripley, 2002; Ripley *et al*, 2014).

La gráfica de una dimensión se realizó con la función *plot.candisc* del paquete *candisc* (Friendly, 2007; Friendly & Fox, 2013). Regresiones múltiples se realizaron para establecer correlaciones de las variables dependientes de la riqueza y la densidad de las algas con el conjunto de variables ambientales

Resultados

Variables ambientales

Las variables ambientales con mayores cambios estacionales fueron el caudal, el oxígeno, la turbidez y los nutrientes. El pH permaneció próximo a la neutralidad (6.7 a 8.1), mientras que la temperatura osciló entre 20 y 25 °C con aumento en el tercer año (2009-2010), periodo con caudales mínimos. Este período también se presentaron los valores más bajos de oxígeno (<6 mg L⁻¹). Turbidez, STT, DBO y la concentración de nitrógeno y fósforo mostraron aumentos notables en el periodo de caudales altos de agosto a octubre de 2008. Durante este período, nitrógeno total superó 20 mg L⁻¹ respecto a valores medios de 6 mg L⁻¹ en los otros muestreos.

Los ortofosfatos mostraron el mismo comportamiento. La turbidez superó el 4.000 UT. En este periodo, muy por encima del máximo de otras temporadas de lluvias, con alto flujo (220 UT). Conductividad mostró los valores máximos de los periodos secos 100µScm⁻¹. Todas las variables mostraron diferencias significativas entre años (p<0,05), con excepción de la alcalinidad. Las comparaciones *post hoc* (Tukey Contrastes) detectaron diferencias para el año 3 para todas las variables, mientras que los valores de turbidez, DBO, STT y nutrientes difieren en el año 2. Dichas tendencias se representan gráficamente en el Análisis discriminante con el 72% de la varianza explicada por el primer eje canónico (Figura 2).

Se registraron 87 taxones pertenecientes a las divisiones cianobacterias, Chlorophyta, Ochrophyta, Cryptophyta, Euglenophyta y Dinophyta. Ochrophyta predominó con 32 taxones (36.7% del total), en este grupo las diatomeas fueron particularmente abundantes (clase Bacillariophyceae), le siguen las algas verdes (Chlorophytas y Charophytas) con 29 taxones (33.3%), las cianobacterias (algas verde-azules) con 17 taxones (19.5%), Euglenozoa (6.895%), Dinophyta (2.29%) y Cryptophyta (1.14%). Se observó disminución de todos los grupos en el segundo año (La Niña fase consolidada) y aumento de Chlorophytas, y especialmente las diatomeas (clase Bacillariophyceae, Ochrophyta) en el tercer año, correspondiente al fenómeno de El Niño. Divisiones difieren el tercer año (El Niño) con el 74.1% de la varianza explicada.

Los géneros que presentaron mayores densidades fueron *Lyngbya* (216.67%), *Navicula* (175.65%), *Fragilaria* (169.21%), *Melosira* (144.85%), *Chroococcus* (127.97%), *Oscillatoria* (65.98%), *Nitzschia* (64.53%), *Chlorococcum* (51.85%), *Gomphonema* (38.68%) y *Cymbella* (38.25%) mostrando una densidad acumulada superior al 80.54%.

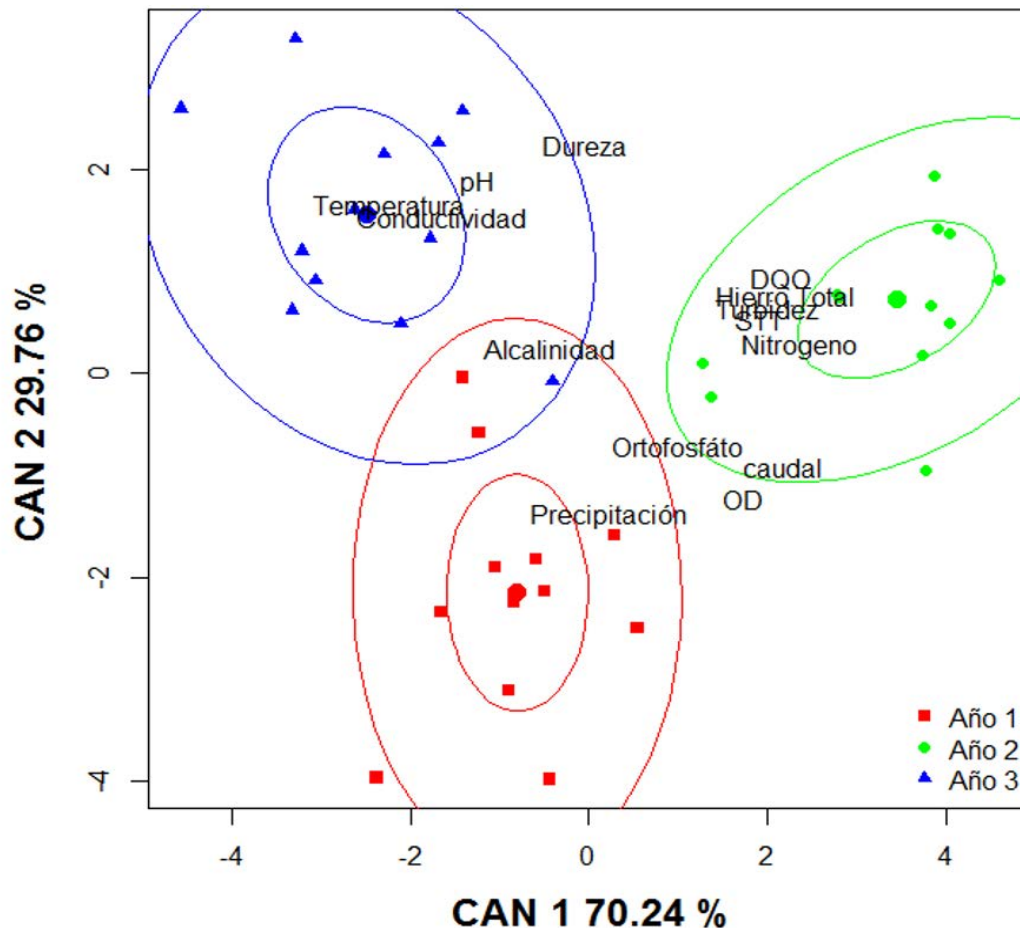


Figura 2. Biplot de análisis discriminante de las variables ambientales entre agosto de 2007 y abril de 2008 (Año 1-La Niña fase temprana), agosto de 2008 y abril de 2009 (Año 2-La Niña fase consolidada), agosto de 2009 y abril de 2010 (Año 3 El Niño). (Tomado de Ríos-Pulgarín *et al.*, 2014a).

La variación estacional en la asociación algal

Los valores máximos de densidad se presentaron en los periodos más secos: agosto de 2007 y febrero y abril de 2010. Estacionalmente, las mayores abundancias de *Lyngbya*, *Chlorococcum* y *Gomphonema* se presentan en los periodos secos, mientras que *Oscillatoria* es más abundante en las lluvias. Interanualmente se observa una disminución de densidad *Chroococcus* y *Oscillatoria*, y un aumento de *Melosira*, *Lyngbya*, *Nitzschia*, *Chlorococcum*, *Gomphonema* y *Cymbella* durante el tercer año (El Niño).

Los valores de densidad algal mostraron diferencias significativas estacionales e interanuales ($P > 0.006$ y 0.001 , respectivamente), mientras que la riqueza mostró diferencias muy significativas entre años ($P = 0.0005$) pero no mostró diferencias estacionales. Tanto la riqueza como la densidad fueron mayores en el tercer año (El Niño). En las figuras 3 y 4 se muestran diferencias interanuales con una variación acumulada de 87,4% para el primer eje canónico. Dichas diferencias fueron causadas por *Chlorococcum*, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Achnanthes*, *Cylindrocystis*, y en menor proporción, por *Nitzschia*, *Navicula*, *Fragilaria*, *Chaetophora* y *Cyclotella*, asociado a valores más altos de temperatura, conductividad y pH, durante el tercer año, mientras que *Chroococcus*, *Gyrosigma*, *Anabaena* y *Trachelomonas* se asoció positivamente con la turbidez y ortofosfatos durante el primer año.

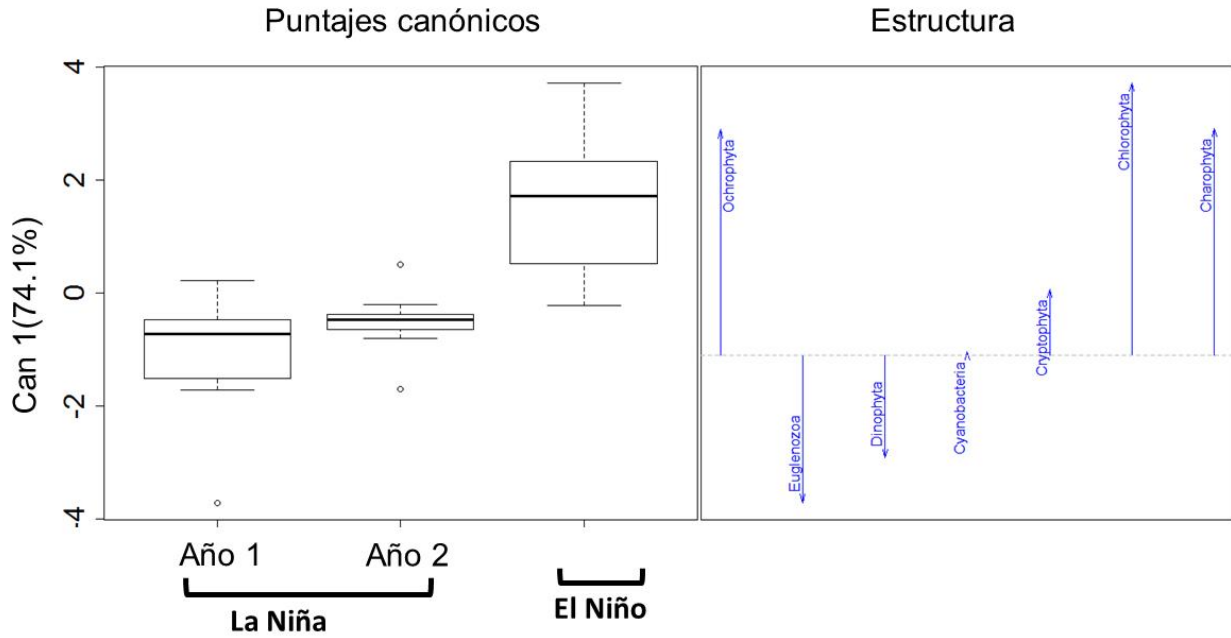


Figura 3. Análisis Discriminante Canónico para las divisiones algales del río Guarín durante los eventos del ENSO ocurridos entre 2007 y 2010. (Tomado de Ríos-Pulgarín *et al.*, 2014a).

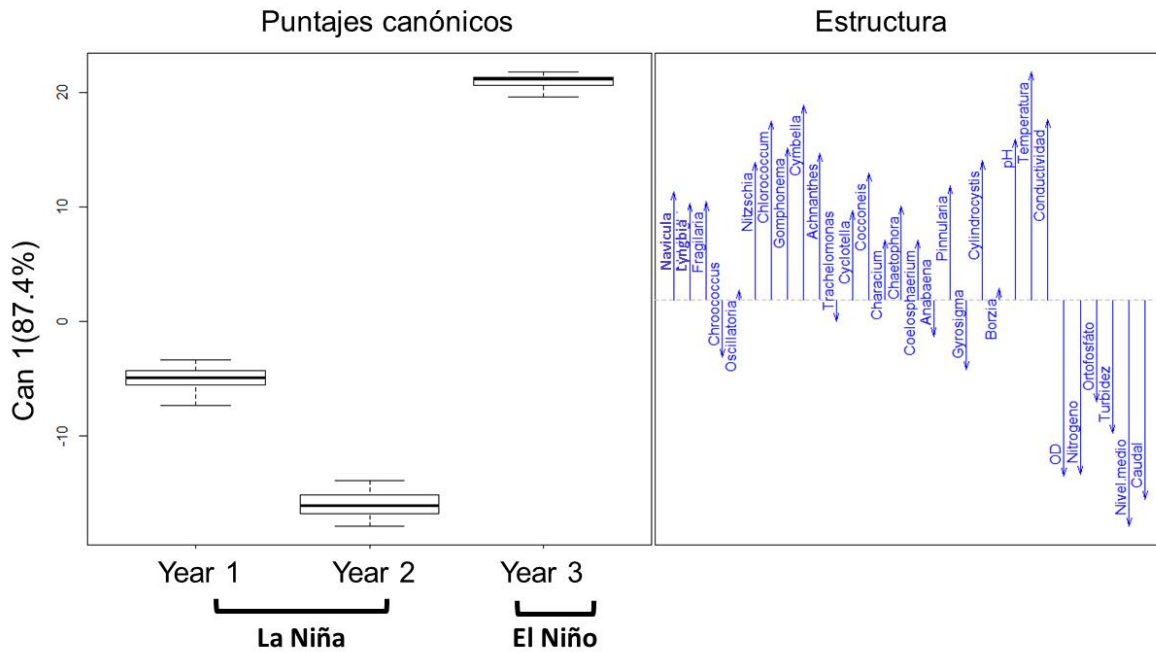


Figura 4. Análisis Discriminante Canónico aplicado sobre los valores de densidad de los géneros algales y las variables ambientales del río Guarín entre 2007 y 2010. (Tomado de Ríos-Pulgarín *et al.*, 2014a).

La riqueza algal fue positivamente correlacionada con el pH ($P = 0.007$) y negativamente correlacionada con el caudal (0.00005) y el nitrógeno total ($P = 0.005$). La densidad fue positivamente correlacionada con el pH ($P = 0.005$), la precipitación ($P = 0.000006$) y la temperatura ($P = 0.01$), pero negativamente correlacionada con el caudal ($P = 0.01$) (Figura 5).

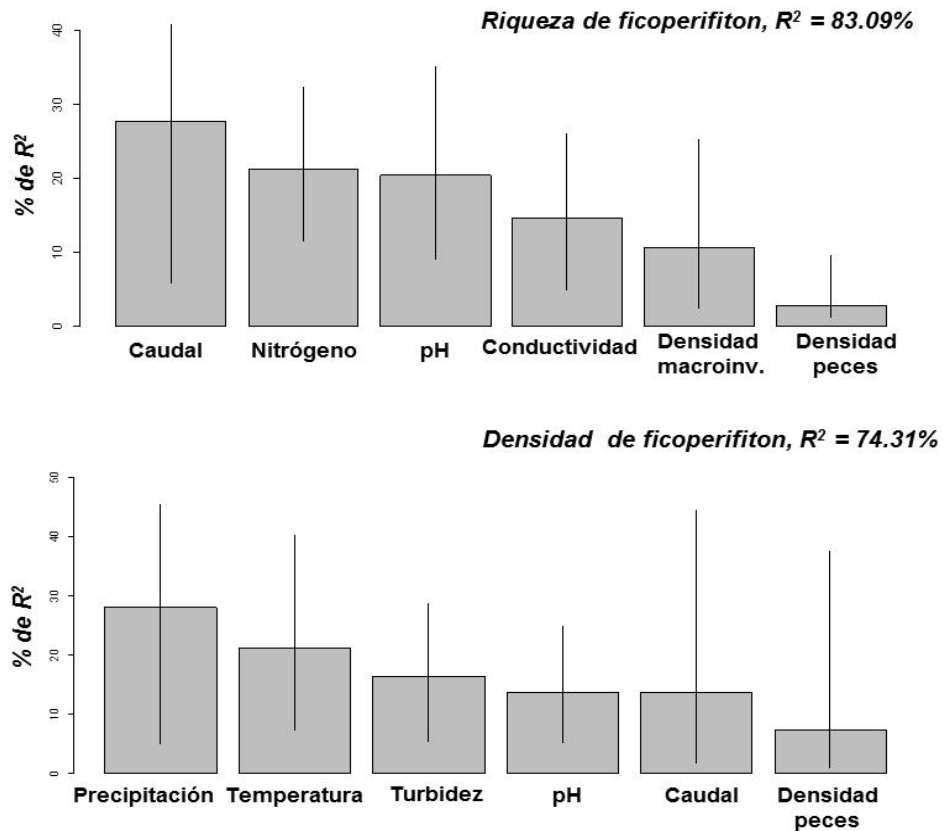


Figura 5. Contribución de las variables ambientales al modelo de regresión para la densidad y la riqueza de algas perifíticas en el río Guarín. Método LMG. (Tomado de Ríos-Pulgarín *et al.*, 2014b).

Discusión

Las diferencias ambientales interanuales en el río Guarín fueron mayores que las diferencias estacionales en el período 2007-2010, debido a la homogeneización del sistema durante las lluvias y sequías asociada a los extremos climáticos de El Niño y La Niña (fenómenos ENSO). Eventos del alto caudal puntuales y estacionalidad moderada se mantienen desde octubre de 2007 hasta abril de 2008 (fase temprana de la niña), cuando se consolida el fenómeno (La Niña- fase madura) con altas precipitaciones y caudales sostenidos hasta abril de 2009 y un par de meses después debido a los flujos acumulados en la cuenca. A partir de agosto de 2009 hasta abril de 2010 se presentaron condiciones de El Niño (NOAA. 2014), caracterizadas por poca estacionalidad y altos valores de temperatura, conductividad, pH y bajos valores de caudal de los ríos. Tal como lo reportó Blanco *et al.* (2003) para los flujos de Valle del Cauca (Colombia) durante los períodos ENSO 1997-1999. Características particulares del río Guarín confirman los efectos del ENSO localmente diferenciados debido de su geomorfología y uso de la tierra. Tal como lo sugieren los estudios de Moles y Dahm (1990) y Scarsbrook (2003) respecto a las correlaciones variables entre el caudal, la temperatura y la química del agua en ríos con diferentes características topográficas.

En sistemas torrenciales como río Guarín, la presencia de adaptaciones especiales permite la persistencia de varios grupos algales durante las temporadas con mayor lavado de sustratos, manteniendo la asociación en las primeras etapas sucesionales. Por lo tanto son más abundantes géneros con hábito postrado como *Achnanthes* y *Cocconeis* o pennado como *Navicula*, hábitos que facilitan la adherencia



al sustrato a pesar de las fluctuaciones de flujo (Stevenson *et al.*, 1996). Dominancia de hábitos poco sensibles a la presión hidrológica también fueron encontrados por Rondón y Donato (2008) en un río andino de alto gradiente. Adicionalmente, en el río Guarinó se observa dominancia de especies con diferentes adaptaciones según el periodo hidrológico.

Durante los períodos más secos como El Niño, períodos prolongados con alta transparencia del agua y velocidad moderada favorecerían el desarrollo de clorofitas (Luque y Martínez de Fabricius, 2003), debido a que son muy exigentes en cuanto a la incidencia de la luz. Mientras *Chroococcus* y *Oscillatoria* desarrollan abundante matriz de mucílago, que permite la fijación y la retención durante los períodos de alto flujo (Becerra y Tavera, 2003). Las diatomeas se verían favorecidos por las adaptaciones mecánicas, tales como pedúnculos, rodamientos, fimbrias, tubos o matrices mucilaginosas (Argumedo-Hernández, 2005) que contribuyen a la persistencia de muchos de los géneros más comunes en el río Guarinó, como *Fragilaria*, *Nitzschia*, *Gomphonema* y *Navicula*. El género *Lyngbya*, que es uno de los taxones más representativo de la asociación, es frecuente tanto en las estaciones secas como en alto flujo, ya que tiene una gran capacidad para desarrollar una vaina mucilaginosa que le sirve para fijarse a los sustratos en temporadas de arrastre e impide la deshidratación de los órganos reproductivos cuando el nivel disminuye.

Además de adaptaciones morfológicas, muchos taxones están desarrollando estrategias para persistir en el sustrato después de perturbaciones. Aunque para los organismos bentónicos la mortalidad o exclusión causada por una perturbación podría ser alta, en ambientes con disturbios hidrológicos recurrentes se ha observado que los organismos se refugian en pequeñas grietas de las rocas y la rápida inmigración de algunas poblaciones permite una recolonización que restablece las poblaciones en cuestión de días o semanas (Biggs y Smith, 2002, Zapata y Donato 2005). Es probable que todas estrategias seleccionados en respuesta a entornos con alto régimen de disturbio, les permitieran a las algas del río Guarinó contrarrestar las alteraciones hidrológicas de mayor escala como el ENSO, por eso no se observan diferencias significativas en la densidad total. Sin embargo, si se observaron cambios en la diversidad y la composición. Esto es porque los cambios hidrológicos causan la sustitución de especies de conformidad con adaptaciones a condiciones ambientales particulares. Tal es el caso de *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Trachelomonas*, *Chroococcus* que dominó en períodos lluviosos, con respecto *Nitzschia*, *Synedra*, *Oedogonium*, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Cocconeis*, *Achnanthes* y *Pinnularia* durante períodos más secos; o la abundancia de diatomeas y algas verdes durante El Niño, organismos que favorecidos por velocidades moderadas y los períodos prolongados de luz.

Además del caudal, el pH y la temperatura fueron variables que afectaron la densidad algal. Sin embargo, los nutrientes tuvieron relativamente poca influencia en la diversidad y la densidad de ficoperifiton en el río Guarinó, aunque su importancia es conocida en los procesos de producción primaria de algas. Este resultado se debe probablemente a la perifiton tiene muy baja respuesta al aumento de nitrógeno y fósforo en la columna de agua que lo rodea respecto a la concentración en sedimento (Martínez y Donato, 2003). Esta última depende a su vez de la velocidad del agua (Homer *et al.*, 1990); lo que confirma que el ciclo hidrológico ejerce el control primario de la asociación, ya sea directamente por la abrasión, remoción o colmatación de sustratos o indirectamente en respuesta a cambios físicos y químicos del agua.

Los resultados anteriores sugieren una influencia significativa de las variables hidroclimáticas del río sobre la asociación ficoperifítica, en particular, las condiciones extremas, tales como El Niño. Aunque estas respuesta no habían sido documentadas, Hutchinson (1967) ya había hecho referencia a la

potencial influencia del clima en la composición del fitoplancton de sistemas lacustres y Lehman (2000) describió cambios en la abundancia de diatomeas planctónicas de los lagos y estuario en respuesta al fenómeno de El Niño. Los resultados de este estudio confirman que este control ambiental también se extiende a las algas perifíticas y refleja la influencia no lineal del cambio climático asociado a El Niño sobre la asociación fitoplanctónica en el río Guarínó.

Conclusión

La asociación de algas perifíticas del río Guarínó mostro diferencias estaciones y especialmente interanuales, que se explicaron por los cambios hidrológicos asociados con eventos ENSO entre 2007 y 2010. Se diferenció especialmente el periodo 2009-2010 (fenómenos de El Niño) por su efecto en la reducción de caudales y el aumento de temperatura, que favoreció incrementos en la densidad, especialmente de Ochrophyta y algas verdes. No se observaron diferencias anuales en la riqueza, pero si un reemplazo especies según su tolerancia a la desecación o el arrastre, y la persistencia de las especies tolerantes adaptadas a altas perturbaciones hidrológicas como *Fragilaria*, *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Navicula* y especialmente *Lyngbya*.

El predominio de estos taxones y el rápido aumento de la densidad en la sequía posterior a La Niña, sugiere que en el río Guarínó los procesos de sucesión son también un mecanismo de resistencia a las perturbaciones hidrológicas y la estructura de la asociación es resultado tanto de fenómenos estocásticos como de procesos de adaptación a las características locales.

Agradecimientos

Al grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos de la Universidad Católica de Oriente por el apoyo humano y técnico durante todo el proceso, el Laboratorio de Ecología y Gestión de los estuarios y los ecosistemas acuáticos de la Universidad Federal de Pernambuco y el laboratorio de fauna silvestre de la Universidad Nacional de Colombia por su apoyo académico, a la Magister Patricia Pelayo por su apoyo en el análisis estadístico y, especialmente, la empresa ISAGEN y la Universidad Católica de Oriente que co-financiado esta investigación.

Referencias

- American Public Health Association-APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. Washington.
- Andries C. 2005. Algal Master List. (www.msu.edu/course/bot/423/AlgalMaster.html)
- Argumedo-Hernández U., D.A. Siqueiros-Beltrones. 2007. Cambios en la estructura de las asociaciones de diatomeas epifitas en láminas apicales de *Macrocystispyrifera* (L.) C. Ag. *Acta Botánica Mexicana* 82, 43-66
- Becerra I., R. Tavera. 2003. Cambios de la comunidad algal (perifiton) relacionados con el ciclo hidrológico en un tinal anegable de Quintana Roo. *Estudios Mexicanos*, Vol. 19 (2): 263 - 275.
- Bicudo C., R. Bicudo. 1970. Algas de Águas Continentais Brasileiras. Fundação Brasileira para o desenvolvimento do Ensino de Ciências. São Paulo.
- Bicudo C., M. Menezes. 2008. Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. São Carlos. 502 p.
- Biggs J.F., V.I. Nikora, T.H. Snelder. 2005. Linking scales of flow variability to lotic ecosystem structure and function. *River research and applications* 21: 283-298
- Biggs B., R. Smith. 2002. Taxonomic richness of stream benthic algae: Effects of flood disturbance and nutrients. *Limnology and Oceanography* 47: 1175-1186.
- Blanco J.F. 2003. Interannual variation of macroinvertebrate assemblages in a dry-forested stream in western Cordellera: a role for El Niño and La Niña? *Boletinecotopica: Ecosistemas tropicales*. No. 37:3-30



- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310
- Cox E. J. 1996. Identification of Freshwater Diatoms from live Material. Chapman & Hall, Londres. 1996.
- Friendly M. 2007. HE plots for Multivariate General Linear Models. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 16: 421-444.
- Friendly M., J. Fox. 2013. Visualizing Generalized Canonical Discriminant and Canonical Correlation Analysis. R package version 0.6-5. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=candisc>.
- Fox J., S. Weisberg, D. Adler, D. Bates, G. Baud-Bovy, S. Ellison, D. Firth, M. Friendly, G. Gorjanc, S. Graves, R. Heiberger, R. Laboissier, G. Monette, D. Murdoch, H. Nilsson, D. Ogle, B. Ripley, W. Venables, A. Zeileis. (2014). Companion to Applied Regression. R package version 2.0-20. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=car>.
- Gari N., M. Corigliano. 2004. La estructura del perifiton y de la deriva algal en arroyos serranos. *Limnetica* 23(1-2): 11-24
- Gauch H.G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press
- González de Infante, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. O. E. A. Monografía No 33. Serie Biología. Washington DC 130 p.
- Holdridge L.R. 1982.- Ecología basada en zonas de vida. IICA, San José, Costa Rica. 215.
- Homer R., E. Welch, M. Seeley, J. Jacoby. 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biol.*, 24, 215-232.
- Hutchinson G. E. 1967. *A Treatise on limnology*, Vol. II. Wiley
- IDEAM- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2012. Boletín informativo sobre el monitoreo del fenómeno de “El Niño”. Oficina del Servicio de Pronósticos y Alertas República de Colombia. On line: http://www.pronosticosyalertas.gov.co/jsp/boletin-informativo-sobre-el-monitoreo-de-los-fenomenos-de-el-nino-y-la-nina_894
- Lehman P. W. 2000. The Influence of Climate on Phytoplankton Community Biomass in San Francisco Bay Estuary: *Limnology and Oceanography* 45, No. 3, pp. 580-590.
- Luque M. E., A. L. Martínez de Fabricius. 2003. Distribución temporal del fitoplancton y el epilíton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Limnética* 22(3-4): 19-34.
- Martínez, L., J. Donato. 2003. Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical. *Caldasia* 25(2): 337 – 354.
- Menezes M., I. Alves. 2001. Biodiversidad de algas de ambientes continentales do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.
- Molles M. C., C.N. Dahm Jr. 1990. A Perspective on El Niño and La Niña: Global Implications for Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 9 (1): 68-76
- National Oceanic and Atmospheric Administration U.S. (NOAA). 2012. Earth System Research Laboratory, Physical Sciences Division. <http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/index.html> (wed site visited August 20 to 15:20 hours)
- Pedraza-Garzón E., J. Donato-Rondón. 2011. Diversidad y distribución de diatomeas en un arroyo de montaña de los andes colombianos. *Caldasia* 33(1):177-191
- Prescott G. W. 1962. *Algae of the western great lakes area*. W.M.C. Brown Company Publishers, Iowa, USA.
- Quinn G. P., M.J. Keough. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologist*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. pp 537.
- Ramírez J. J. 2000. *Fitoplancton de agua dulce: aspectos ecológicos, taxonómicos y sanitarios*. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.
- Reynolds, C. S. 1993. Scales of disturbance and their role in phytoplankton ecology. *Hidrobiología* 249:157-171
- Ríos-Pulgarín, M. I., M. Barletta, I.C. Gil-Guarín, N.J. Mancera. 2014a. Hydrological cycle effects on the algal community in a fast flowing river of Colombian Andean foothills. Case study Guarínó River. Submitted to *Journal of limnology* in November 2014. In press.
- Ríos-Pulgarín, M. I., M. Barletta, N.J. Mancera-Rodríguez. 2014. Hydrological cycle effects on the aquatic community in a neotropical stream of the Andean piedmont during 2007-2010 ENSO event. Submitted to *Journal of Fish Biology* in January 2015. In press.
- Ripley, B., B. Venables, D.M. Bates, K. Hornik, A. Gebhardt, D. Firth. 2014. Support Functions and Datasets for Venables and Ripley’s MASS. R package version 7.3-33. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=MASS>
- Rivera-Rondón, C., Y.C. Díaz-Quirós. 2004. Grandes taxones de fitobentos y su relación con la hidrología, física y química de pequeños ríos andinos. *Universitas Scientiarum, Revista de la Facultad de Ciencias Pontificia Universidad Javeriana* 9: 75-96.
- Rondón, J. Donato. 2008. *Ecología de un Río de montaña de los Andes Colombianos (Río Tota, Boyacá)*. Universidad Nacional. Bogotá. ISBN, 978-958-719-040-3. Pág., 17.
- Salas, M., D. Dudgeon. 2003. Life histories, production dynamics and resource utilization of mayflies (Ephemeroptera) in two tropical Asian forest streams. *Fresh Water Biology*. 48, 485–499.
- Scarsbrook, M.R., C.G. McBride, G.B. McBride, G.G. Bryers. 2003. Effects of climate variability on rivers: consequences for long term water quality *Journal of the American Water Resources Association* 39(6); 1435-1447

- Stevenson, J. R., M. Bothwell, R. Lowe. 1996. Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems. Academic Press. San Diego, California.
- Townsend, C.R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8:36–50.
- Venables, W.N., B.D. Ripley. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, fourth edition, New York. <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>
- Winemiller, K.O., A.A. Agostinho, E. Pellegrini Caramaschi. 2008. “Chapter 5: Fish ecology in tropical streams”, Pages 107-146 in: *Tropical Stream Ecology*, D. Dudgeon, editor, Elsevier/Academic Press, San Diego, CA
- Winemiller, K.O., A. Flecker, D.J. Hoeinghaus. 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, 29(1):84–99
- Young RG, Huryn AD. 1996. Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53: 2199–2211.
- Zapata, A.M., J.C. Donato. 2005. Cambios diarios de las algas perifíticas y su relación con la velocidad de corriente en un río tropical de montaña (río Tota – Colombia). *Limnetica*, 24(3-4): 327-338.



Limnological analysis of the water reservoir and effluent of the Carlos Eduardo Matiazze fish farm, Presidente Medici, RO, Brazil

Mendes Silva Shadai¹, Maria Clelia Silva Rodrigues¹, Rute Bianchini Pontuschka²,
Valério Magalhães Lopes³ y Márcia Alessandra Azevedo Paes³

¹Grado en Ing. de pesquería, Universidade federal de Rondônia, Ciudad Presidente Médici, Rua da Paz, n°. 4376 Lino Alves Teixeira - CEP: 76.916-000, Brasil. Autor de correspondencia: shadaimendes_ro@hotmail.com.

²Profesora/Doctora en Ciencia de alimentación por la Universidade de São Paulo - USP, Brasil.

³Laboratorio de Química, Instituto Federal de Rondônia, Campus de Ji-Paraná, RO, Rio Amazonas, 151, Jardim dos Migrantes, Ji-Paraná - RO, 78900-000. Ji-Paraná Estado de Rondônia, Brasil

Resumen

La acuicultura es una actividad creciente en Brasil y la calidad de las represas de agua para abastecer los estanques de peces está directamente ligada a la producción de buena calidad, pues los peces dependen del agua para realizar sus funciones vitales. Por otro lado, las aguas residuales no debe comprometer el medio ambiente. El objetivo de este trabajo fue realizar una evaluación limnológica y microbiológica por un período de 11 meses a tres puntos de muestreo de la represa de agua (llamado 1, 2 y 3) y efluentes (4) de la piscicultura Carlos Eduardo Matiazze en Presidente Medici, RO, Brasil. Los parámetros físicos y químicos se analizaron en laboratorio, y la temperatura, pH, oxígeno disuelto y la conductividad eléctrica se midieron con una sonda. Los coliformes totales y fecales se cuantificaron por el método de Número Más Probable (MPN) 100 ml⁻¹. La temperatura mostró poca variación durante el periodo del estudio, tanto en la represa como en el efluente. En la temporada de lluvias, el oxígeno disuelto en algunos puntos de muestreo de la represa y efluentes mostró valores inferiores a los encontrados en la estación seca, probablemente debido a la mayor cantidad de materia orgánica. Los valores de pH fueron casi neutrales durante la temporada de lluvias y hubo una reducción en los valores de pH en la estación seca en dos puntos de muestreo de la represa. La conductividad eléctrica mostró poca variación en el depósito y en el efluente, lo que está de acuerdo con la ley brasileña. La ley brasileña establece límites solamente para los coliformes fecales, que alcanzaron niveles máximos, expresados en MPN 100 ml⁻¹, de 7.4x10¹ en el punto 1 de muestreo; de 4.3x10² en el punto 2 de muestreo; de 9.3x10² en el punto de muestreo 3 y 2.4x10² en el punto de muestreo de efluentes. Los resultados indican que los valores de todos los parámetros analizados fueron de acuerdo al Consejo Nacional Brasileño de Medio Ambiente (CONAMA) Resolución 357/2005 la mayor parte del año.

Abstract

Aquaculture is a growing activity in Brazil, and the quality of water supply for fishponds is directly linked to good quality production as fish depend on water to perform their vital functions. On the other hand, wastewater must not compromise the environment. The objective of this work was to make a limnological and microbiological evaluation for a period of 11 months at three sampling points of the water reservoir (called 1, 2 and 3) and effluent (4) of Carlos Eduardo Matiazze fish farm in President Medici, RO, Brazil. The physical and chemical parameters were analyzed on site, and the temperature, pH, dissolved oxygen and electrical conductivity were measured by probe. The total and fecal coliforms were quantified by the method of Most Probable Number (MPN) 100 mL⁻¹. The temperature showed little variation over the period of the study in both the reservoir and in the effluent. In the rainy season, the dissolved oxygen in some sampling points of the reservoir and effluent showed lower values to those found in the dry season, probably due to the greater amount of organic matter. The pH values

were nearly neutral during the rainy season and there was a reduction in the pH values in the dry season at two sampling points of the reservoir. The electrical conductivity showed little variation in the reservoir and in the effluent, what is in accordance with Brazilian law. Brazilian law provides limits only for fecal coliform, which reached maximum levels, expressed in MPN 100 mL⁻¹, of 7.4×10^1 in sampling point 1; of 4.3×10^2 in sampling point 2; of 9.3×10^2 in sampling point 3 and 2.4×10^2 in the effluent sampling point. The results indicate that the values for all parameters analyzed were according to Brazilian National Council for the Environment (CONAMA) Resolution 357/2005 most of the year.

Key words: Calidad de agua, acuicultura, ambiente

Introduction

The art of creating and breeding aquatic animals and plants, known as aquaculture, is a growing activity in Brazil and all over the world. Kubitza (1998) points out that to guarantee success of this enterprise it is crucial that the water of the ponds present good quality so that the activity is not compromised, since it generates effluents with characteristics that may affect the receiving body. It is therefore necessary that the effluents also meet the physical, chemical and biological standards recommended by environmental laws and resolutions of the country.

The aim of this study was to carry out a limnological and microbiological evaluation for a period of 11 months at three sampling points of the reservoir (called 1, 2 and 3) and at an effluent sampling point of the Carlos Eduardo Matiazze fish farm in the town of Presidente Medici, RO, Brazil.

Methodology

The research was carried out in the Carlos Eduardo Matiazze municipal reservoir, located in the municipality of Presidente Medici, Rondônia (Fig. 1). It is 2,329.45 meters long and is fed by several tributaries, and it is the only water supply of the fish farm, which has got a total of 15 ponds that produce fingerlings to supply the municipalities of the Central Territory of Rondonia, Brazil.

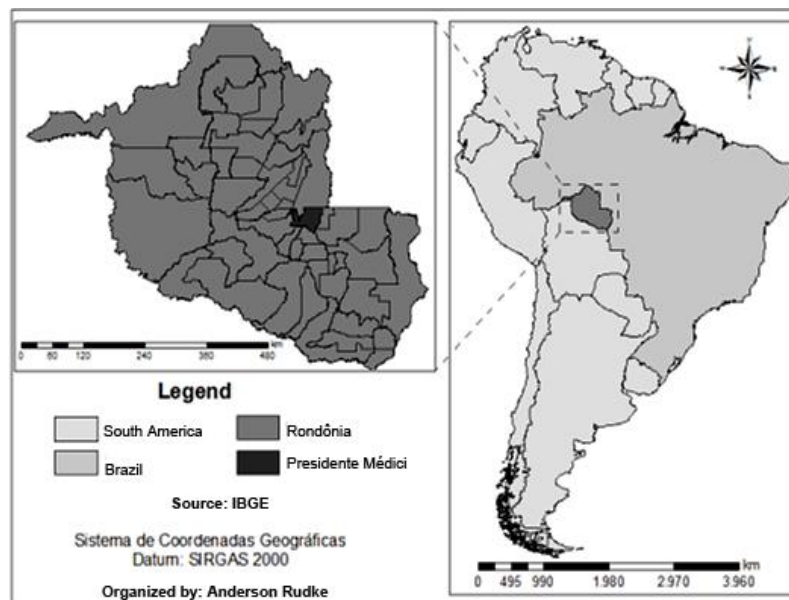


Figure 1. Location of the municipality of Presidente Medici, Rondônia, Brazil.



Monthly rainfall data (Fig. 2) were provided by EMBRAPA (Brazilian Agricultural Research Corporation) Presidente Medici, Rondônia. The sample collections of this study occurred on the fifth day of each month from August 2013 to June 2014. The sampling sites at the reservoir were marked by GPS (Garmin GPS map 76CS x). According to Fig. 3 the first sample point (1) refers to the area near the reservoir formation, that is, near the entrance of its main water supply; the second point (2) was in a transition area, on which homes are found along the banks of the reservoir; and the third sampling point (3) was near the reservoir water outlet to the fish ponds of the fish farm. The last collection site was in the effluent of the fish farm (4). Samples were collected in the subsurface, and the analyzed data belong to the first layer (epilimnion).

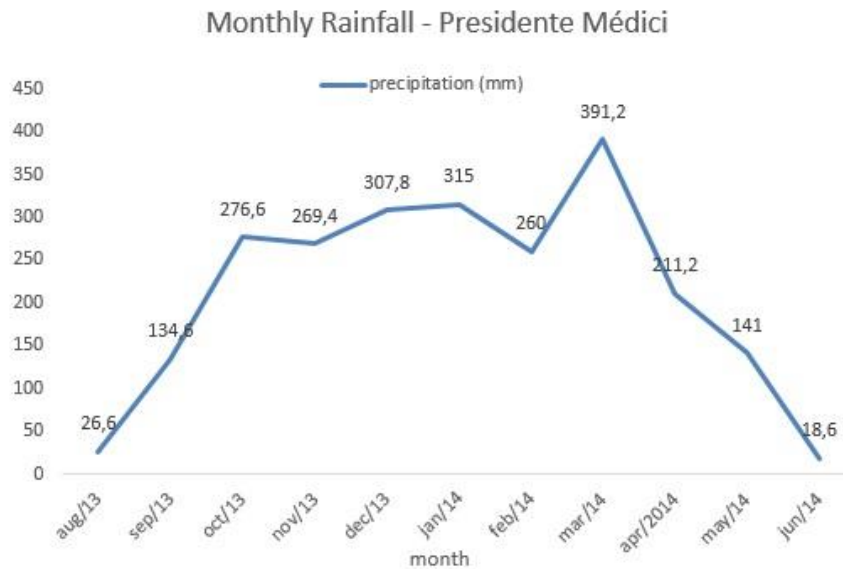


Figure 2. Monthly rainfall in the municipality of Presidente Medici, RO, Brazil.



Figure 3. Image from the Carlos Eduardo Matiazze reservoir and the aquaculture fish ponds. Adapted from Google Earth, 2014.

To determine the physical and chemical parameters we used a previously calibrated multiparameter probe, *YSI Professional Plus* brand, and the analyses were carried out *in situ* namely, temperature, dissolved oxygen, pH and electrical conductivity. For microbiological analysis, the collection was done following the recommendations by The National Health Foundation FUNASA (Brasil, 2006) as follow. The glass was dipped with the mouth down, 15-30 cm below the water surface. The mouth was only opened inside the water.

Samples near the margin or in stagnant areas of the reservoir were not collected. Coliforms were quantified by the method of Most Probable Number (MPN) 100 ml⁻¹ by the multiple tubes technique (Brasil, 2006).

After collection, the samples were transported in thermal bags with ice at an approximate temperature of 4°C for analysis at the Chemical Laboratory of the Federal Institute of Science and Technology of Rondônia, Ji-Paraná Campus. The results were compared with the standards established by the Brazilian legislation, CONAMA Resolution 357/2005 on fresh water, especially the class 2 and which refer to aquaculture and fishing activity.

Results

Limnological analysis

The temperatures showed little variation throughout the year in both the reservoir and the effluent. The average temperature of all sampling points of the reservoir was 29.6°C, registering a maximum of 39.7°C and a minimum of 27°C (Fig. 4a). In the effluent sampling point variation was between 26°C and 30.5°C.

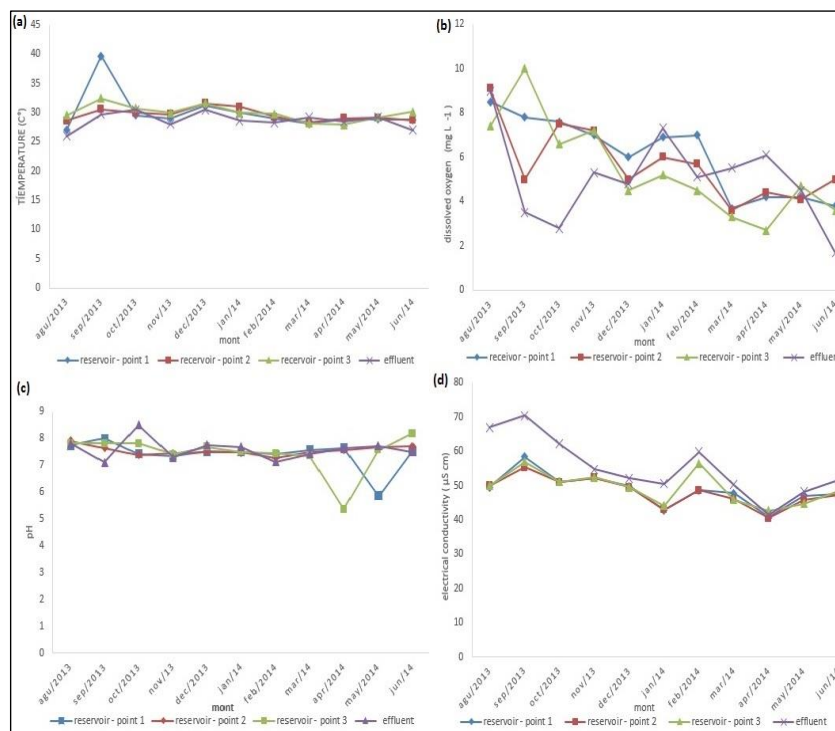


Figure 4. Annual variation of limnological variables of the Carlos Eduardo Matiazze reservoir. (a) Temperature (C°), (b) Dissolved Oxygen (DO) (mg L⁻¹), (c) pH and (d) Electrical conductivity (µS cm).



Dissolved oxygen presented averages between 5.0 and 5.7 mg L⁻¹ in all reservoir sampling points, whereas the default value recommended by the CONAMA (Brasil, 2005) resolution for class 2 water bodies should not be less than 5.0 mg L⁻¹ of oxygen. The values in the effluent sample point ranged from 1.7 to 9 mg L⁻¹ (Fig. 4b).

The pH ranged between 5.4 and 8.2 in the reservoir (Fig. 4c), while in the effluent range was between 7.1 and 8.5. In the reservoir, the lower and upper limits of the studied sampling points respectively indicate slightly acidic and slightly alkaline characteristics throughout the study period, maintaining an overall average of 7.5, what represents a positive aspect with respect to the quality of the water in the studied location.

Electrical conductivity is an indicator of salinity resulting from concentration of salts, acids and bases in natural waters. The values of electrical conductivity varied from 40.5 to 58.4 μS cm⁻¹ in the reservoir and from 41.4 to 70.4 μS cm⁻¹ in the effluent (Fig. 4d).

Microbiological analysis

There was great variability of results both of total coliforms and thermotolerant coliforms all along the year. The total coliform values in MPN 100 mL⁻¹ of the reservoir water in sampling point 1 ranged from 3.6x10⁰ to 9.3x10²; in point 2 from 3.6x10⁰ to 1.5x10³, and point 3 from 3.6x10⁰ to 2.4x10³. In the effluent sampling point it ranged from 9.3x10¹ to 4.3x10³ (Fig. 5a). The thermotolerant coliforms in point 1 ranged from 3.0x10⁰ to 7.4x10¹; in point 2 from 3.0x10⁰ to 4.3x10²; and in point 3 from 3.6x10⁰ to 9.3x10² (Fig 5b).

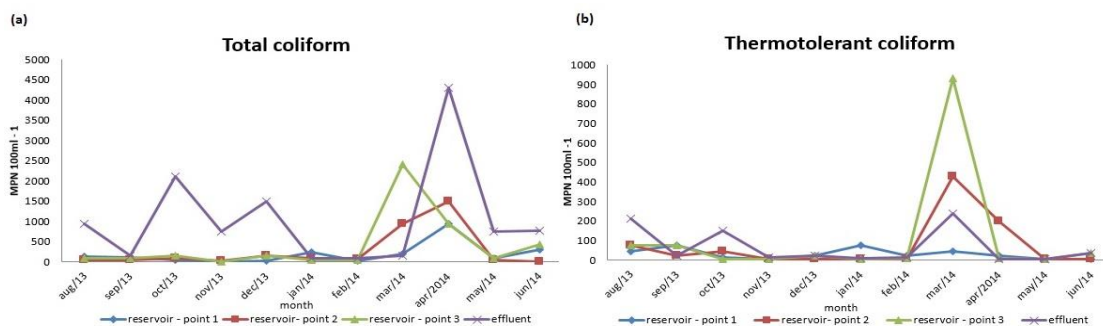


Figure 5. Annual variation of (a) Total Coliforms and (b) Fecal Coliforms of the Carlos Eduardo Matiazze reservoir.

Discussion

Limnological analysis

In October and November 2013 there was a slight decrease in temperature at all sampling points with regard to the other months. In December we obtained the second highest temperature of the year for the studied sampling points. The lowest temperatures obtained, in general, were in the effluent, probably due to the vegetation nearby. Kubitza (1998) shows that the optimal temperature range for tropical fish breeding is between 28°C and 32°C. The average values of the temperature of the reservoir sampling points were similar to those obtained by Paiva (2014), who found values of 27.8°C to 29.9°C

in a fish farming system in the city of Ji-Paraná/RO.

Regarding the dissolved oxygen (DO), we observed low values of dissolved oxygen in the effluent in the months of September, October and December 2013, and in May and June 2014. Perhaps, a greater amount of organic matter from the rest of fish feed and excretion was released, which also demand greater oxygen consumption. In April 2014, sampling point 3 of the reservoir had low values of DO, 2.7 mg L^{-1} , lower than what is recommended. Low oxygen concentrations may indicate pollution or degradation of organic matter (Esteves, 1998).

When the DO values are below 2 mg L^{-1} , it may be lethal to most species of fish depending on the exposure time. Sampling point 3 is close to the water supply entrance of the fish farm, however, the water that goes to the fish ponds comes from a place that is more than 2 meters deeper than the sampling point, and according to Esteves (1998), from two meters depth onwards there is a strong dissolved oxygen deficit and a sharp increase in carbon dioxide.

As for pH, in June 2014 it reached 8.0 in sampling point 2 of the reservoir, where there are urban domestic waste discharges brought by rain toward the site studied, bringing an excess of organic load, what influenced the increase of the population of algae that, owing to photosynthesis, caused the consumption of carbon dioxide and a consequent increase in pH (Von Sperling, 2005). Sampling point 3 in April 2014 and point 1 in May of that year had the lowest pH values, showing tendency to acidity probably due to the carbon dioxide that is produced at night by aquatic microorganisms. Slightly lower pH values at this sampling point may also be related to the decomposition process of organic matter (Esteves, 1998).

In September we obtained the highest conductivity index of all studied points, that was of $70.4 \mu\text{S cm}^{-1}$ in the effluent sampling point, showing evidence of a higher concentration of ions that month. In the months from November 2013 to January 2014 there was a decrease in the values probably because of the rains, since conductivity can be reduced when there is dilution of ions. The same situation with regard to rainfall was reported in the studies by Paiva (2014) at the reservoir and in the effluents of a fish farming system in Ji-Parana, RO.

Microbiological analysis

Contamination by coliforms in water bodies is considered a critical problem if it is a source of water supply. The CONAMA Legislation (Brasil, 2005) does not set limits for total coliforms of fish farm water. Finding these microorganisms in the water does not necessarily represent potential problems for health, since its contents are not indicative of fecal contamination. However, the microbiological composition of the pond water reflects on the microbiological quality of the fish. The higher the microbial load of the water, the greater the quantity of microorganisms the fish will present.

Total coliform rates were high in the months of August, September and October 2013 and January, March, May and June 2014. It is possible that the high rainfall during these months may have affected the quality of water bodies as rains may have carried soil microorganisms to the water. We considered that the urban organic waste and the nearby animal waste - such as sheep, cattle, horses, dogs and birds that defecate in the soil - contributed to increase the levels of coliforms and hence the total coliforms (Boyd and Tanner 1998). However, thermotolerant coliforms remained with values within the limits established by CONAMA Resolution 357/2005 throughout the period of study at all sampling points.



Conclusions

The water of the reservoir and of the effluent presented acceptable values, according to CONAMA legislation, for all physical, chemical and microbiological parameters for most of the period studied. Thus, the water of the reservoir can be considered suitable for fish farming. As for the effluent, according to the evaluated parameters, it should not cause damage to the receiving bodies.

Acknowledgement

University Federal of Rondônia and CNPq (National Council for Scientific and Technological Development) for the opportunity to carry out this work, the guiding Dr. Ruth Bianchini Pontuschka dedication and patience, the Institute Federal of Education Science and Technology, from Ji - Paraná, at given location to work, to technicians IFRO, Marcia and Valerio, the help of the work in the laboratory.

References

- Boyd C.E., M. Tanner. 1998. Coliform organisms in waters of channel catfish ponds. *J. World Aquacult. Soc.*, 29: 74-78.
- BRASIL. 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Retrieved 29 may from de 2013. <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>.>
- BRASIL. 2006. Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água. 2ª ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 146 p.
- Esteves F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2ª edição. Rio de Janeiro. Interciência: FINEP, 226p.
- Kubitza F. 1998. Qualidade da água na produção de peixes. *Panorama da Aquicultura*. 8: 36 – 41.
- Paiva M.C. 2014. Análise da qualidade da água de um sistema de piscicultura: estudo de caso no município de Ji-Paraná / RO – Brasil. Ji-Paraná: UNIR, 2014. 89p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental), Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia.
- Parron L.M., D.H.F. Muniz, C.M. Pereira. 2011. Manual de Procedimento de amostragem e análise físico-química de água. Colombo: EmbrapaFlorestas, 68p.
- Von Sperling M. 2005. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG; v.1, 3.ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 452p.





Variabilidad hidrológica, fisicoquímica y de nutrientes en el Río González, Tabasco, durante sequías de los años 1990, 1995, 2000, 2005 y 2010

López-Hernández M.¹, Ramos-Espinosa M. Guadalupe², Alberto-Magaña M.³,
González-Farías Fernando A.¹ y Gómez-Ponce M. A.⁴

¹ Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, México, D.F. 04510. Autor de correspondencia: martinl@cmarl.unam.mx.

² Departamento de Producción Agrícola y Animal, UAM-X. Calzada del Hueso 1100, Colonia Villa Quietud CP. Delegación Coyoacán, México, D.F. 04960.

³ División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Km. 0.5 de la carretera Villahermosa-Cárdenas, C.P. 86040. Tabasco, México.

⁴ Estación de servicio e investigación "El Carmen", Carretera Carmen-Puerto Real, Km 10.5. C.P. 24157. Colonia Puesta del Sol. Cd. Del Carmen, Campeche, México.

Resumen

La cuenca del río González, estado de Tabasco, México, ha sufrido una intensa modificación de sus ambientes terrestres y acuáticos en las últimas cuatro décadas, debido a la alteración de su morfología, hidrología, vegetación de ribera y el uso del suelo. Se trabajó en cinco sitios a lo largo del Río González en la última semana de marzo de los años 1990, 1995, 2000, 2005 y 2010. Con base en ello se presenta la variación hidrológica, fisicoquímica y de nutrientes, en tiempo y espacio, durante el estiaje. Se registraron los cambios en la composición arbórea en las márgenes del río debido a las variaciones en la hidrología (disminución de velocidad de corriente y aumento de transparencia y salinidad). Los indicadores más relevantes de la variabilidad en el río fueron la profundidad, transparencia, velocidad de corriente y salinidad, los cuáles definen zonación hidrológica y fisicoquímica en el río, con una zona inicial con influencia de agua dulce y zona final con influencia marina.

Abstract

The basin of the González River, state of Tabasco, México, has suffered intense modification of their terrestrial and aquatic environments in the last four decades, due to the alteration of its morphology, hydrology, riparian vegetation and also land use. Five sites along the González River were sampled in the last week of March of 1990, 1995, 2000, 2005 and 2010. The hydrologic, physical, chemical and nutrient concentration variations during the dry seasons of all those years are presented. Tree species composition changes in the riverbanks, due to hydrologic variations (diminish of flow rate, salinity and transparency increases), were recorded. The most relevant indicators of variability in the river are depth, transparency, flow rate and salinity, which together define hydrological and physicochemical zonation in the river, with an upper basin initial zone with freshwater influence and a final zone with marine influence.

Palabras clave: fluvial, tropical, lagunas

Introducción

El Río González se ubica en la planicie de inundación del Estado de Tabasco y conforma un complejo sistema fluvio-lagunar con grandes extensiones de pantanos, humedales, sistemas riparios, lagunas dulceacuícolas y costeras, todos estos sistemas presentan una alta y variada actividad petrolera

(exploración, extracción y transporte), así como actividad pesquera en medios dulceacuícola y salobre.

Este río es considerado como el último afluente del río Grijalva en su paso por la planicie tabasqueña, y debido a sus crecientes anuales se han efectuado, para su control y manejo diversas obras de ingeniería hidráulica tales como represamiento, derivación, distribución y obras de protección contra inundaciones. Así mismo, en la cuenca alta en el estado de Chiapas se regula su cauce mediante la retención y uso del agua para generación de energía eléctrica por medio de un sistema de presas hidroeléctricas en cascada, dada su ubicación a diferentes altitudes sobre el nivel del mar, tales presas son la Ing. Manuel Moreno Torres “Chicoasén” (capacidad 1,376 hm³) Belisario Domínguez “La Angostura” (capacidad 10,727 hm³), Nezahualcóyotl “Malpaso” (capacidad 9,605 hm³) y Ángel Albino Corzo “Peñitas” (capacidad 1.091 hm³). Estas presas en conjunto almacenan 22.5%, aproximadamente, del total nacional de capacidad instalada de las principales presas (CNA, 2002; SEMARNAT, 2006).

Los cambios ocasionados por el control hidráulico del río Grijalva a lo largo de su cuenca son evidentes en los meses de sequía cuando el agua tiene niveles bajos, por lo que se podría asumir que el sistema fluvio-lagunar del río González mostrará efectos de primer orden (hidrología, flujo, calidad del agua, fisicoquímica) y de segundo orden (forma del canal, sustrato, macrofitas y otras comunidades biológicas) derivados de la regulación de ríos y que serán diferentes en intensidad a lo largo del tiempo (Newson, 1994). Elliot *et al.*, (2000), señalan que todo río que es controlado en los meses de sequía, cuando hay abundante evaporación por las altas temperaturas y sometido a la desaparición de la vegetación arbórea, el nivel hidrológico se ve afectado significativamente y se generan transformaciones graduales del sistema (Auble *et al.*, 1994; Newson, 1994).

En los ríos tropicales mexicanos es escaso el conocimiento hidrológico, tanto en períodos anuales como en períodos más amplios. La carencia de estudios recientes no ha permitido valorar científicamente los cambios adversos en cuanto a cantidad y calidad del agua por cambios en la red de drenaje hídrico (canales, caminos y puentes para actividad petrolera), mayor entrada e influencia de agua marina, cambios en la composición y estructura vegetal o cambios en los usos del suelo, lo que imposibilita tener bases para las futuras decisiones en la política de conservación, así como los efectos de procesos como el cambio climático. Para esto, el estudio se enfocó en la evaluación de los cambios hidrológicos, fisicoquímicos y de nutrientes en los meses de sequía, cada cinco años en el período 1990-2010, para conocer la transformación de este sistema fluvio-lagunar a largo plazo.

Área de estudio

El río González se localiza entre los 18° 15' y 18° 26' latitud Norte y los 92° 51' y 93° 05' longitud Oeste (Fig. 1), es el último efluente de la cuenca baja del río Grijalva; tiene una longitud aproximada de 50 km, recibe aportes de diferentes lagunas someras y de arroyos que drenan la gran zona inundable de La Chontalpa y de los pantanos de Centla, en su zona final desemboca al Golfo de México. El clima es tropical lluvioso, cálido húmedo, con temperatura mínima y máxima de 23°C a 33°C respectivamente con extremas hasta de 41°C; precipitación anual de 1,500 a 2,000 mm.

La temporada de sequía va de marzo a mayo, las lluvias se presentan todo el año, siendo más abundantes de junio a octubre. La zona es considerada inundable con grandes extensiones de pantanos y humedales, así como lagunas dulceacuícolas de origen fluvial y lagunas costeras. Tanto las zonas pantanosas como las inundadas son originadas por el aporte de agua de los ríos tributarios y por las elevadas precipitaciones sobre terrenos arcillosos y de drenaje lento en una zona de la planicie que



va de 0 a 40 m s.n.m. con abundante vegetación arbórea y arbustiva. El panorama hidrológico es una saturada red de escurrimientos que conforma un mosaico de sistemas dulceacuícolas lénticos y lóticos (Dávila, 1988).

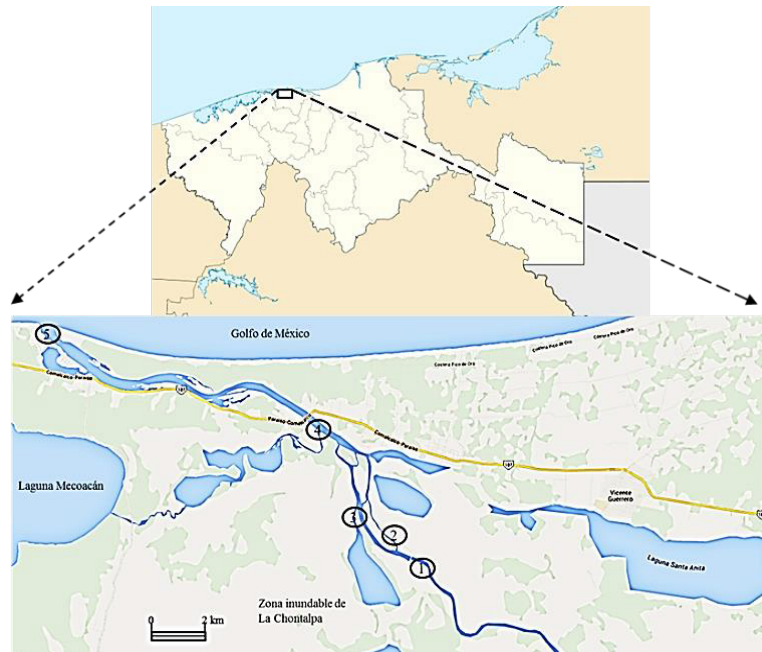


Figura 1. Ubicación del río González, Tabasco y área inundable de la Chontalpa.

Material y métodos

En la última semana de marzo de los años 1990, 1995, 2000, 2005 y 2010, considerada como representativa de la temporada de sequía, se realizaron muestreos hidrológicos y fisicoquímicos en cinco sitios a lo largo del río González y además, se realizaron registros de la vegetación riparia en cada sitio muestreado. La selección de los sitios de muestreo (Fig. 1) se hizo con base en la zonación de la cuenca propuesta por López *et al.* (1990): sitios 1 y 2 (Inicial), sitio 3 (Intermedia), sitios 4 y 5 (zona final).

Hidrología. Se hicieron mediciones de profundidad total (Prof.) con sondaleza marcada en metros; transparencia del agua (Transp.) con promedio de lecturas de disco de Secchi y velocidad de corriente superficial (Corr.S.) con cuerpo de deriva (Welch, 1948; Reid y Wood, 1976; Quiñones y Guzmán, 1986). En los años 2005 y 2010 la medición de profundidad se hizo mediante un sensor digital con rango de 0 a 70 m y precisión de 5 cm.

Fisicoquímica y Nutrientes. Se colectaron muestras sub-superficiales de agua, a 40 cm con una botella tipo Van Dorn horizontal de 3 l de capacidad, para la determinación de salinidad, alcalinidad total, oxígeno disuelto y nutrientes ($N-NH_3$, $N-NO_2$, $P-PO_4$) (APHA 1965; APHA-AWWA-WPCF, 1989). Para los años 2005 y 2010 la determinación de temperatura del agua, oxígeno disuelto y salinidad se efectuó *in situ* mediante la inmersión de un equipo multisensor, Hydrolab Surveyor II, con previa calibración en el sitio de trabajo.

Los datos de cada parámetro por sitio de trabajo y de cada año estudiado se sometieron a un análisis de coeficiente de variación (CV%). Para el análisis general del sistema en cada muestreo, se hicieron gráficas estadísticas considerando los promedios de cada parámetro en los sitios de trabajo

y su desviación estándar (D.S). Para determinar nivel de asociación de los parámetros, se hizo un análisis de cúmulos de enlace sencillo; las pruebas estadísticas y las gráficas se efectuaron empleando el software Statistica 6.0.

Registros de vegetación. Para señalar los cambios de vegetación riparia se realizaron observaciones y colectas de vegetación, incluyendo especies herbáceas, arbustivas y arbóreas a lo largo del río, en los años 1990, 1995 y 2005. Durante los recorridos se aplicaron entrevistas directas con los habitantes ribereños y pescadores para conocer de viva voz los cambios ocurridos en el área de estudio.

Resultados

Variabilidad temporal

Considerando al $CV\% > 20$ como significativo, el río en general presentó variaciones significativas en profundidad, transparencia, velocidad de corriente, $N-NO_2$, $N-NH_3$ y $P-PO_4$, mismas que se mantuvieron en todos los muestreos. Las menores variaciones se registraron para el oxígeno disuelto, alcalinidad total y temperatura. La salinidad presentó los $CV\%$ más altos en todos los registros debido a que los sitios 4 y 5 se ven influenciados por la entrada de agua marina al estar ubicados en la zona estuarina, en particular en los años 2005 y 2010 (Tabla 1).

Entre 1990 y 2000 el río González tuvo el mayor impacto en aspectos hidrológicos considerando la tendencia descendente de la profundidad de 5.58 m a 4.02 m y la velocidad de corriente de 0.56 m s^{-1} a 0.17 m s^{-1} , en tanto que en el mismo período, la transparencia promedio del agua aumento de 0.45 m hasta 0.82 m; sin embargo, en ese mismo período la salinidad tuvo valores promedio bajos con poca influencia marina, y tuvo sus mayores efectos en 2005 donde registró los mayores promedios, llegando a 14.52 ups y registrándose concentraciones de salinidad incluso en el sitio 3, en tanto que la alcalinidad registró su mayor promedio (201.8 mg l^{-1}) en 2010. La temperatura del agua presentó promedios con poca variabilidad en todo el período estudiado, en tanto que el oxígeno disuelto fue incrementando sus valores de 4.84 mg l^{-1} en 1995 a 8.11 mg l^{-1} en 2010; los nutrientes también tuvieron poca variabilidad, registrándose las mayores concentraciones cerca de la zona estuarina (Tabla 1).

Variabilidad espacial

Con base a los valores promedio, el sitio 1 (Arenal) presentó la menor profundidad (2 m) y tuvo menos cambios en todo el período estudiado, en cambio el sitio 5 (Chiltepec) presentó variación en su profundidad, de 6 a 9 m, por ser la zona de mayor influencia de las mareas, presentando gran dinamismo entre el agua dulce y el agua marina. Sin embargo, la mayor variabilidad (desviación estándar) en la profundidad correspondió al sitio 2 (Boca Grande) por ser una zona constantemente dragada para transportar materiales de PEMEX. La transparencia promedio del agua fue menor a 1 m, los menores valores se registraron en el sitio 1 (0.5 m) y los más altos (0.75 m) en el sitio 4 (Jalapita) donde el río es más ancho (estimado en 300m).

La velocidad del corriente tuvo sus menores promedios en el sitio 2 donde el flujo es laminar contrastando con el flujo turbulento del sitio 5 que recibe varios afluentes. Con respecto a la salinidad se aprecian dos zonas, la lítica dulceacuícola (0-2 ups) de los sitios 1 a 3 y la zona estuarina en los sitios 4 y 5 con salinidad de 2 ups a 15ups. La alcalinidad total se mantuvo estable, alcalinidad media con valores promedio de 170 mg l^{-1} como $CaCO_3$ en todo el sistema durante el período estudiado. La



temperatura tuvo los mayores promedios en la zona lagunar y somera, con descensos en la zona estuarina, que corresponde a los sitios con mayor profundidad, mayor velocidad de corriente e influenciada por la marea, aportando agua marina de menor temperatura. El oxígeno disuelto siempre fue mayor a 4 mg l⁻¹ y presentó poca variación entre los sitios.

Tabla 1. Estadística general de hidrología, fisicoquímica y nutrientes del río González por año. (Mín = mínimo, Máx = máximo, Prom = promedio, D.S. desviación estándar, C.V.% = coeficiente de variación). (En negritas, variaciones significativas, con C.V. % >20).

1990	Prof. m	Transp. m	Corr.S. m s ⁻¹	Sal. ups	Alc. T. mg l ⁻¹	Temp. °C	O.D. mg l ⁻¹	N-NH ₃ mg l ⁻¹	N-NO ₂ mg l ⁻¹	P-PO ₄ mg l ⁻¹
Mín	1.30	0.30	0.21	0.07	131.00	27.30	3.70	0.11	0.019	0.06
Máx	8.50	0.70	1.06	4.33	137.00	29.50	5.90	0.27	0.190	0.45
Prom	5.58	0.45	0.56	0.93	134.60	28.18	5.24	0.20	0.106	0.16
D.S.	2.75	0.15	0.32	1.90	2.51	1.00	0.90	0.08	0.075	0.17
C.V.%	49.36	34.06	26.86	204.93	1.86	3.54	17.26	40.15	70.497	106.33
1995										
Mín	1.50	0.42	0.05	0.09	108.00	27.60	4.30	0.12	0.025	0.03
Máx	7.80	0.85	0.98	6.12	146.00	29.30	5.30	0.31	0.076	0.08
Prom	4.96	0.67	0.48	1.31	122.60	28.56	4.84	0.22	0.054	0.05
D.S.	2.42	0.17	0.34	2.69	15.74	0.84	0.46	0.09	0.019	0.02
C.V.%	48.69	25.94	70.34	206.06	12.84	2.93	9.42	41.28	36.004	36.00
2000										
Mín	2.10	0.65	0.10	0.10	160.00	27.50	4.90	0.24	0.016	0.02
Máx	5.40	1.18	0.23	6.14	178.00	29.00	6.80	0.37	0.020	0.06
Prom	4.02	0.82	0.17	1.32	168.80	27.90	5.80	0.30	0.018	0.04
D.S.	1.38	0.21	0.05	2.69	7.01	0.62	0.80	0.05	0.001	0.02
C.V.%	34.35	25.86	27.74	203.74	4.16	2.22	13.79	18.15	8.150	42.64
2005										
Mín	1.60	0.45	0.10	0.19	145.00	26.50	5.10	0.58	0.028	0.04
Máx	8.00	0.90	0.60	31.43	188.00	27.90	10.25	1.16	0.085	0.10
Prom	4.80	0.66	0.26	14.52	167.60	27.30	8.11	0.86	0.049	0.07
D.S.	2.88	0.19	0.21	15.78	16.16	0.52	2.02	0.25	0.025	0.02
C.V.%	60.04	29.05	80.56	108.67	9.64	1.89	24.90	28.84	49.721	32.48
2010										
Mín	2.20	0.38	0.11	0.17	180.00	28.30	5.75	0.75	0.061	0.08
Máx	7.10	0.60	0.94	11.27	245.00	28.90	7.74	1.46	0.148	0.24
Prom	4.32	0.47	0.54	2.40	201.80	28.54	6.85	1.05	0.093	0.13
D.S.	2.02	0.09	0.40	4.96	26.76	0.23	0.73	0.29	0.034	0.06
C.V.%	46.85	18.47	73.29	206.60	13.26	0.81	10.66	27.20	36.996	47.69

El N-NH₃ registró valores entre 0.5 y 0.7 mg l⁻¹ a todo lo largo del sistema y en todo el tiempo estudiado; el N-NO₂ registró promedios por debajo de 0.1 mg l⁻¹ con el menor promedio en el sitio 1 (0.03 mg l⁻¹), en los sitios 3 y 5 se registraron 0.08 mg l⁻¹, aunque en toda esta zona recibe los aportes de los sistemas lagunares someros, la zona estuarina registró promedios similares al sitio 3; las concentraciones de P-PO₄ fueron menores a 0.4 mg l⁻¹, los valores más bajos se registraron en la zona lagunar, sitios 1 a 3 con 0.07 mg l⁻¹, la mayor variación y mayor promedio de 0.16 mg l⁻¹ lo registró el sitio 4 de la zona estuarina (Fig. 2).

En resumen, los sitios 1, 2 y 3 de la zona interior y con aportes de agua de lagunas dulceacuícolas someras y con cultivos en sus riberas registraron los valores menores de profundidad, transparencia, salinidad y concentraciones de N-NH₃, N-NO₂ y P-PO₄, pero mayor temperatura; en cambio, los sitios 4 y 5 de la zona estuarina fueron mayores en profundidad, transparencia, salinidad y concentraciones de nutrientes, pero menor temperatura (Fig. 2).

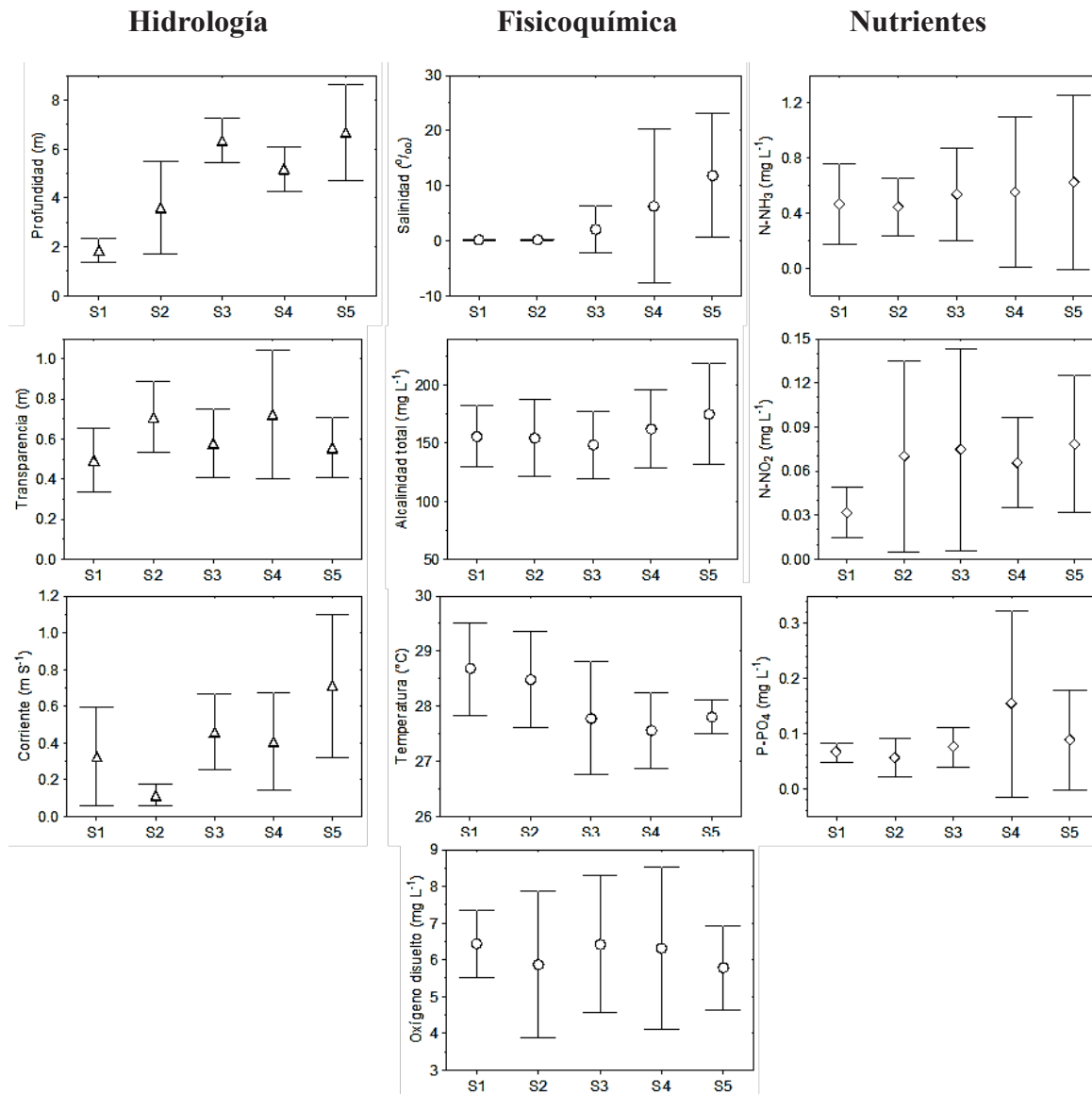


Figura 2. Variabilidad espacial hidrológica, fisicoquímica y de nutrientes por sitio de muestreo (S1, S2, S3, S4 y S5). Se presenta la media y desviación estándar, considerando los valores de cada año de trabajo (n=5).

El análisis de conglomerados o “cluster” mostró un grupo bien definido, asociando los nutrientes (N-NH₃, N-NO₂, P-PO₄) con la velocidad de corriente y transparencia del agua, lo que se ve reflejado en la zona estuarina. Se presentó un segundo grupo conformado por el oxígeno disuelto y la profundidad, al que posteriormente se agrupan salinidad y temperatura, presentándose al final la alcalinidad total que fue el parámetro con menor variabilidad (Fig. 3).

La agrupación entre los sitios de estudio reflejó una fuerte asociación entre los sitios 1 y 2, con influencia lagunar, someros, con baja salinidad, mayores temperaturas y baja concentración de nutrientes; a este conglomerado se van agregando secuencialmente los sitios 3, 4 y 5. La variabilidad de los parámetros mostró la zonación del río propuesta por López *et al.* (1990): los sitios 1 y 2 ubicados en la parte inicial, el sitio 3 intermedio y los sitios 4 y 5 en la parte final (Fig. 3).

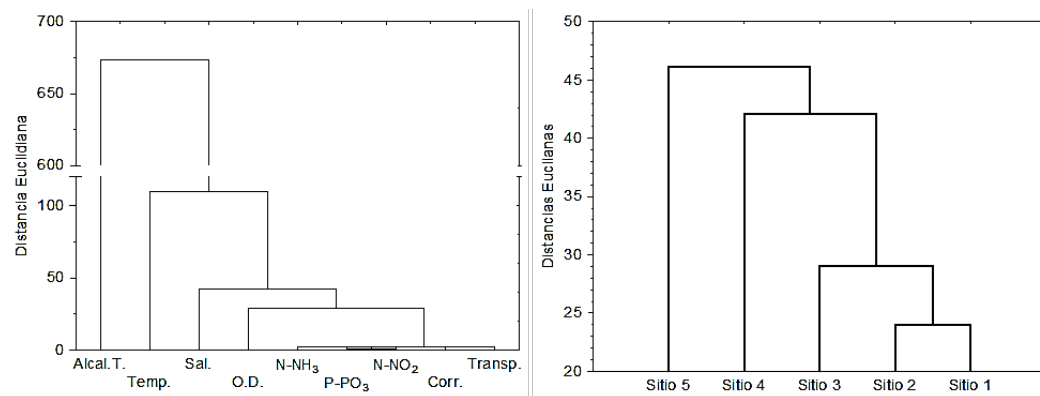


Figura 3. Se presenta el análisis de conglomerados, en agrupamientos por parámetros y por sitios de trabajo.

Cambios en la vegetación riparia del río

En resumen, los sitios 1, 2 y 3 de la zona interior y con aportes de agua de lagunas dulceacuícolas someras y con cultivos en sus riberas registraron los valores menores de profundidad, transparencia, salinidad y concentraciones de N-NH₃, N-NO₂ y P-PO₄, pero mayor temperatura; en cambio, los sitios 4 y 5 de la zona estuarina fueron mayores en profundidad, transparencia, salinidad y concentraciones de nutrientes, pero menor temperatura (Fig. 2).

El análisis de conglomerados o “cluster” mostró un grupo bien definido, asociando los nutrientes (N-NH₃, N-NO₂, P-PO₄) con la velocidad de corriente y transparencia del agua, lo que se ve reflejado en la zona estuarina. Se presentó un segundo grupo conformado por el oxígeno disuelto y la profundidad, al que posteriormente se agrupan salinidad y temperatura, presentándose al final la alcalinidad total que fue el parámetro con menor variabilidad (Fig. 3).

La agrupación entre los sitios de estudio reflejó una fuerte asociación entre los sitios 1 y 2, con influencia lagunar, someros, con baja salinidad, mayores temperaturas y baja concentración de nutrientes; a este conglomerado se van agregando secuencialmente los sitios 3, 4 y 5. La variabilidad de los parámetros mostró la zonación del río propuesta por López *et al.* (1990): los sitios 1 y 2 ubicados en la parte inicial, el sitio 3 intermedio y los sitios 4 y 5 en la parte final (Fig. 3).

Desde 1985 se han intensificado las actividades petroleras en las márgenes del río González, a través de la construcción de canales que han provocado la desecación de los terrenos, por lo que la vegetación primaria que ahí crecía ha ido desapareciendo. Aunado a estas actividades está el efecto de retención de agua en las presas hidroeléctricas en la zona alta de la cuenca del río, causando que disminuya el flujo de agua que llega al río, lo cual ha provocado que el volumen de agua dulce que se descarga hacia el mar sea menor y por lo tanto, se tiene que la intrusión de la cuña salina del agua de mar penetra a mayor distancia tierra adentro. Esto conduce a que el agua de mar comience a introducirse hacia cuerpos de agua lagunares, se comprobó con los registros de salinidad (Tabla 1), presentándose el mayor efecto en el 2005.

La desaparición de la vegetación y el incremento en la salinidad ha promovido cambios en el uso del suelo y por tanto se incrementó la diversificación de actividades productivas en las márgenes del río. A partir de 1995 la densidad poblacional de la vegetación riparia acuática, comenzó a disminuir levemente.

El cambio en el uso del suelo se evidenció claramente en el área cubierta por popal, el que comenzó a disminuir por la desecación de terrenos debida a la apertura de canales y drenes, este tipo de vegetación dio paso al desarrollo de grandes extensiones de pastizales que comenzaron a utilizarse para la ganadería, misma que comenzó a proliferar en estas zonas. Muchos de los árboles relictos de selva alta o mediana perennifolia, se dejaron para sombra del ganado, pero los árboles grandes fueron talados y cortados para ser usados como postes de cercas para delimitar terrenos.

En 1995 se presentó otro cambio en el uso del suelo, el que consistió en aprovechar los márgenes secos del río para sembrar maíz de temporal, en tanto que algunas extensiones previamente utilizadas como pastizales para ganadería fueron abandonadas. En las márgenes del río, colonizó como especie dominante el tule, *Typha latifolia* (Tabla 2). La actividad pesquera fue cambiado, dedicándose actualmente a la pesca de camarón marino, dejando a un lado la pesca de especies nativas como la “mojarra castarrica”, (*Cichlasoma urophthalmus*) o el “pejelagarto” (*Lepidoseus viridis*) que eran abundantes en esta zona.

Tabla 2. Cambios de la vegetación riparia del río González, de 1985 a 1995.

Nombre común	Especie (1985)	1995
Tinto	<i>Haematoxylum campechianum</i>	Desaparecida
Pucté	<i>Bucida buceras</i>	Desaparecida
Sauce	<i>Salix chilensis</i>	Escasa
Tucuy	<i>Pithecellobium dulce</i>	Desaparecida
Popal	<i>Thaliageniculata</i>	Escasa
Tule	<i>Typha latifolia</i>	Dominante
Molinillo	<i>Cyperus giganteus</i>	Escasa

Discusión

El río González conforma un complejo sistema fluvio-lagunar con grandes extensiones de pantanos, humedales, sistemas riparios, lagunas dulceacuícolas y lagunas costeras, así como actividades pesqueras, ganaderas y recientemente agrícolas. A la fecha, se han seguido construyendo bordos marginales de defensa, cortes de rectificación de meandros, encauzamientos de alivio y canales de drenaje en terrenos agrícolas (Grijalva, 1981; Zavala, 1988), que han continuado modificando la composición arbórea y acuática, así como de otros tipos de vegetación terrestre (West, 1976; López, 1980; Grijalva, 1981). En los meses de sequía el río presenta variaciones hidrológicas, debidas principalmente, al control o regulación de caudal que se da a largo de su cuenca, incluyendo las compuertas de la zona de la Chontalpa, cercana a los sitios 1 y 2.

La desecación provocada por la construcción de canales y drenes, así como el descenso de velocidad de corriente natural, han provocado cambios en la vegetación, uso de suelo y actividades productivas de la zona; los efectos en la hidrología debido a la regulación del río por las presas de la cuenca alta y el avance de agua marina o regresión de la línea de la costa tabasqueña, ya habían sido descritos por Ortiz-Pérez (1980), y en este estudio se aprecia su intensificación, coincidiendo con los datos reportados por Wang *et al.* (2006) respecto a los cambios en el flujo en amplios períodos de tiempo.

En la cuenca del río González la modificación del medio terrestre y acuático fue incrementada en las últimas cuatro décadas debido a la fuerte actividad petrolera, que por la necesidad de mantener y



generar vías de acceso a los pozos petroleros, efectúan dragados constantes para desazolvar canales, lagunas someras y terrenos aledaños, dando como resultado la alteración de la morfología, hidrología, suelos y cubierta vegetal (Zavala, 1988; Vázquez *et al.*, 1994).

En el río González la variabilidad hidrológica, fisicoquímica y de nutrientes en condiciones de sequía, ni fueron homogéneos ni continuos, así es que se distinguen la zona de influencia lagunar en las estaciones interiores o iniciales, así como la zona estuarina que presentó influencia del agua marina, evidente por el incremento en la salinidad así como de nutrientes provenientes de la cuenca, así como por las menores temperaturas. Tockner *et al.* (1999) señalan que los ríos de las zonas inundables difieren de la mayoría de los sistemas acuáticos, ya que la química del agua está directamente relacionada con los niveles del agua, especialmente de la zona inicial y final del sistema; en tanto que Revenga *et al.* (2000), señalan que los ríos represados o controlados tienen diversos efectos en la calidad del agua durante la temporada de secas.

En el río González se detectó un descenso significativo de la velocidad de la corriente superficial y un incremento en transparencia del agua y salinidad, sobre todo entre 1990 y 2010. A partir de 2005 en los sitios 3 y 4 se detectó la presencia de camarón, lo que indicaría que hubo mayor incidencia de agua marina entre 2005 y 2010, y demuestra el efecto de la retención del agua en diversas partes del río y coincide con lo reportado por Kassenga (1997), Tockner *et al.* (1999) y Kitheka *et al.* (2005).

Desde 1995 diferentes sitios del río, lagunas y áreas circundantes, fueron invadidos por nuevas especies de vegetación, así como por peces exóticos (carpas), debido a inundaciones en temporadas de lluvia y a la disponibilidad de nuevos hábitats como lo señalan Ward y Stanfod (1987), las carpas tuvieron éxito por la vegetación acuática sumergida enraizada que favoreció sus hábitos alimenticios y las concentraciones de oxígeno disuelto (Allan y Flecker, 1993), e inclusive algunas áreas inundables que funcionaban como humedales ya se han desecado, al respecto, Kassenga (1997) señala la época de sequía y las actividades antrópicas, como las causas del cambio o pérdida de humedales en el Lago Victoria. Al mismo tiempo, la vegetación arbórea afectada significativamente por el nivel hidrológico y la deforestación, van generando transformaciones graduales del sistema (Auble *et al.* 1994; Elliot *et al.* 2000); Richter *et al.* (1996); Wilk *et al.* (2001) y Shivoga *et al.* (2007) enumeran las consecuencias por el cambio de uso el suelo en las cuencas de ríos de tropicales de Tailandia y de Kenia.

Conclusiones

Las variabilidades hidrológica, fisicoquímica y de nutrientes en condiciones de sequía, no fueron ni homogéneas y ni continuas, principalmente por los aumentos en profundidad, salinidad, transparencia y nutrientes, sin cambios importantes en alcalinidad total, temperatura del agua y oxígeno disuelto. Los indicadores más relevantes de la variabilidad en el río fueron la profundidad, transparencia, velocidad de corriente y salinidad del sistema, evidenciando una zonación hidrológica y fisicoquímica en el río, en especial la zona inicial (Boca Grande) y zona final (Boca de Chiltepec).

El río muestra el efecto de las alteraciones en su entorno principalmente por desmonte, cambios de uso del suelo, menor vegetación arbórea riparia y acuática. La temporada de sequía y las actividades humanas descritas en este río controlado por compuertas en la zona inundable lagunar tienen impacto directo en la hidrología y las condiciones físicas y químicas de la zona inundable de sus alrededores.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-UNAM, Departamento de Producción Agrícola y Animal-UAM-X y a la División Académica de Ciencias Biológicas-UJAT por su invaluable apoyo para realizar esta investigación.

Bibliografía

- Allan J.D., A.S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43:22-43.
- A.P.H.A. 1965. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 12 ed. Am. Publ. Hlth. Ass. New York, U.S.A.
- A.P.H.A.-A.W.W.A.-W.P.C.F. 1989. Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Díaz de Santos, S.A. Madrid, España.
- Auble G.T., J.M. Friedman. 1994. Relating riparian vegetation to present and future stream flows. *Ecological Applications*, 4(3): 544-554.
- Caissie D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* 51:1389-1406.
- Calow P., G.E. Pets. 1992. *The Rivers Handbook, Vol. 1: Hydrological and Ecological Principles*. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- CNA. 2002. Estadísticas del agua 2003. Comisión Nacional del Agua. México. 60-74.
- Contreras M. 1979. Clima. Centro Regional Tropical Puyecatenco, Teapa, Tabasco. S.A.R.H. 37 pp.
- Elliot J.G., L.A. Hammack. 2000. Entrainment of riparian gravel and coboles in an alluvial reach of a regulated canyon river. *Regulated Rivers: Restauration & Management* 16: 37-50.
- Garnier J., G. Billen, N. Sánchez, B. Leporcq. 2000. Ecological functioning of the Marne Reservoir (Upper Seine Basin, France). *Regulated Rivers: Restauration & Management* 16: 51-71.
- Grijalva R.H. 1981. Historia del río Grijalva, hidrología, régimen natural y obras realizadas. Memorias Cauce Alivio Samaria-Golfo de México. Villahermosa, Tabasco. México. 228 pp.
- Junk WJ, P.B. Bayley, R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in River-Floodplain systems. P. Douglas, Dodge P. (ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Canadian. Special Publications Fisheries Aquatic Sciences. 116: 110-127.
- Kassenga G.R. 1997. A descriptive assessment of the wetlands of the Lake Victoria basin in Tanzania. *Resources, conservation and recycling*. 20:127-141
- Kitheka J.U., M. Obiero, P. Nthenge. 2005. River discharge, sediment transport and exchange in the Tana Estuary, Kenia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63: 455-468.
- López M.R. 1980. Tipos de vegetación y su distribución en el estado de Tabasco y Norte de Chiapas. Universidad Autónoma Chapingo. Centro Regional Tropical Puyecatenco. Dirección de Difusión Cultural. México. 125 pp.
- López H.M., Arenas V., Ruíz H. 1990. Zonación por algunas variables fisicoquímicas de la cuenca del Río González, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia* 7(3): 23-30.
- Miltner R.J., E.T. Rankin. 1998. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater Biology* 40: 145-158.
- Ortiz-Pérez M.A. 1988. Evidencias de cambios morfológicos del sistema litoral mediante el análisis de imágenes aéreas. Memoria de Simposio sobre Ecología del Delta Grijalva-Usumacinta, 1986. INIREB. 328 pp.
- Páramo D.S. 1984. Ictiofauna del río González y lagunas adyacentes. *Universidad y Ciencia* Vol. 1, 2:5-20.
- Quiñónez M.F., R.S. Guzmán. 1986. Técnicas de investigación de Recursos del Agua. United States Geological Survey WRIR 85-89. San Juan, Puerto Rico. 68 pp.
- Reid G.K., R.D. Wood. 1976. *Ecology of Inland waters and estuaries*. 2a. ed. D. Van Nostrand Company. New York. 485 pp.
- Richter B.D., J.V. Baumgartner, J. Powell, D.P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Ecology* 10: 1163-1174.
- Richter B.D., J.V. Baumgartner, R. Wigington, D.P. Braun. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Rosenberg D.M., P. McCully, C.M. Pringle. 2007. Global-scale environmental effects of hydrological alterations. www.internationalrivers.org/en/node/490.
- SEMARNAT. 2006. Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del agua. México. Págs. 37- 40.
- Shivoga W.A., M. Muchiri, S. Kibichi S., J. Odanga, S.N. Miller, T.J. Baldyga, E.M. Enanga, M. Gichaba. 2007. Influences of land/use cover on water quality in the upper and middle reaches of river Njoro, Kenya. *Lakes and Reservoirs: Research and Mangement*. 12: 97-105.
- Tockner K., D. Pennetzdorfer, N. Reiner, F. Schiemer, J.V. Ward. 1999. Hydrological connectivity, and the exchange of



- organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater biology* 41: 521-535.
- Van Vliet M.T.H., J.J. G. Zwolsman. 2008. Impact of the summer droughts on the water quality of the Meuse River. *Journal of Hydrology* 353, 1-17.
- Vázquez G.F., E.M. Gutiérrez, C.F. Aguayo, P.H. Fernández, R.A. Díaz, V.H. Alexander. 1994. El sistema Lagunar el Carmen-Pajonal-La Machona: su hidrodinámica, la estabilidad de sus bocas y de su línea de costa. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 132 p.
- Wang H., Z. Yang, Y. Saito, J.P. Liu, X. Sun. 2006. Interannual and seasonal variation of the Huanghe (Yellow River) water discharge over the past 50 years: connections to impacts from ENSO events and dams. *Global and Planetary Change* 50: 212-225.
- Ward J.V., J.A. Stanford. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers* 11:105-119.
- Welch P.S. 1948. *Limnological methods*. Mc. Graw-Hill Co. New York 381 pp.
- West R.G., N.P. Psuty NP, B.G. Tom. 1976. Las tierras bajas de Tabasco en el Sureste de México. Ed. Gobierno del Estado de Tabasco. Villahermosa, Tab. México. 326 pp.
- Wilk J., L. Andersson, V. Plermkamon. 2001. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river basin in northeast Thailand. *Hydrological Processes* 15:2729-2748.
- Zavala C.J. 1988. Regionalización natural de la zona petrolera de Tabasco. Casos de estudio. INIREB. División Regional Tabasco y Gobierno de Tabasco. 182 pp.





Coeficiente de difusión térmica en un lago monomíctico cálido tropical

Salas de León David Alberto¹, Alcocer Javier², Ardiles-Gloria Vilma² y Quiroz-Martínez Benjamín³

¹ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México. Autor de correspondencia: dsalas@unam.mx.

² Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México.

³ Colección Nacional de Crustáceos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado Postal 70-153, México 04510 D.F., México.

Resumen

Se analizó una base de datos de dos años de perfiles mensuales de temperatura del lago Alchichica, México, para estimar los valores del coeficiente de difusión térmica (K_z). Alchichica es un lago monomíctico cálido; se torna isotérmico cada año de enero a marzo, al inicio de la estación fría y seca y se estratifica el resto del año (de principios de abril a principios de diciembre) durante la estación cálida-lluviosa. La termoclina originalmente superficial y ancha se profundiza y se angosta a lo largo de la estratificación. K_z varía ampliamente con la profundidad, a lo largo del año y entre años, en un intervalo de 1.0×10^{-5} a $6.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. El intervalo de valores de K_z observados en Alchichica puede ser atribuido a las diferencias de las características locales de las condiciones térmicas del lago. Contrastando con el presente análisis, la mayor parte de los estudios reportan un valor único de K_z en sus resultados; sin embargo, el amplio intervalo de valores de K_z registrado en el presente análisis sugiere que usar un valor único de K_z podría conducir a conclusiones erróneas.

Abstract

A two-year data set of monthly temperature profiles from Lake Alchichica, Mexico, is used to estimate values of the vertical coefficient of diffusivity (K_z). Alchichica is warm monomictic and becomes isothermal annually from January to March, at the onset of the cold-dry season, while remains stratified along the rest of the year, from late March or early April to early December, during the warm-rainy season. K_z in Lake Alchichica is highly variable, changing with depth, along the year, and between years ranging from 1.0×10^{-5} a $6.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. The range of K_z values observed in Alchichica can be attributed to the local differences in the thermal conditions of the lake. Contrasting with our analysis, most studies use a single value of K_z in their calculations; however, the ample K_z range calculated in the present analysis suggest that using a single value of K_z could lead to erroneous conclusions.

Palabras clave: coeficiente de difusión, lago tropical, Alchichica

Introducción

Los estudios del comportamiento térmico de los lagos son importantes en el contexto del cambio climático debido a la memoria térmica de sus aguas profundas (Ambrosetti y Barbanti, 1999). Los lagos tropicales presentan diferencias importantes en relación a los lagos templados (Lewis, 1973, 1996). Tienen rangos estacionales de temperaturas más pequeños y reciben una radiación mínima mensual más alta que los lagos de altas latitudes (Lewis, 1996). La temperatura relativamente elevada en las

aguas de los lagos tropicales influye en su hidrodinámica, ya que éstos se estratifican con cambios de temperatura relativamente reducidos, debido a que a temperaturas altas se generan contrastes mayores de densidad. La estratificación de los lagos tropicales es menos estable. Asimismo, tienden a desarrollar gradientes verticales menores de temperatura, haciendo más difícil la identificación del metalimnion.

En general, los lagos tropicales se estratifican y se mezclan con más facilidad que los templados en respuesta a los cambios repentinos en la intensidad del viento y a las inversiones en el flujo de calor (Lewis, 1973). Los flujos de calor siempre ocurren entre dos medios que poseen diferente temperatura y son proporcionales a su gradiente, es decir, mientras mayor sea el gradiente de temperatura, más rápida será la transferencia de energía en forma de calor del medio de mayor calor al de menor calor (Lewis, 1987).

Materiales y Métodos

Sitio de muestreo

Alchichica es un lago mar ubicado en la región central de México ($19^{\circ} 24' N$, $97^{\circ} 24' O$) a una altitud de 2,345 m s.n.m. La temperatura ambiental anual varía de $-5.5^{\circ}C$ a $30^{\circ}C$, con un valor medio de $14.4^{\circ}C$. El lago tiene 62 m de profundidad máxima y 40.9 m de profundidad media, con un área superficial de 2.3 km² (Fig. 1). El lago es monomíctico cálido; circula anualmente desde finales de diciembre o inicios de enero a marzo, durante la estación fría y seca del año, mientras que permanece estratificado el resto del año (desde inicios de abril y hasta principios de diciembre), durante la estación cálida lluviosa (Alcocer *et al.*, 2000).

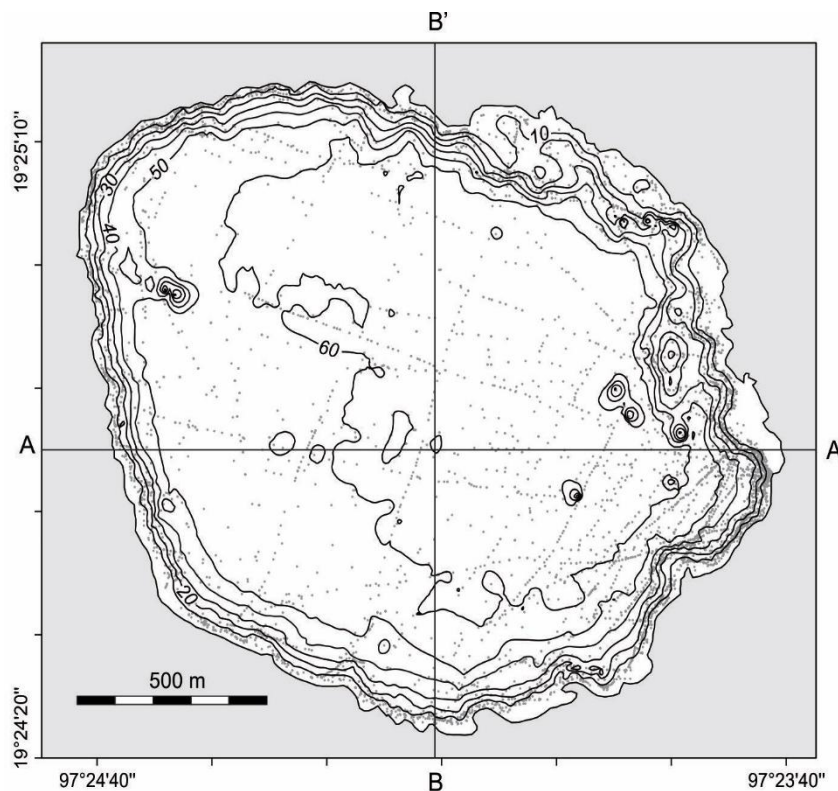


Figura 1. Batimetría del lago Alchichica, Puebla. (Isobatas en metros).



Metodología

Se registraron perfiles mensuales de temperatura a cada metro, obtenidos mediante una sonda multiparamétrica marca Hydrolab, modelo Datasonde 4 unida a una unidad de superficie modelo Surveyor 4. Los perfiles fueron tomados en la zona central, en la parte más profunda del lago. La resolución del termistor es de 0.01°C y la exactitud de ± 0.10°C.

Los perfiles mensuales de temperatura a lo largo de la columna de agua se graficaron para obtener la “evolución climática” de la termoclina del lago. La serie de tiempo de dos años de datos se utilizó para estimar los valores del coeficiente de difusión (K_z). La estructura térmica en los lagos es resultado de la interacción del calentamiento solar y el esfuerzo del viento sobre la superficie del lago. Si suponemos que el lago es horizontalmente homogéneo, la ecuación de difusión que describe el transporte vertical de calor en la columna de agua está dado por (Chin, 2006):

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial T}{\partial z} \right) + S_T$$

Donde T es temperatura y S_T es una fuente de calor o pérdida de calor en la columna de agua. En este estudio la fuente de calor principal es la radiación solar. Si consideramos que el calor aportado por la radiación solar se encuentra en la primera capa y que no hay otras fuentes o pérdidas de calor en la columna de agua, entonces S_T es cero. Por lo tanto podemos obtener K_z como:

$$K_z = \frac{\int_{-D}^z \frac{\partial T}{\partial t} dz}{\frac{\partial T}{\partial z}}$$

Resultados y discusión

La variación mensual de la temperatura (Fig. 2) muestra la formación de una termoclina y como ésta se va profundizando a lo largo del año. En enero y febrero el lago es verticalmente homogéneo, con temperaturas bajas. Hacia fines de marzo o inicio de abril el lago comienza a estratificarse por procesos que transportan calor de la superficie a las aguas profundas.

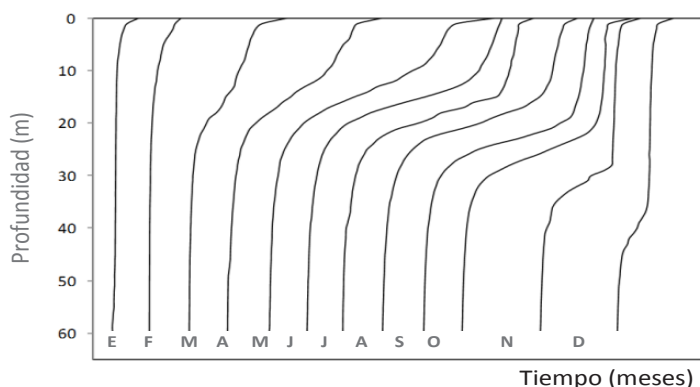


Figura 2. Evolución de la formación y profundización de la termoclina durante un ciclo anual “tipo” del lago Alchichica.

Del análisis del diagrama tiempo-profundidad de isotermas (Fig. 3) se observa claramente el patrón de monomixis cálida, con circulación invernal y estratificación el resto del año. También es posible observar ondulaciones en los diferentes estratos térmicos debido a que al irse profundizando la termoclina, al saturarse de calor la capa tiende a liberar algo de energía y la forma más sencilla es hacia arriba. La temperatura fue similar registrándose entre 14.54°C y 19.93°C para el primer año y 14.71°C y 19.70°C para el segundo año.

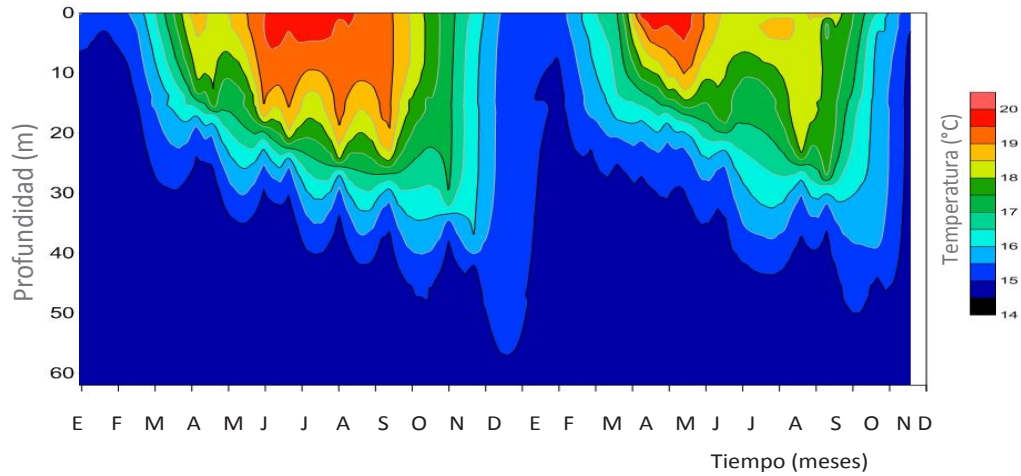


Figura 3. Diagrama profundidad-tiempo de isotermas (°C) de los dos ciclos anuales del lago Alchichica.

Los valores de K_z estimados para el lago Alchichica varían de $1.0 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ a $6.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (Fig. 4). Estos valores cambian en profundidad (desde la superficie del lago hasta el fondo) y en el tiempo (en los dos ciclos anuales), por lo que aun siendo un lago hidrodinámicamente regular es posible observar diferencias entre los valores de K_z . Estos valores se encuentran dentro del intervalo de los diversos valores de K_z que han sido reportados en la literatura mundial, los cuales fluctúa entre $10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ y $10^{-2} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (Tabla 1).

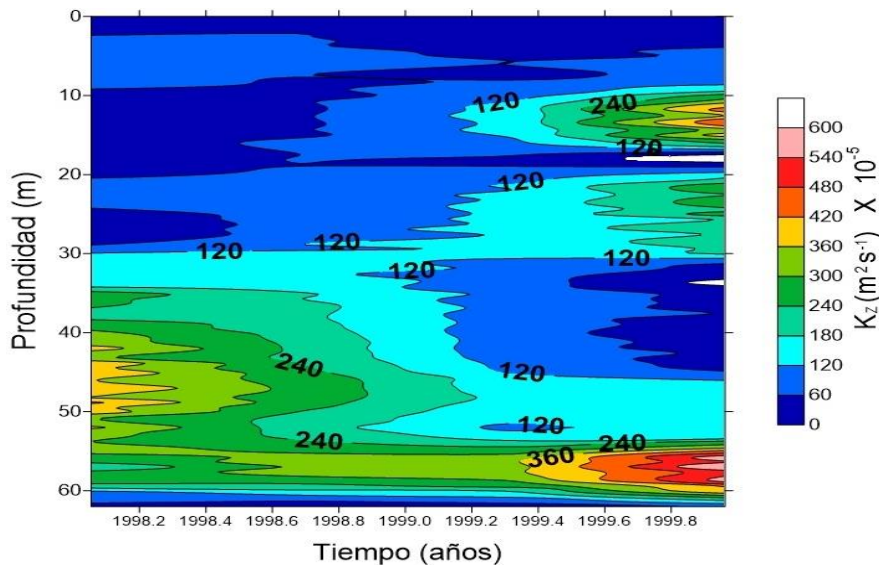


Figura 4. Diagrama tiempo-profundidad de isopletras del coeficiente de difusión térmica K_z ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$) estimados para el lago Alchichica en dos periodos anuales.

**Tabla 1.** Coeficiente de difusión térmica (K_z) registrados para diferentes lagos alrededor del mundo. (Alt = altitud, A = área, Z = profundidad, Lat = latitud, LA = latitud ajustada, Ref = referencia).

Lago	Lat	Alt (m s.n.m.)	LA	A (km ²)	Z (m)	K_z (m ² s ⁻¹)	Ref
Linsley Pond, EEUU	41° 19' 3" N	25	41°	0.092	6.5	3.3 · 10 ⁻⁷	Hutchinson (1957)
Mendota, EEUU	5° 54' 0" N	259	44°	0.04	25	2.5 · 10 ⁻⁶	Hutchinson (1957)
Sodom, EEUU	44° 19' 32" N	270	43°	0.027	7.62	7 · 10 ⁻⁷	Hutchinson (1957)
Mar Negro, Europa	43° 24' 46" N	0	31°	436,400	2,212	< 1 · 10 ⁻⁴	Khlopov (1958)
Mendota, EEUU	43° 5' 53" N	259	44°	0.04	12	1.43 · 10 ⁻⁷	Dutton y Bryson (1962)
Huron, Canadá-EEUU	44° 4' 0" N	176	47	59,600	229	7 · 10 ⁻⁴	Csanady (1964)
Erie, EEUU	59° 53' 34" N	173	44°	25,744	64	1.5 · 10 ⁻⁵	Csanady (1964)
Ontario, Canadá-EEUU	43° 16' 15" N	75	44°	19,500	244	2-7 · 10 ⁻⁶	Sweers (1970)
Castle, EEUU	44° 2' 48" N	107	32°	0.19	30	2 ± 7 · 10 ⁻⁸ a 4.5 ± 0.1 · 10 ⁻²	Jassby y Powell (1975)
Lanao, Filipinas	10° 40' 26"	67	7°	363	112	2-10 · 10 ⁻⁵	Lewis (1982)
Valencia, Venezuela	10° 6' 15" N	413	11°	350	39	9.4 · 10 ⁻⁶ a 2.3 · 10 ⁻⁵	Lewis (1983)
El Porcal, España	40° 17' 59" N	533	43°	0.45	6	1.3 ± 2.3 · 10 ⁻⁶	Álvarez-Cobelas et al. (1986)
Mono, EEUU	38° 11' 49" N	1946	46°	160	48	3.4 · 10 ⁻⁶	Jellison y Melack (1993)
Malawi, África	13° 30' 0" S	474	14°	29,000	700	6 · 10 ⁻⁴	Wüest et al. (1996)
Baikal, Rusia	53° 30' 0" N	455	55°	23,015	1432	1-9 · 10 ⁻³	Ravens et al. (2000)
Lugano, Suiza	46° 59' 10" N	273	48°	48.7	288	2-10 · 10 ⁻⁴	Aeschbach-Hertig et al. (2007)
Biwa, Japón	35° 19' 59" N	84	36°	670	103	10 ⁻⁷ a 10 ⁻⁴	Yamazaki et al. (2009)
Matano, Indonesia	2° 29' 7" S	382	3°	164	590	5 · 10 ⁻⁶ 1 · 10 ⁻²	Katsev et al. (2010)
Alchichica, México	19° 23' 59" N	2350	26°	2.3	62	1.0 · 10 ⁻⁵ a 6.6 · 10 ⁻³	Este estudio

Durante el primer año se observaron valores bajos de K_z desde la superficie hasta aproximadamente los 35 m de profundidad. Desde esta zona y hasta el fondo se obtuvieron valores intermedios, no sobrepasando los $3.6 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Contrariamente, el siguiente año se presentaron valores bajos de K_z desde la superficie y hasta los 10 m de profundidad y desde los 30 m hasta el fondo. Valores bajos de K_z indican regiones de poca actividad térmica, mostrando un reducido gradiente de temperatura. Por otro lado, los valores altos de K_z se registraron en el segundo año de estudio, mostrando el efecto de la transferencia de calor al interior del lago, fenómeno que ha sido descrito para otros cuerpos acuáticos (Benoit y Hemond, 1996).

Lewis (1987) considera que el área superficial es mucho más importante que la latitud en el transporte vertical de calor a través de la termoclina. Sin embargo, en el presente estudio no se encontró correlación alguna entre K_z y el área superficial ($R = -0.14$), la profundidad ($R = 0.06$), la latitud corregida ($R = -0.19$) o la altitud ($R = -0.12$).

Conclusiones

El coeficiente de difusión térmico estimado para el lago Alchichica se presentó como un coeficiente dinámico, que cambia durante el año, entre los años y con la profundidad, tomando valores cuyos órdenes de magnitud van de $1.0 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ a $6.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Contrariamente a lo que sugiere Lewis (1987) sobre que el área superficial es más importante que la latitud para explicar el transporte vertical de calor a través de la termoclina, en este estudio no se encontró correlación alguna entre K_z y el área superficial o la latitud. El intervalo de K_z encontrado para el Lago Alchichica sugiere que usar un único valor de K_z para los cálculos podría conducir a conclusiones erróneas.

Agradecimientos

El presente estudio contó con el apoyo de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico, UNAM (PAPIIT-IN204597) y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT-25430-T). Agradecemos el apoyo en campo de L.A. Oseguera y L. Peralta.

Bibliografía

- Aeschbach-Hertig W., C.P. Holzner, M. Hofer, M. Simona, A. Barbieri, R. Kipfer. 2000. A time series of environmental tracer data from deep, meromictic Lake Lugano, Switzerland, *Limnology and Oceanography* 52:257-273.
- Alcocer J., A. Lugo, M.R. Sánchez, G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 27:3166-3169.
- Alvarez-Cobelas M., A. Rubio, F.J. Acosta. 1986. Difusión vertical y estabilidad térmica en una laguna hipereutrófica. *Limnética* 2:1-9.
- Ambrosetti W., L. Barbanti. 1999. Deep water warming in lakes: an indicator of climatic change. *Journal of Limnology* 58:1-9.
- Benoit G., H.F. Hemond. 1996. Vertical eddy diffusion calculated by the flux gradient method: Significance of sediment-water heat exchange. *Limnology and Oceanography* 41:157-168.
- Chin D.A. 2006. *Water-Quality Engineering in Natural Systems*. Wiley-Interscience, John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, N.J. 622 pp.
- Csanady G.T. 1964. Turbulence and diffusion in the Great Lakes. *Great Lakes Research Division* 11:326-339.
- Dutton J.A., R.A. Bryson. 1962. Heat flux in Lake Mendota. *Limnology and Oceanography* 7:80-97.
- Hutchinson G.E. 1957. *A treatise on limnology*. Vol. I. Part 1. Geography and physics of lakes, and Vol. I. Part 2. Chemistry of lakes, Wiley-Interscience New York, London. 1015 pp.
- Jassby A., T. Powell. 1975. Vertical patterns of eddy diffusion during stratification in Castle Lake, California. *Limnology and Oceanography* 20:530-543.
- Jellison R., J.M. Melack. 1993. Meromixis in hypersaline Mono Lake, California. 1. Stratification and vertical mixing during the onset, persistence, and breakdown of meromixis. *Limnology and Oceanography* 38:1008-1019.
- Katsev S., S.A. Crowe, A. Mucci, B. Sundby, S. Nomosatryo, H. Douglas, D.A. Fowle. 2010. Mixing and its effects on biogeochemistry in the persistently stratified, deep, tropical Lake Matano, Indonesia. *Limnology and Oceanography* 55:763-776.
- Khlopov V.V. 1958. The variation of the diffusion coefficient according to Black Sea observations. *Bulletin of the Academy of Sciences of the USSR, Physical Series* 2:129-133.
- Lewis W.M. Jr. 1973. The thermal regime of Lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. *Limnology and Oceanography* 18(2):200-217.
- Lewis W.M. Jr. 1982. Vertical eddy diffusivities in a large tropical lake. *Limnology and Oceanography* 27:161-163.
- Lewis W.M. Jr. 1983. Temperature, heat, and mixing in Lake Valencia, Venezuela. *Limnology and Oceanography* 28:273-286.
- Lewis W.M. Jr. 1987. Tropical limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:159-184.
- Lewis W.M. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: Schiemer, F. and K. T. Boland (eds), *Perspectives in Tropical Limnology*. SPB, Amsterdam. pp.43-64.
- Ravens T.M., O. Kocsis, A. West, N. Granin. 2000. Small-scale turbulence and vertical mixing in Lake Baikal. *Limnology and Oceanography* 45:159-173.
- Sweers H.E. 1970. Vertical diffusivity coefficient in a thermocline. *Limnology and Oceanography* 15:273-280.
- Wüest A., G. Piepke, J.D. Halfman. 1996. Combined effects of dissolved solids and temperature on the density stratification of Lake Malawi. In: Johnson TC, Odada EO (eds). *The limnology, climatology and paleoclimatology of the East African Lakes*, Gordon and Breach Scientific Publishers, Amsterdam and Toronto. pp. 183-204.
- Yamazaki H., H. Honma, T. Nagai, M. Doubell, K. Amakasu, M. Kumagai. 2009. Multilayer biological structure and mixing in the upper water column of Lake Biwa during summer 2008. *Limnology* 11:63-70.



Variabilidad de la mezcla vertical y el flujo de nutrientes asociado en un embalse estratificado, Valle de Bravo, México

Ramírez-Zierold Jorge^{1,4}, Merino-Ibarra Martín^{2,4}, Castillo-Sandoval F. Sergio²,
Monroy-Ríos Emiliano¹, López-Gómez Luz M.¹, Quintanilla-Terminel José G.¹,
Valdespino-Castillo Patricia M.¹, Jiménez-Contreras Jorge¹, Valeriano-Riveros María E.¹
y Vilaclara-Fatjó Gloria³

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, D.F., MEXICO. Autor de correspondencia: jramirezzirold@yahoo.com.mx.

² Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Marina, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, D.F., MEXICO.

³ Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Tlalnepantla, Estado de México, MEXICO.

⁴ Patronato ProValle de Bravo A.C.

Resumen

En los sistemas estratificados, los forzamientos externos pueden originar ondas internas (OI) a las que se asocian eventos de mezcla de frontera (MF), cuyo efecto puede rastrearse a partir del calentamiento progresivo de la capa hipolimnética. En el presente trabajo monitoreamos mensualmente durante 14 años (febrero 2001-enero 2015) el incremento en la temperatura hipolimnética de un embalse tropical eutrofizado (19°21'30"N, 100°11'00"W), Valle de Bravo (VB), ubicado en el Estado de México, donde un fuerte régimen de viento diurno (7.4–16.5 m s⁻¹) impulsa OI y MF. En este período, VB experimentó importantes fluctuaciones de nivel (FN), lo que afecta la intensidad de los episodios de mezcla y los flujos de nutrientes hacia el epilimnion, así como la estabilidad durante el periodo de estratificación. El incremento de temperatura hipolimnética entre febrero y noviembre (0.27–0.66°C mes⁻¹) ocurrió en todos los años estudiados y es evidencia de un intercambio de agua significativo entre compartimentos. Una correlación inversa entre el nivel del embalse y el intercambio de agua entre capas confirma que la MF se intensifica al disminuir el nivel, particularmente en aquellos años con importantes FN. En este estudio, usamos las distribuciones de temperatura en la columna de agua para estimar la cantidad de agua de mezcla necesaria para lograr el incremento de temperatura observado entre muestreos. A partir de estos cálculos, estimamos el volumen de agua de intercambio, el coeficiente de difusión vertical turbulenta (K_z) y el consecuente aprovisionamiento de nutrientes hacia el epilimnion.

Abstract

In stratified systems, external forcing can cause internal waves (IW), from which boundary mixing (BM) can derive. This vertical mixing in a stratified system can be traced back from hypolimnion warming. We followed hypolimnetic temperature in a tropical (19°21'30"N, 100°11'00"W) eutrophic Valle de Bravo reservoir (VB), where a strong diurnal wind (7.4–16.5 m s⁻¹) regime drives IW and BM. The reservoir was monitored monthly for a 14 year period (February 2001-January 2015) during which VB experienced high water-level fluctuations (WLF), affecting the intensity of vertical mixing and nutrient flux. During the stratification period, stability varied as a function of WLF. We used hypolimnetic temperature increase to calculate vertical water exchange and associated nutrient flux toward the epilimnion. Mean hypolimnetic temperature increase (0.27–0.66°C month⁻¹) occurred in all the stratifications. Inverse correlation between water level and calculated water exchange confirms that BM intensifies with level decrease in high WLF years. We used observations of tempera-

ture distributions in the water column of the reservoir to estimate the water mass mixing between layers, in order to achieve the observed increase in the hypolimnetic mean temperature between sampling dates. From these calculations we estimate the volume of water exchange between layers, the vertical diffusivity coefficient (K_z) and the vertical nutrient entrainment into the epilimnion.

Palabras clave: eutrofización, balance de calor; ondas internas; arrastre; fluctuaciones de nivel.

Introducción

El entendimiento de los mecanismos que controlan la eutrofización de los lagos y embalses es un tema que concierne aspectos teóricos y aplicados fascinantes. El intercambio vertical entre capas en los cuerpos de agua estratificados es un aspecto central en la dinámica de los nutrientes y, consecuentemente, del proceso de eutrofización en estos sistemas (Imberger, 1998). En los lagos y embalses caracterizados por una estratificación estable, el intercambio directo de materiales está restringido por la barrera metalimnética. Por ello, los productores primarios del epilimnion están frecuentemente privados de nutrientes disueltos, mientras que las concentraciones de estos elementos en la capa hipolimnética pueden incrementar debido a su liberación desde los sedimentos y a la descomposición del material orgánico asentado en el fondo (e.g., Kalff, 2002). Así, cualquier mecanismo físico capaz de un transporte de masas significativo a través del metalimnion será importante en el control de la productividad de un cuerpo de agua.

En este sentido, los eventos periódicos de mezcla y sus consecuentes transportes intermitentes de elementos resultan críticos para el reabastecimiento de nutrientes a la capa fótica de los cuerpos de agua estratificados (MacIntyre *et al.*, 1999). En general, las cargas externas y el acarreo (i.e., “entrainment”) suelen ser fuentes dominantes de nutrientes en los cuerpos de agua a escala anual, aunque su importancia relativa durante el periodo de estratificación de verano, cuando suele haber una baja disponibilidad de nutrientes, no se ha evaluado a profundidad (Kamarainen *et al.*, 2009).

Se ha observado que el acarreo de fósforo desde aguas profundas suele ser bajo cuando la estratificación es fuerte; sin embargo, algunos trabajos recientes sugieren que el flujo de nutrientes a través de la termoclina puede ser un importante impulsor del metabolismo epilimnético (Staehr y Sand-Jensen, 2007). La penetración de agua profunda, más densa, dentro de la base del epilimnion es el principal mecanismo de ensanchamiento de la capa de mezcla, y se ha observado que la energía requerida para ello proviene de forzamientos externos como la acción del viento sobre la superficie y la producción de cizallas dentro de las capas fronterizas del epilimnion (MacIntyre *et al.*, 1999).

Cuando un lago se estratifica en forma estable, la profundidad del hipolimnion cambiará relativamente poco hasta que comience su desestratificación. Sin embargo, aun los lagos con estratificación estable muestran algo de ensanchamiento del epilimnion como resultado de tormentas de verano que erosionan las superficies del metalimnion. Este efecto es mucho mayor en lagos con bajas estabildades de estratificación en los que las diferencias de temperatura entre el epilimnion y el hipolimnion son pequeñas (Pierson *et al.*, 1992).

Los cambios longitudinales y los flujos verticales de materiales pueden ser particularmente importantes en sistemas donde el viento sopla regularmente a lo largo del eje del cuerpo de agua (Merino-Ibarra *et al.*, 2003; 2008), como es el caso del embalse de Valle de Bravo (VB), caracterizado por fuertes vientos ($7.4\text{--}16.5\text{ m s}^{-1}$) que soplan diariamente (12:00–19:00 h) desde la cortina en dirección



Oeste-Noroeste, a través de los dos brazos principales del embalse. En este sistema se ha postulado que el viento induce ondas internas y ocasiona episodios de mezcla de frontera durante la estratificación (Merino-Ibarra *et al.*, 2008). Adicionalmente, las variaciones de nivel que el sistema experimenta intensifican estos procesos de mezcla, lo cual se ha vinculado con efectos ecosistémicos, principalmente cambios en el balance metabólico (Valdespino-Castillo *et al.*, 2014).

Con el fin de evaluar lo anterior, se usaron las distribuciones de temperatura en la columna de agua para estimar la cantidad de agua de mezcla entre capas necesaria para lograr el incremento de temperatura media hipolimnética observada entre fechas de muestreo. A partir de estos cálculos, estimamos el flujo vertical de intercambio de agua entre capas, el coeficiente de difusión vertical turbulenta (K_z) y el consecuente aprovisionamiento de nutrientes hacia el epilimnion de VB.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El embalse de Valle de Bravo (VB) provee más del 30% del suministro de agua del Sistema Cutzamala a la Ciudad de México. Es un embalse tropical (19°21'30''N; 100°11'00''W), situado a una altitud considerable (1830 m s.n.m.), que recibe los escurrimientos de una cuenca de 546.9 km² a través de los ríos Amanalco, Molino, González y Carrizal, y las descargas del drenaje del pueblo de VB, incluyendo el Tizates, que originalmente era un río.

Durante 2002-2005, las cargas de P y N al embalse fueron de 120.5×10^3 kg P año⁻¹ y de 581.2×10^3 kg N año⁻¹ con importantes variaciones espaciales y temporales por la falta de control sobre los aportes de origen doméstico y agrícola (Ramírez-Zierold *et al.*, 2010). El área superficial de VB es de 18.55 km² y el embalse tiene una profundidad media y máxima de 21.1 m y 38.6 m, respectivamente. Su capacidad de almacenamiento está calculada en 391×10^6 m³. Este embalse se caracteriza por fuertes vientos (media de 7.4 y ráfagas de hasta 16.5 m s⁻¹) diurnos (12:00–19:00 h) de dirección Oeste-Noroeste; durante la noche y la mañana (20:00-12:00 h), el viento fluye en dirección contraria con una velocidad promedio de 1.7 m s⁻¹ (Merino-Ibarra *et al.*, 2003, 2008).

Un rasgo particular del comportamiento térmico en VB es que la temperatura media hipolimnética incrementa gradualmente durante el periodo de estratificación (2 a 3°C). Merino-Ibarra *et al.* (2008) atribuyen este comportamiento a desplazamientos verticales de la termoclina y a eventos de mezcla vertical impulsados por el viento que fluye diariamente sobre los dos brazos del embalse. Este incremento de temperatura hipolimnética no ha sido observado en otros cuerpos de agua del altiplano mexicano (Alcocer *et al.*, 2001).

Estrategia de muestreo

A lo largo del tiempo se estudiaron un número variable de localidades representativas del embalse: de febrero de 2001 a enero de 2002 estuvieron situadas sobre el brazo principal del embalse; desde febrero de 2002 hasta diciembre de 2003 sobre ambos brazos del embalse y la zona somera; a partir de enero de 2004 hasta agosto de 2007 se usaron solo 5 localidades en el centro, zona somera y 3 en los extremos de ambos brazos del embalse. Finalmente, desde septiembre de 2007 a la fecha se usa una única la estación central en el embalse. Esta reducción en los muestreos espaciales se fundamenta en que a lo largo del tiempo se fue verificando (Merino-Ibarra *et al.*, 2008) la existencia de una importante

homogeneidad horizontal en el embalse (Nandini *et al.*, 2008), que permite representar lo que ocurre en el mismo con una estación, y hace posible el seguimiento temporal prolongado.

Determinaciones fisicoquímicas in situ

A lo largo de 14 años (febrero 2001-enero 2015) se realizaron perfiles de temperatura y oxígeno disuelto de toda la columna de agua con una resolución de 1m desde la superficie hasta el fondo, usando una sonda multiparámetros Hydrolab (febrero 2001-septiembre 2004) o Yellow Spring Instruments (YSI) (octubre 2004-enero 2015).

Determinaciones analíticas

En cada fecha y localidad de muestreo se tomaron muestras de agua con una botella marca Uwitec a diferentes profundidades, abarcando toda la columna de agua. Las muestras se pasaron por filtros de nitrocelulosa de 0.22 y 0.45 μm (Millipore™ tipo HA) acoplados en serie para facilitar la filtración y maximizar la eliminación de plancton y bacterias. A las muestras se les agregó una gota de cloroformo y se congelaron en botellas de polietileno de 30 ml hasta su determinación. Los análisis de nutrientes se realizaron mediante el uso de las técnicas establecidas para cada caso (Grasshoff *et al.*, 1983) con ligeras modificaciones de Kirkwood (1994) para su realización en un auto-analizador de flujo segmentado Skalar modelo San Plus.

Cálculos y estimaciones

Marco conceptual de los procesos hidrodinámicos

La turbulencia generada por el rompimiento de las ondas internas puede transportar verticalmente nutrientes y gases. Estos eventos de transporte vertical y mezcla intermitentes son críticos para el reabastecimiento de nutrientes hacia la zona fótica en cuerpos de agua estratificados (Fig. 1).

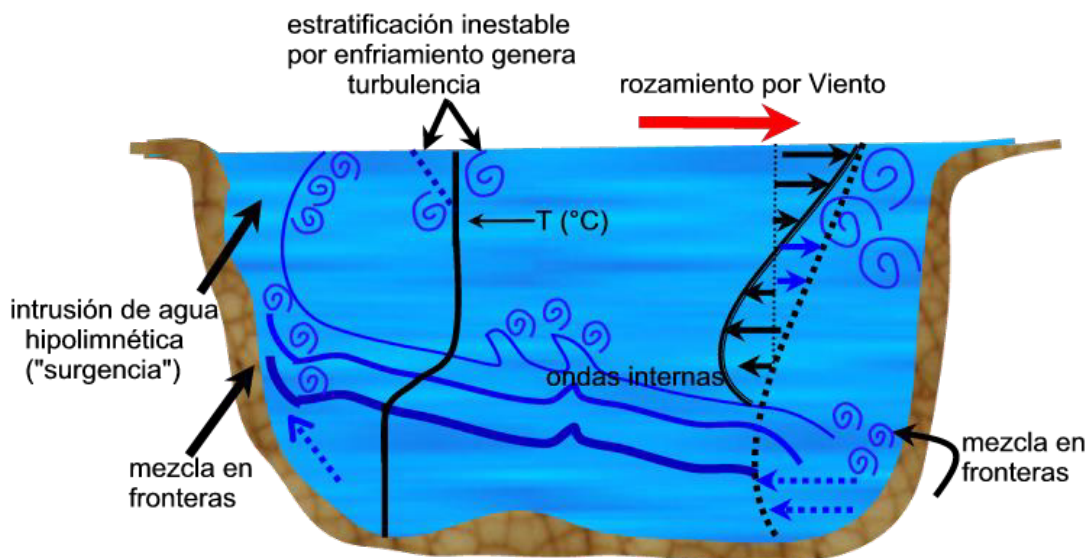


Figura 1. Procesos hidrodinámicos clave en lagos estratificados (modificado de MacIntyre y Jellison, 2001).



Los mecanismos de aporte de nutrientes incluyen surgencias (Ostrovsky *et al.*, 1996), mezcla en las fronteras (MacIntyre *et al.*, 1999), rozamiento e inestabilidad estática de ondas internas (Thorpe, 1994) e intrusión de agua hacia la zona fótica debido a mezcla inducida por viento, o convección por pérdida de calor (MacIntyre y Melack, 1995). La estabilidad de estratificación permite, a su vez, estimar la resistencia del sistema a los procesos de mezcla.

Estabilidad de estratificación

El índice de estabilidad de Schmidt (Idso, 1973) se calculó a partir de los perfiles de temperatura en cada fecha de muestreo:

$$S = g/A_o \sum_0^{z_{\text{máx}}} (\rho_z - \rho_m) (z - z_g) A_z \Delta z \quad (1)$$

$$\rho_m = 1/V \int_0^{z_{\text{máx}}} A_z \rho_z dz \quad (2)$$

Donde S = estabilidad de estratificación ($J m^{-2}$), g = aceleración de la gravedad ($m s^{-2}$), A_o = área superficial (m^2), A_z = área a la profundidad z (m^2), ρ_m = densidad media ($ton m^{-3}$), V = volumen de la columna (m^3), ρ_z = densidad a la profundidad z ($ton m^{-3}$), z_g = profundidad del centro de gravedad (densidad promedio) en la mezcla (m) y $z_{\text{máx}}$ = profundidad máxima del lago (m).

Estimación de los flujos verticales de mezcla

Los incrementos progresivos de la temperatura media hipolimnética observados fueron usados para calcular la tasa de calentamiento hipolimnética de cada estratificación mediante una regresión lineal y, a partir de ésta, el incremento de calor observado en la capa hipolimnética ($\Delta Q_{\text{hyp}_{\text{tot}}}$, $cal h^{-1}$). Tomando en cuenta que el balance térmico del hipolimnion incluye tanto el flujo de calor por mezcla ($\Delta Q_{\text{hyp}_{\text{mix}}}$, $cal h^{-1}$) como el correspondiente a la conductividad térmica ($\Delta Q_{\text{hyp}_{\text{cond}}}$, $cal h^{-1}$):

$$(\Delta Q_{\text{hyp}_{\text{tot}}}) = (\Delta Q_{\text{hyp}_{\text{mix}}}) + (\Delta Q_{\text{hyp}_{\text{cond}}}) \quad (3)$$

Se calculó el flujo de calor debido exclusivamente a la mezcla, restando al total observado el correspondiente a la conductividad, que se calculó a partir del gradiente vertical de temperatura correspondiente y la conductividad térmica del agua. A partir del calor debido a la mezcla ($\Delta Q_{\text{hyp}_{\text{mix}}}$) así obtenido se calcularon los volúmenes de agua intercambiados con la siguiente ecuación:

$$V_{\text{mix}} = \Delta Q_{\text{hyp}_{\text{mix}}} / \rho_{\text{hipo}} c (T_{\text{ds}} - T_{\text{as}}) \quad (4)$$

Donde V_{mix} (intercambio de agua entre capas; $m^3 h^{-1}$), $\Delta Q_{\text{hyp}_{\text{mix}}}$ (incremento de calor en la capa hipolimnética debido a la mezcla vertical; $cal h^{-1}$), ρ_{hipo} (densidad media de la capa hipolimnética, $g cm^{-3}$), c (capacidad calorífica del agua, $cal g^{-1} ^\circ C^{-1}$), T_{ds} (temperatura media del agua descendente, $^\circ C$) y T_{as} (temperatura media del agua ascendente, $^\circ C$).

En este contexto, consideramos 2 escenarios de mezcla vertical: el intercambio “directo” entre aguas epilimnéticas e hipolimnéticas, que generaría una cota inferior al volumen de intercambio vertical ($V_{\text{mix}_{\text{min}}}$):

$$V_{mix_{min}} = \Delta Q_{hyp_{mix}} / \rho_{hipo} c (T_{epi} - T_{hipo}) \quad (5)$$

Donde: $V_{mix_{min}}$ (intercambio de agua entre capas; $m^3 h^{-1}$), $\Delta Q_{hyp_{mix}}$ (incremento de calor en la capa hipolimnética debido a la mezcla vertical; $cal h^{-1}$), ρ_{hipo} (densidad media de la capa hipolimnética, $g cm^{-3}$), c (capacidad calorífica del agua, $cal g^{-1} °C^{-1}$), T_{epi} (temperatura media epilimnética, $°C$) y T_{hipo} (temperatura media hipolimnética, $°C$).

Un segundo escenario, donde el intercambio se da entre aguas metalimnéticas e hipolimnéticas que, por la menor diferencia de temperatura entre ellas, permite estimar una cota superior o máximo del volumen de mezcla vertical ($V_{mix_{max}}$):

$$V_{mix_{max}} = \Delta Q_{hyp_{mix}} / \rho_{hipo} c (T_{meta} - T_{hipo}) \quad (6)$$

Donde: $V_{mix_{max}}$ (intercambio de agua entre capas; $m^3 h^{-1}$), $\Delta Q_{hyp_{mix}}$ (incremento de calor en la capa hipolimnética debido a la mezcla vertical; $cal h^{-1}$), ρ_{hipo} (densidad media de la capa hipolimnética, $g cm^{-3}$), c (capacidad calorífica del agua, $cal g^{-1} °C^{-1}$), T_{meta} (temperatura media metalimnética, $°C$) y T_{hipo} (temperatura media hipolimnética, $°C$).

El coeficiente de difusión vertical turbulenta K_z (sensu Cobelas *et al.*, 1986; MacIntyre *et al.*, 1999; Auger *et al.*, 2013) se calculó dividiendo los flujos verticales (V_{mix}) por el área de la superficie de intercambio correspondiente.

Estimación de la intrusión de nutrientes

Posteriormente, los volúmenes de mezcla vertical (V_{mix}) obtenidos fueron usados para calcular la “intrusión” de nutrientes desde el hipolimnion hacia la capa fótica, como el producto de la concentración media de nutrientes en cada capa, multiplicada por V_{mix} . Para el Escenario 1 se usaron las concentraciones hipolimnéticas y para el Escenario 2 las concentraciones metalimnéticas:

$$F(\text{nutrientes}) = V_{mix} * [\text{nutrientes}] \quad (7)$$

Donde F (nutrientes) es el flujo ascendente de nutrientes a la capa fótica ($kg h^{-1}$); V_{mix} (intercambio de agua entre capas; $m^3 h^{-1}$) y $[\text{nutrientes}]$ es la concentración media hipolimnética o metalimnética de fósforo reactivo disuelto (FRD) o de amonio (NH_4^+).

Resultados

Fluctuación del nivel del embalse

VB experimentó importantes fluctuaciones de nivel (FN) durante el periodo estudiado (Fig. 2a), debidas principalmente a las operaciones de extracción de agua para el abastecimiento de agua a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM). Entre 2001 y 2004 el nivel del embalse solamente bajó alrededor de -5 metros con respecto al máximo durante la época de estiaje, pero a partir de 2005 las FN se incrementaron drásticamente, alcanzándose fluctuaciones máximas en 2006 (-10.2 m) en 2009 (-12.0 m) y en 2013 (-11.9 m).



Estratificación y estabilidad

A pesar de estas FN, el embalse de VB continuó estratificándose todos los años y comportándose como un cuerpo de agua monomítico cálido, según lo descrito previamente (Merino-Ibarra *et al.*, 2008) con un periodo de estratificación medio de 241.4 ± 30.1 días. Sin embargo, la estabilidad alcanzada durante cada periodo de estratificación varió significativamente entre los años, presentando una variabilidad temporal (Fig. 2b) que aparentemente está directamente relacionada con las fluctuaciones del nivel del embalse (Fig. 2c).

En los años con FN pequeñas, la estabilidad alcanzó el rango de $40\text{--}50 \text{ J m}^{-2}$, mientras que en los que se presentaron los niveles más bajos, la estabilidad se redujo aproximadamente a la mitad, oscilando en el intervalo de $15\text{--}25 \text{ J m}^{-2}$.

Calentamiento hipolimnético

En los 14 años de estudio, durante cada uno de los periodos de estratificación se presentó un incremento progresivo de la temperatura media hipolimnética (Fig. 3a), con tasas de calentamiento variables entre muestreos, así como entre distintos años. Aun así, el comportamiento de la tasa de calentamiento al interior de cada una de las estratificaciones fue relativamente homogéneo, lo que permitió estimar las tasas de calentamiento para cada estratificación mediante regresiones lineales que obtuvieron correlaciones elevadas ($R^2 = 0.965\text{--}0.999$, Fig. 3a).

La tasa de calentamiento hipolimnético promedio varió entre un mínimo de $0.27^\circ\text{C mes}^{-1}$ y un máximo de $0.66^\circ\text{C mes}^{-1}$, que se alcanzó durante la estratificación del 2009, cuando se presentó el nivel más bajo del embalse (-12.0 m) durante todo el período estudiado. De hecho, la tasa de calentamiento hipolimnético mostró una clara correlación ($R^2 = 0.861$) con el nivel mínimo del embalse, manteniéndose alrededor de $0.3 \text{ }^\circ\text{C mes}^{-1}$ en los años en que el nivel bajó poco, y aumentando a más del doble en función de mayores descensos del nivel (Fig. 3b).

Intercambio de agua entre capas

Las medias de flujos de mezcla vertical entre capas (V_{mix} ; $\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$) para cada uno de los períodos de estratificación estudiados (Tabla 1, Fig. 4) fueron considerablemente mayores en el caso del Escenario 2 que en el Escenario 1. Adicionalmente, los flujos obtenidos bajo éste último mostraron una muy baja correlación con el nivel mínimo del embalse durante la estratificación, mientras que los del Escenario 2 obtuvieron una alta correlación ($R^2 = 0.73$, Fig. 4) y mostraron una clara relación inversa con el nivel.

Flujo de nutrientes hacia el epilimnion

Dado que los resultados anteriores indican que los flujos estimados mediante el Escenario 2 representan presumiblemente una mejor aproximación a la realidad que los del Escenario 1, los flujos de nutrientes asociados solamente se calcularon para el Escenario 2, con base en $V_{\text{mix}} \text{ máx.}$

En la Figura 5 se muestran los valores promedio por estratificación obtenidos para el flujo de FRD del metalimnion hacia el epilimnion, en función del nivel mínimo del embalse, durante cada una de las estratificaciones incluidas en el estudio.

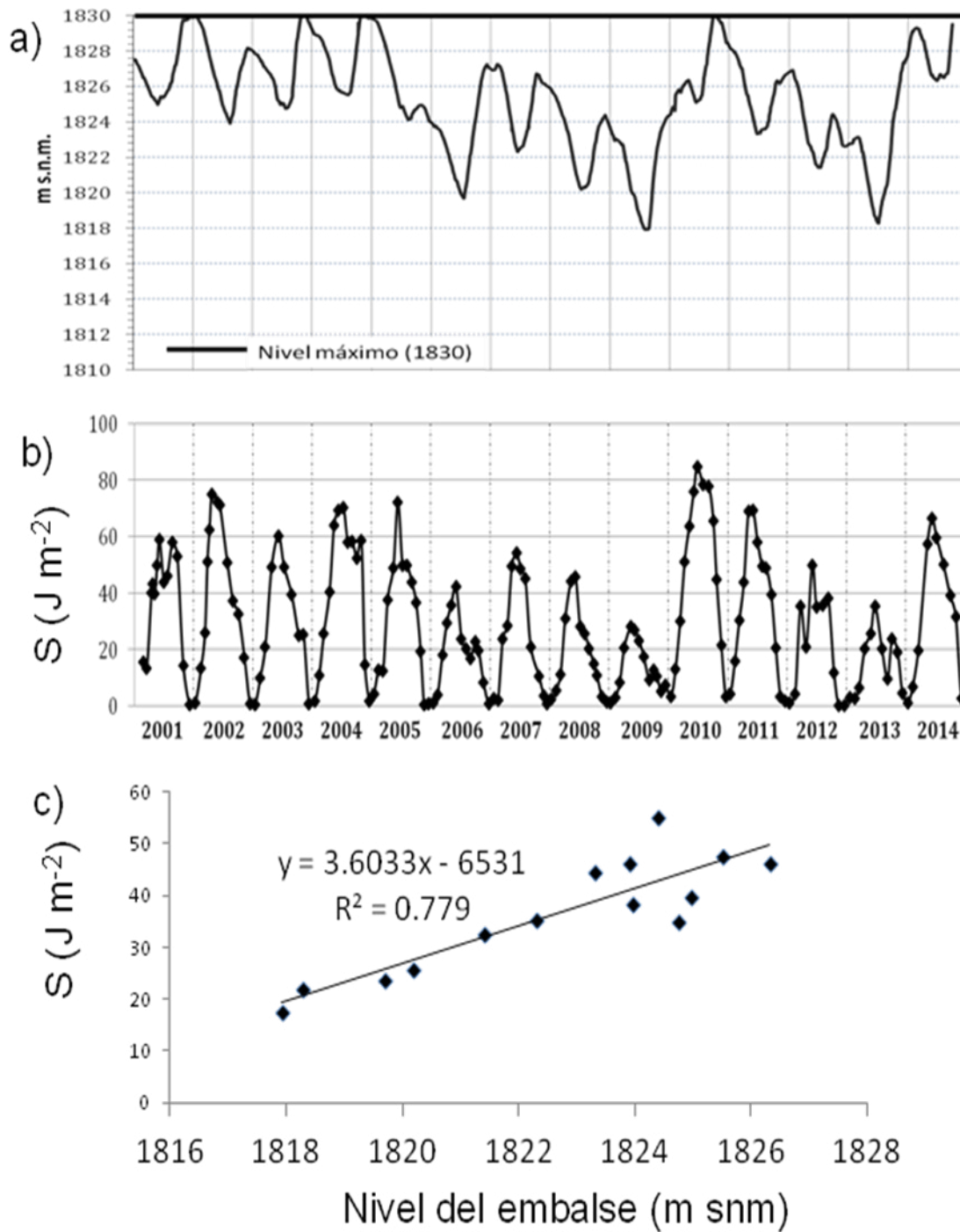


Figura 2. Variaciones temporales de (a) Fluctuaciones del nivel; (b) valores medios anuales de estabilidad de estratificación y (c) correlación estabilidad vs. Nivel, observados en el embalse de Valle de Bravo, Estado de México durante 2001-2014.

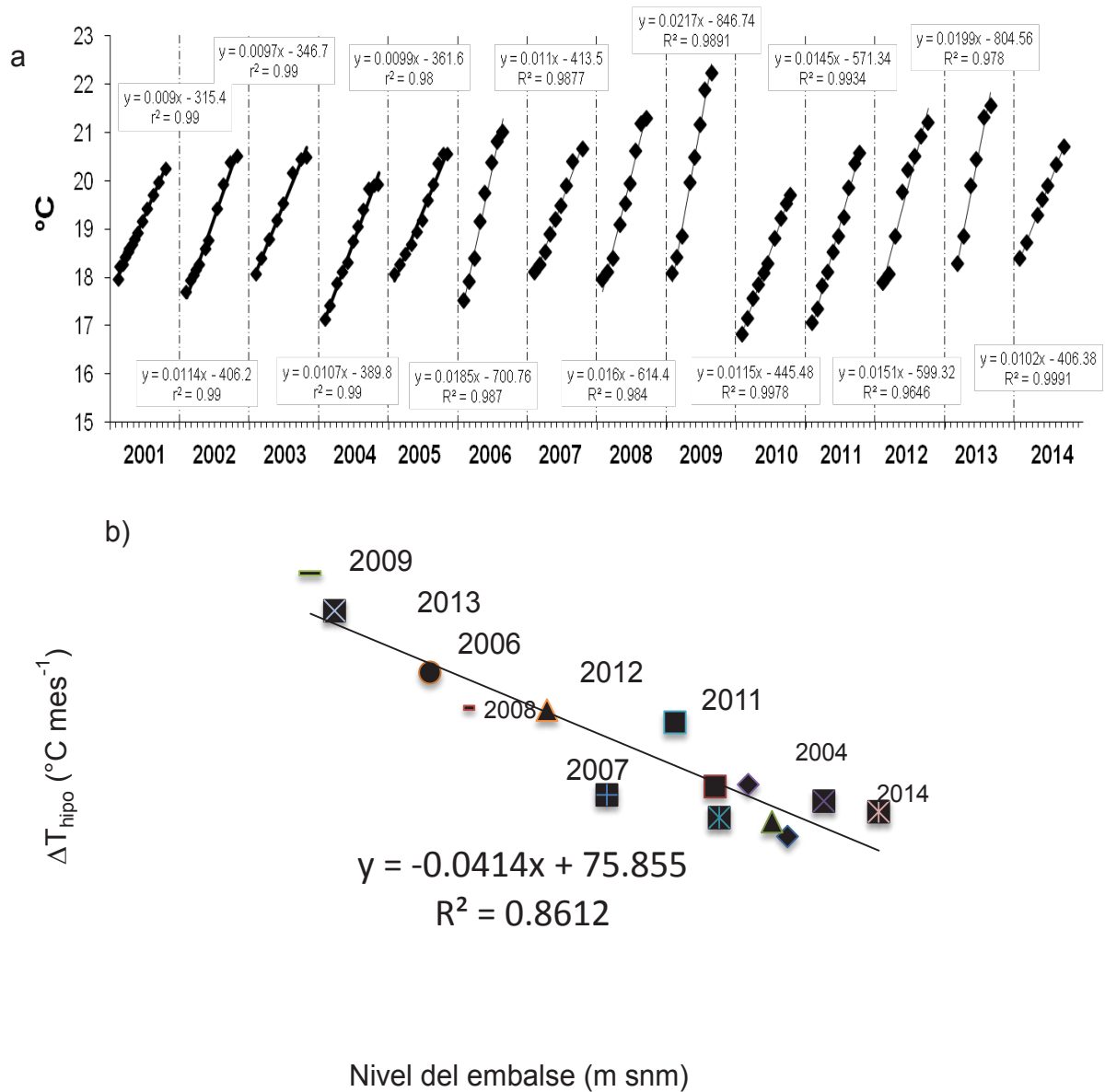


Figura 3. (a) Incrementos en la temperatura media hipolimnética observados en el embalse de Valle de Bravo, Estado de México (2001-2014); (b) correlación con la estabilidad media de estratificación.

Tabla 1. Flujos de mezcla vertical medios ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) para ambos escenarios y el coeficiente de difusión vertical turbulenta (K_z) para el Escenario 2 (ver sección cálculos y estimaciones).

Periodo de estratificación	Escenario 1 (Vmix mix)	Escenario 2 (Vmix máx)	Escenario 2 K_z ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
2001	15,177	33,650	6.2×10^{-7}
2002	18,420	37,182	6.9×10^{-7}
2003	21,318	47,275	8.8×10^{-7}
2004	18,198	41,063	7.6×10^{-7}
2005	18,930	47,129	8.7×10^{-7}
2006	21,576	66,352	1.2×10^{-6}
2007	16,899	57,880	1.1×10^{-6}
2008	16,899	96,185	1.8×10^{-6}
2009	19,192	115,249	2.1×10^{-6}
2010	17,640	62,487	1.2×10^{-6}
2011	18,776	53,477	9.9×10^{-7}
2012	18,127	84,132	1.6×10^{-6}
2013	22,242	77,321	1.4×10^{-6}
2014	22,298	41,194	7.6×10^{-7}
Promedio	18,978	61,470	1.1×10^{-6}

Discusión

El calentamiento hipolimnético ha sido observado en otros lagos, como es el caso del Lago Erken en Suecia, donde Pierson *et al.* (1992) lo asociaron también a eventos de intercambio vertical de agua, o el del Lago Rotowhero, en Nueva Zelanda, donde Brookes *et al.* (2013) utilizaron, como en nuestro caso, el balance térmico para estimar los flujos de mezcla vertical.

En VB, los flujos verticales estimados mediante el Escenario 2 se consideran una mejor aproximación a la realidad, no solamente porque toman en cuenta la existencia y participación dinámica de tres capas (epi, meta e hipolimnion), sino también porque dan resultados con una clara relación con el nivel del embalse y con la estabilidad de la columna de agua. Estos flujos promediados para cada una de los periodos de estratificación estudiados, variaron considerablemente entre distintos años, con valores del orden de $30,000\text{-}50,000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ en los años en que el nivel bajó poco (2001-2004 y 2014) y valores de dos a tres veces mayores en los años de VN relevantes, como en 2009, cuando el flujo vertical se estimó en $115,249 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Dado que estos flujos están integrados para todo el lago, para comparar con los valores de mezcla vertical estimado por otros autores conviene utilizar el coeficiente de difusión vertical turbulenta K_z (sensu Cobelas *et al.*, 1986; MacIntyre *et al.*, 1999; Auger *et al.*, 2013).

Los valores de K_z obtenidos para VB oscilaron entre $6.2 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ en 2001 y $2.1 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ en 2009 (Tabla 1). Estos valores están dentro del intervalo 10^{-8} a $10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ de K_z encontrado por MacIntyre *et al.* (1999) para el Lago Mono en California, donde documentaron la presencia de ondas internas y de eventos de mezcla de fronteras.



Cabe mencionar que los valores más bajos ($10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$) corresponden a lo que ocurre en la parte central del lago, los más altos ($10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$) a las zonas donde ocurren los eventos de mezcla de frontera, mientras que para el sistema en su conjunto se obtuvo una $K_z = 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, muy similar a los valores encontrados para VB, que representan también lo que ocurre en el lago de manera integrada.

Los valores de K_z que encontramos en VB son también similares o inferiores a los reportados por Goudsmith *et al.* (1997, $K_z 10^{-6} - 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$) en el Lago Alpnach en Suiza; por Auger *et al.* (2013, $K_z 10^{-6} - 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$) en el Lago Biwa, en Japón, y por Brookes *et al.* (2013, $10^{-5} - 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$) en el Lago Rotowhero, en Nueva Zelanda. Por lo mencionado, se asume que es poco probable una sobrestimación de la mezcla vertical en VB, a pesar de la sencillez de los supuestos involucrados en nuestro cálculo, lo que da una confiabilidad razonable a los valores de flujo, o intrusión de nutrientes derivados.

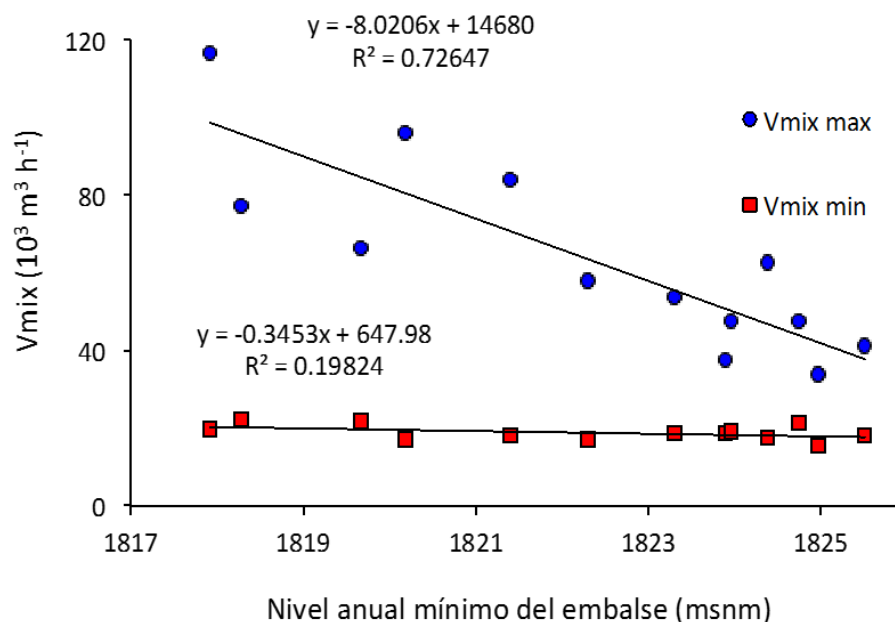


Figura 4. Variación de los flujos de mezcla estimados para el Escenario 1 ($V_{\text{mix}_{\text{min}}}$) y el Escenario 2 ($V_{\text{mix}_{\text{max}}}$) respecto del nivel mínimo anual del embalse.

Al igual que los valores de flujo de agua, los que calculamos para la intrusión vertical de FRD a través del metalimnion ($0.5 - 4.6 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, media $1.7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) corresponden a la integración de los procesos ocurridos durante todo el período entre muestreos, si bien se considera que estos flujos se deben a pulsos que ocurren a escala diaria o quasi-diaria (Merino-Ibarra *et al.*, 2008; Valdespino-Castillo *et al.*, 2014). Es interesante comparar estos valores con las fuentes de fósforo de VB como es la tasa media de carga externa de fósforo total ($16.9 \pm 8.7 \text{ mg TP m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, Ramirez-Zierold *et al.*, 2010); se observa que esta intrusión de fósforo remineralizado hacia la zona fótica es de 10% del que ingresa al embalse por sus afluentes.

Aunque existen pocos reportes de tasas de intrusión o transporte vertical de nutrientes, es posible compararlos con los estimados por Kamarainen *et al.* (2009) en su evaluación integral de las fuentes de fósforo al lago eutrófico Mendota en Wisconsin. El valor promedio de la intrusión de FRD calculado para Mendota fue de $2.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, con un intervalo de $0.9 - 4.0 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, sorprendentemente similar al que encontramos en VB, lo que respalda la consistencia de nuestras estimaciones con los escasos valores reportados hasta ahora.

En contraste con VB, en el Lago Mendota la intrusión vertical es 9 veces mayor a la carga externa de fósforo, lo que ilustra la importancia de evaluar la intrusión vertical de nutrientes en distintos sistemas para ponerla en contexto con el conjunto de flujos que ahí ocurren.

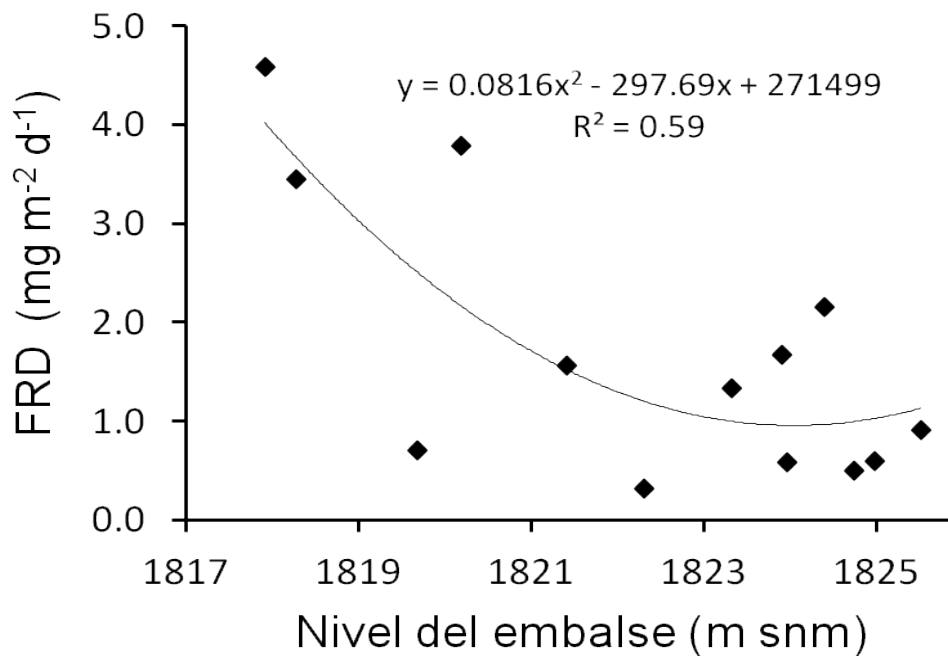


Figura 5. Variación de los flujos de intrusión de FRD del metalimnion hacia el epilimnion en función del nivel mínimo del embalse (m s.n.m.).

Conclusiones

El calentamiento hipolimnético en VB permitió estimar los flujos verticales de agua durante el período de estratificación, relacionados con episodios de mezcla de frontera impulsados por ondas internas. La intensidad de los flujos verticales y del coeficiente de difusión vertical turbulenta K_z calculados, se incrementaron con las fluctuaciones del nivel en VB, como se había postulado. Los valores de K_z encontrados son similares a los valores promedio encontrados en otros lagos donde ocurren procesos de mezcla de fronteras impulsados por ondas internas. Los flujos calculados de FRD hacia el epilimnion son también muy similares a los reportados en otros lagos, si bien su proporción respecto a otras fuentes de fósforo es marcadamente diferente.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó con el financiamiento otorgado a M. Merino-Ibarra a través de los proyectos PAPIIT-IN207702 y CONACYT-SEMARNAT C01-1125.

Bibliografía

- Alcocer J., A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez y G. Vilaclara. 2001. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, México. *Verh Internat Verein Limnol* 27: 3166–3169.
- Auger, G., H. Yamazaki, T. Nagai, C. Jiao y M. Kumagai. 2013. Hypolimnetic turbulence generation associated with superposition of large-scale internal waves in a strongly stratified lake: Lake Biwa, Japan. *Limnology* 14: 229-238.



- Brookes, J.D., K.R. O'Brien, M.A. Burford, D.A. Bruesewitz, B.R. Hodges, C. McBride y D.P. Hamilton. 2013. Effects of diurnal vertical mixing and stratification on phytoplankton productivity in geothermal Lake Rotowhero, New Zealand. *Inland Waters* 3: 369-376.
- Cobelas, M.A., A. Rubio y F.J. Acosta. 1986. Difusión vertical y estabilidad térmica en una laguna hipereutrófica. *Limnetica* 2: 1-9.
- Goudsmit, G.H., F. Peeters, M.Gloor y A. Wüest. 1997. Boundary versus internal diapycnal mixing in stratified natural waters. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 102: 27903-27914.
- Grasshoff, K., K. Kremling y M. Ehrhardt. 1983. *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie Weinheim. 257pp.
- Idso, S.B. 1973. On the concept of lake Stability. *Limnology and Oceanography* 18: 681-683.
- Imberger, J. 1998. Flux path in a stratified lake, En J. Imberger (ed.), *Physical processes in lakes and oceans*. Coastal and Estuarine Studies AGU: 1-17.
- Kalff J. 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice-Hall, Inc, Upper Saddle River, NJ, USA. 592 pp.
- Kamarainen, A.M., R.M. Penczykowski, M.C. Van de Bogert, P.C. Hanson y S.R. Carpenter. 2009. Phosphorus sources and demand during summer in a eutrophic lake. *Aquatic Sciences* 71: 214-227.
- Kirkwood, D.S. 1994. SanPlus segmented flow analyzer and its applications. *Seawater analysis*. Skalar. Amsterdam.
- MacIntyre, S. y J.M. Melack. 1995. Vertical and horizontal transport in lakes: linking littoral, benthic and pelagic habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 599-615.
- MacIntyre, S., K.M. Flynn, R. Jellison y J.R. Romero. 1999. Boundary mixing and nutrient fluxes in Mono Lake, California. *Limnology and Oceanography* 44(3): 512-529.
- MacIntyre S. y R. Jellison. 2001. Nutrient fluxes from upwelling and enhanced turbulence at the top of the pycnocline in Mono Lake, California. *Hydrobiologia* 466: 13-29.
- Merino M., E. Monroy, F.S. Castillo, J.A. Ramirez-Zierold, M.E. Gallegos, y J. Alcocer. 2003. Wind-driven upwelling indicated by hydrological variability in a tropical eutrophied reservoir, Valle de Bravo, Mexico. In: 4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality: 228-231.
- Merino-Ibarra, M., E. Monroy-Ríos, G. Vilaclara, F.S. Castillo, M.E. Gallegos, y J.A. Ramirez-Zierold. 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquatic Ecology* 42: 335-345.
- Nandini, S., M. Merino-Ibarra y S.S.S. Sarma. 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake and Reservoir Management* 24: 321-330.
- Ostrovsky I, Y.I. Yacobi, P. Walline y I. Kalikhman. 1996. Seiche-induced mixing: Its impact on lake productivity. *Limnology and Oceanography* 41: 323-332.
- Pierson D.C., K. Pettersson y V. Itsvanovics. 1992. Temporal changes in biomass specific photosynthesis during the summer: regulation by environmental factors and the importance of phytoplankton succession. *Hydrobiologia* 243/244: 119-135.
- Ramírez-Zierold J.A., M. Merino-Ibarra, E. Monroy-Ríos, M. Olson, F.S. Castillo, M.E. Gallegos, y G. Vilaclara. 2010. Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area. *Lake and Reservoir Management* 26(1): 23-34.
- Staehr, P.A. y K. Sand-Jensen. 2007. Temporal dynamics and regulation of lake metabolism. *Limnology and Oceanography* 52(1): 108-120.
- Thorpe, S.A. 1994. Statically unstable layers produced by overturning internal gravity waves. *Journal of Fluid Mechanics* 260: 333-350.
- Valdespino-Castillo P. M., M. Merino-Ibarra, J. Jiménez-Contreras, F.S. Castillo-Sandoval y J.A. Ramírez-Zierold. 2014. Community metabolism in a deep (stratified) tropical reservoir during a period of high water-level fluctuations. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(10): 6505-6520.



Lago Alchichica, Puebla



*Autor: Juan Ricardo Cruz Aviño
Ganador de Mención Honorífica en el Concurso de Fotografía Científica organizado en el
VI Congreso Nacional de Limnología*





Sección 2

Calidad del agua: métodos, indicadores y fuentes potenciales de contaminación



VI Congreso Nacional de Limnología

Autoras: Miriam Ivett Delgado Chávez y Jessica Maribel Ojeda Antonio

Ganadoras de Mención Honorífica en el Concurso para la selección del Logotipo del
VI Congreso Nacional de Limnología

El diseño de la propuesta de logotipo que realizamos está integrado por elementos como las montañas, el pez y el agua que en su conjunto hacen la alusión a un ecosistema y a la especie acuática. En cuanto a la gama cromática decidimos utilizar el azul y naranja como colores complementarios los cuales generan un dinamismo que hace alusión al concepto de la vida. Al colocar estos elementos coincidimos en que son una representación del estudio de la Limnología.



Impacto de las actividades agropecuarias en el régimen hidrológico y calidad del agua de la cuenca del río Tecolutla, Veracruz

Osuna-Osuna Ana K.¹, White Joseph D.², de Anda-Sánchez José¹, Díaz-Torres José¹,
Dávalos-Lind Laura² y Dávila-Vázquez Gustavo¹

¹ *Tecnología Ambiental, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, Av. Normalistas N°800, Colinas de la Normal, 44270, Guadalajara, Jalisco, México. Autor de correspondencia: osuna_anakaren@hotmail.com.*

² *Institute of Ecological, Earth, and Environmental Sciences (TIE3S), Baylor University, One Bear Place #97205, Waco, Texas 76798, EUA.*

Resumen

La cuenca del río Tecolutla ha manifestado un fuerte impacto sobre sus recursos naturales debido a los procesos de cambio en el uso de suelo, principalmente provocados por las actividades agropecuarias. Con la finalidad de comprender el impacto de estas actividades en el régimen hidrológico, se utilizó el modelo hidrológico Soil and Water Assessment Tools (SWAT), el cual es capaz de simular la escorrentía, erosión, transporte de sedimentos y nutrientes en cuencas con actividad agrícola. El presente documento presenta la evaluación de la capacidad del modelo para reproducir los caudales diarios y mensuales de la cuenca del río Tecolutla, Veracruz. Los parámetros del modelo fueron calibrados con datos hidrométricos recolectados entre 1992 y 1995. Para la confirmación se utilizó el año 2005. Los resultados del modelo, en escala de tiempo diaria, en la calibración (NSE= 0.71, PBIAS=1.06, $r^2=0.79$, RSR=0.54) y confirmación (NSE= 0.71, PBIAS=17.91, $r^2=0.72$, RSR=0.17), demostraron que el modelo SWAT fue capaz de reproducir satisfactoriamente los escurrimientos superficiales de la cuenca del río Tecolutla. Se realizaron simulaciones para los años 1994 y 2010 de sedimentos, fósforo total, nitratos y oxígeno disuelto, encontrándose una elevada concentración de nutrientes de forma natural (fósforo) y sedimentos, que son conducidos a las corrientes superficiales, degradando las características físicas y químicas del agua.

Abstract

Tecolutla river basin has suffered a strong impact on natural resources due to the processes of change in land use, mainly caused by agricultural activities. In order to understand the impact of these activities on the hydrological regime, hydrological model Soil and Water Assessment Tools (SWAT), which is able to simulate runoff, erosion, sediment transport and nutrients in watersheds with agricultural activity, was used. This paper presents the evaluation of the model's ability to reproduce the daily and monthly flows in the basin of Tecolutla, Veracruz River. The model parameters were calibrated with hydrometric data collected between 1992 and 1995. For the confirmation, 2005 was used. The model results in daily time scale in the calibration (NSE = 0.71, PBIAS = 1.06, $r^2 = 0.79$ RSR = 0.54) and confirmation (NSE = 0.71, PBIAS = 17.91, $r^2 = 0.72$, RSR = 0.17), showed that the SWAT model was able to successfully reproduce the runoff from the basin of Tecolutla river. Simulations for the years 1994 and 2010 of sediment, total phosphorus, nitrates and dissolved oxygen were performed, finding a high concentration of nutrients in a natural way (phosphorus) and sediment, which are driven to the surface currents, degrading the physical and chemical water properties.

Palabras clave: SWAT, modelado de cuencas, cambio de uso de suelo

Introducción

Los requerimientos de agua en cantidad y calidad para los diferentes usuarios de una cuenca hidrológica, es una demanda en constante crecimiento. La cantidad se refiere a la presencia de un suministro suficiente de agua para sostener los sistemas naturales y las actividades humanas que dependen de ella, mientras que la calidad se refiere a la adecuación de la oferta para su uso previsto (por ejemplo, agrícola, urbano, industrial o natural) (Mustard y Fisher, 2004). Tanto la cantidad de agua como la calidad de la misma están estrechamente ligadas y hoy en día se conoce que los cambios de uso de suelo pueden tener efectos profundos en el balance hídrico, carga de nutrientes, procesos de eutrofización y en la contaminación de aguas superficiales y subterráneas de una cuenca (Molina-Navarro *et al.*, 2014).

El efecto de la cobertura y uso de suelo ha sido una importante área de investigación en décadas recientes. Cuando se realiza la conversión de bosques a usos de suelo antropogénico (usos agrícolas o urbanos) frecuentemente se impacta en la integridad del suelo, flujos de nutrientes y la distribución de especies nativas. Tales cambios pueden afectar la hidrología de la cuenca por su alteración en las tasas de intercepción, infiltración, evapotranspiración y recarga de aguas subterráneas que dan como resultado mayores volúmenes de escurrimientos en un menor periodo de tiempo (Baker y Miller, 2013). Como consecuencia, los escurrimientos que se generan pueden enriquecerse con diferentes contaminantes, pudiendo llegar a constituir una importante fuente de contaminación difusa (Molina-Navarro *et al.*, 2014).

La cuenca del río Tecolutla, cuya superficie comprende parte de los estados de Puebla, Veracruz, Tlaxcala e Hidalgo, constituye un complejo hidrográfico de gran importancia en el suministro de agua para esa región. El sector agropecuario ha desempeñado un papel importante dentro de la actividad económica y la producción de alimentos, por lo que este crecimiento ha tenido un efecto directo en la reducción de la vegetación natural, a medida que se han incrementado las áreas de cultivo y de los pastizales inducidos (Hernández *et al.*, 2013). Esta importante transición ha traído consecuencias que se han visto reflejadas en problemas recurrentes de inundación en las partes bajas de la cuenca, un fuerte arrastre de sedimentos y un deterioro en la calidad del agua por el incremento de nutrientes. Sin embargo, la magnitud de estos impactos en los escurrimientos superficiales dentro de la cuenca son aún desconocidas (Ellis *et al.*, 2006).

La única manera de aproximarse a conocer este impacto, en cuencas en donde se carece de información hidrométrica y de calidad del agua, como es el caso de la cuenca del río Tecolutla, es mediante su simulación en un modelo matemático. Para abordar esta problemática, se utilizó el modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tools*), por ser un modelo capaz de predecir la escorrentía, erosión, transporte de sedimentos y nutrientes en cuencas con actividad agrícola (Neitsch *et al.*, 2009).

Materiales y Métodos

Descripción del área de estudio

La cuenca del río Tecolutla comprende parte de los estados de Puebla, Veracruz, Tlaxcala e Hidalgo, localizándose entre los paralelos 19°58' y 20°30' de latitud norte y 96°58' y 98°15' de longitud oeste. Su elevación oscila entre -10 a 3,502 m s.n.m., con una extensión territorial aproximada de 7,446 km².



El clima local incluye cálido subhúmedo, semicálido húmedo, clima templado con abundantes lluvias en verano y clima semifrío subhúmedo, de acuerdo a la clasificación de Köppen, modificada por Enriqueta García en 1964 (Trejo, 2000).

Los tipos de suelo dominantes en la cuenca son andosol, regosol, vertisol, luvisol, feozem, litosol, cambisol, rendzina y acrisol (INEGI, 2002-2006). En términos de uso de suelo, la cuenca se caracteriza por zonas agrícolas (cultivo de maíz, principalmente), pastizales, selva, bosques de pino, bosques de encino y bosque mesófilo de montaña (INEGI, 2007).

Modelo hidrológico SWAT

En el presente estudio se utilizó la versión SWAT 2012, integrada al software Arc GIS 10.0 para simular el impacto de las prácticas agropecuarias en la hidrología y calidad del agua de la cuenca del río Tecolutla en un periodo de 21 años, iniciando en 1990. SWAT es un modelo de simulación continua, determinístico y de base física que opera a escala de tiempo diario, capaz de predecir el impacto del cambio de una variable (uso de suelo y vegetación) en la respuesta hidrológica y calidad del agua de una cuenca con condiciones heterogéneas de clima, uso y tipo de suelo (Neitsch *et al.*, 2009; Baker y Miller, 2013).

En el modelo SWAT, la cuenca se divide en subcuencas, que a su vez son separadas en Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), fundamentándose en la topografía, el tipo y el uso del suelo. Los procesos hidrológicos simulados en el modelo SWAT incluyen la evapotranspiración (ET), la escorrentía superficial, percolación, flujo lateral, flujo de aguas subterráneas (de retorno), pérdidas de transmisión y reservorios (Neitsch *et al.*, 2009). La evaporación y la transpiración son simuladas por separado: la evaporación se calcula utilizando funciones exponenciales de la profundidad del suelo y contenido de agua y la transpiración se estima utilizando una función lineal de la evapotranspiración potencial (ETP) y el índice de área foliar. Tres métodos son utilizados por el modelo para calcular la ETP: Hargreaves, Priestley-Taylor y Penman-Monteith. El método de Penman-Monteith se utilizó para calcular ETP en este estudio. La escorrentía superficial se estimó utilizando una modificación del método de curva desarrollado por el Servicio de Conservación del Suelo (SCS- CN). La producción de sedimentos en SWAT se calculó con la ecuación de pérdida de suelo modificado (MUSLE).

Introducción de datos espaciales

Los datos de entrada requeridos en el modelo SWAT incluyen un modelo digital de elevación (MDE), propiedades del suelo, mapas de tipo y uso de suelo y vegetación, y datos climáticos. El modelo de elevación con una resolución espacial de 15 m se obtuvo del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve>), el cual fue utilizado para delinear las subcuencas y la definición de la red de drenaje. La cuenca fue dividida en 18 subcuencas considerando un umbral de 15,678.9 ha.

Los mapas de uso de suelo y vegetación fueron obtenidos a partir de técnicas de percepción remota, utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud de Idrisi Selva 17.0 (Eastman, 2010) e imágenes de satélite Landsat 5 Thematic Mapper (TM) (<http://glovis.usgs.gov/>) para los años de 1994 y 2010. Las coberturas obtenidas fueron: selva, bosques, suelo agrícola, agua, asentamientos urbanos, vegetación perturbada, pastizales, cultivos de cítricos y matorrales, las cuales fueron reclasificadas de acuerdo a la base de datos de SWAT. Los tipos de suelo dominantes fueron andosol, regosol, vertisol, luvisol, feozem,

litosol, cambisol, rendzina y acrisol (INEGI, 2002-2006), cuyas propiedades físicas y químicas fueron introducidas a la base de datos de SWAT, considerando los datos de campo de INEGI (2002-2006) y lo recomendado por Siebe *et al.* (2006) para las diferentes clases texturales. Por último, cada una de las 18 subcuencas se dividió en una o más unidades de respuesta hidrológica (HRUs), considerando la combinación de pendiente topográfica, uso de suelo y vegetación, y el tipo de suelo. Se definieron 547 HRUs utilizando umbrales de 2, 10 y 10% en uso de suelo, tipo de suelo y pendientes, respectivamente.

Datos meteorológicos

Las entradas meteorológicas requeridas por el SWAT fueron precipitación, temperatura máxima y mínima, radiación solar, velocidad del viento y humedad relativa. En las simulaciones se utilizaron 21 años (1990-2010). Los datos meteorológicos para temperatura y precipitación se obtuvieron de la base de datos del Sistema Meteorológico Nacional (SMN), donde los datos ausentes fueron generados con el método de ponderación de distancia inversa modificado (utilizando el coeficiente de correlación) y el generador climático de SWAT (*.wgn). El viento y la radiación solar se adquirieron del *National Centers for Environmental Prediction* (<http://globalweather.tamu.edu/>).

Los parámetros de entrada para el generador del clima, fueron determinados para cada una de las estaciones meteorológicas, conteniendo datos estadísticos del periodo 1990-2010. Una descripción detallada de las variables de entrada del generador climático se puede encontrar en el documento “*Soil and Water Assessment Tool Input/Output File Documentation*, Versión 2012 de Arnold *et al.* (2012).

Calibración y confirmación del modelo

Antes de la calibración, el modelo fue evaluado con los parámetros predeterminados del modelo SWAT, comparando los datos observados y simulados para el periodo 1990-1995, el cual fue referido como periodo de pre-calibración. Posteriormente, para realizar la calibración se utilizó el mismo periodo (1990-1995), y para la confirmación el periodo 2003-2005, a escala de tiempo diaria. Tanto en la calibración como en la confirmación, los primeros dos años no se incluyeron en el análisis y se utilizaron como periodo de calentamiento o “*warm-up*” (1990-1991 y 2003-2004, respectivamente). Las simulaciones fueron comparadas con datos de caudales obtenidos de la estación hidrométrica “El Remolino”, la cual es operada por la Comisión Federal de Electricidad (CFE), presentando información limitada a los años 1990-1997 y 2004-2005.

El éxito de la calibración y confirmación fue juzgado por el porcentaje bias (PBIAS), el coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), el coeficiente de determinación (r^2), y la relación de desviaciones estándar-RMSE (RSR). El PBIAS considera que una calibración y confirmación son satisfactorias cuando se obtienen valores menores a 25%. La valoración de PBIAS, NSE y RSR fue adoptada de los rangos sugeridos por Moriasi *et al.* (2007).

Tanto la calibración, como la confirmación se consideran satisfactorias cuando se obtienen valores de PBIAS menores a 25%, un coeficiente de NSE mayor a 0.5 y una RSR menor a 0.7. Entre más alto sea el valor de r^2 , menor es la varianza del error, y típicamente valores > 0.5 se consideran aceptables (Santhi *et al.*, 2001). Para estos análisis, los estadísticos fueron evaluados con datos diarios y mensuales de la estación de descarga. Sin embargo, para las predicciones de sedimentos, nutrientes y oxígeno disuelto, se utilizaron solo las simulaciones mensuales.



Resultados y discusión

En esta sección se analizan los resultados de la pre-calibración, calibración y confirmación. El impacto de los cambios de cobertura vegetal y uso de suelo del periodo 1994-2010 en el régimen hidrológico de la cuenca es cuantificado y reportado. Además se presentan predicciones de calidad del agua para los años de 1994 y 2010.

Pre-calibración, calibración y confirmación del modelo

La Figura 1 ilustra el caudal diario observado y simulado en la estación “El Remolino” durante los periodos de pre-calibración, calibración y confirmación, mientras que en la Tabla 1 se resumen los resultados estadísticos, a escala de tiempo diaria y mensual. Se obtuvo una baja correspondencia para NSE y RSR, con valores de 0.35 y 0.81, respectivamente, utilizando valores diarios. En las simulaciones mensuales, los valores de PBIAS, NSE r^2 y RSR indicaron “muy buen” rendimiento del modelo, de acuerdo al criterio de Moriasi *et al.* (2007). Sin embargo, el hidrograma de la pre-calibración para valores diarios presentó una sobrestimación de los escurrimientos superficiales (Fig. 1), por lo que para la calibración se cambió el método para el cálculo de los parámetros de retención, del método tradicional (condición de la humedad II) al método de evapotranspiración de las plantas (Neitsch *et al.*, 2009). Otro de los factores que afectó la cantidad de escurrimientos superficiales, fue el reservorio de la presa Necaxa, por lo que se introdujo información sobre su almacenamiento e infraestructura. Finalmente, con el objetivo de modificar el flujo base y los picos de escurrimiento, se calibraron los parámetros indicados en la Tabla 2.

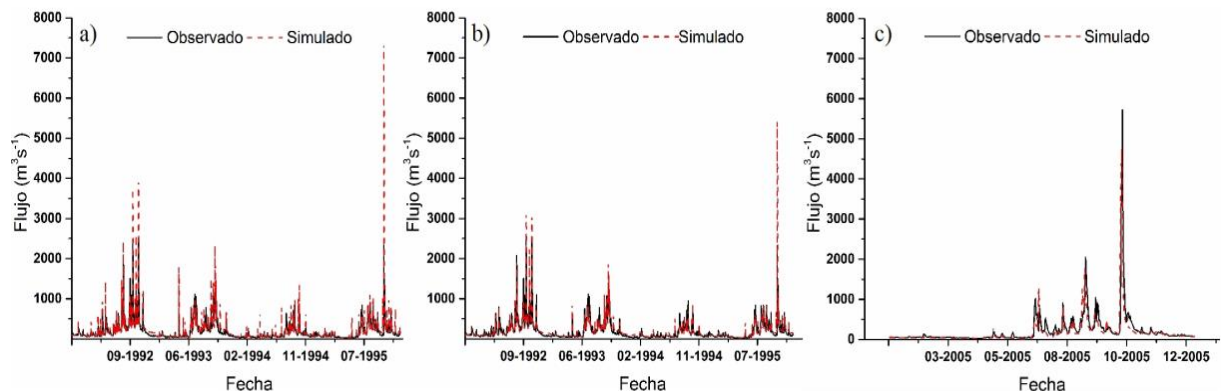


Figura 1. Hidrogramas obtenidos durante los periodos de pre-calibración (a), calibración (b) y confirmación (c) en un periodo de tiempo diario.

Tabla 1. Estadísticos de evaluación del modelo durante el periodo de pre-calibración y calibración.

Estadísticos	Pre-calibración		Calibración		Confirmación	
	Diario	Mensual	Diario	Mensual	Diario	Mensual
PBIAS	0.24	0.29	1.06	1.05	17.91	1.50
NSE	0.35	0.88	0.71	0.92	0.71	0.97
r^2	0.70	0.90	0.79	0.92	0.72	0.99
RSR	0.81	0.34	0.54	0.28	0.54	0.18

Al realizar las modificaciones previamente descritas, se obtuvo una mejora importante en las simulaciones con valores diarios, principalmente en el NSE y RSR, puesto que ambos estadísticos se encontraban en un rango “insatisfactorio” durante el periodo de pre-calibración ($RSR > 0.7$ y $NSE < 0.5$) y pasaron a un rango “bueno” durante la calibración (Moriassi *et al.*, 2007). En los valores mensuales, también pudo observarse una mejor simulación al evaluar los estadísticos NSE, RSR y r^2 .

Tabla 2. Parámetros calibrados en SWAT y sus valores finales.

Parámetro	Descripción	Valor SWAT	Rango	Valor seleccionado
RCHRG_DP.gw	Fracción de percolación del acuífero	0.05	0.01 - 0.75	0.75
GW_DELAY.gw	Tiempo de demora para recarga del acuífero (días)	31	0.001 - 100	2
ALPHA_BF.gw	Constante de disminución del flujo base	0.048	0.001 - 1	0.95

En el periodo de calibración se lograron disminuir los picos de sobrestimación observados en el periodo de pre-calibración; sin embargo, aún son apreciables valores extremos. La literatura sugiere que el modelo SWAT no está diseñado para simular fenómenos extremos, por lo que generalmente sobrestima los eventos de lluvia extrema (Pervez y Henebry, 2014). Esto último concuerda con los resultados obtenidos en el presente estudio. Sin embargo, a pesar de esta deficiencia observada en el modelo, nuestro objetivo fue evaluar los efectos a largo plazo y no eventos individuales, por lo que al observar los resultados estadísticos de calibración y confirmación, el modelo puede considerarse como aceptable para evaluar los impactos del cambio de uso de suelo y vegetación en la cuenca del río Tecolutla.

Durante el periodo de confirmación el valor de PBIAS fue satisfactorio para la simulación con valores diarios (< 25 y > 15), indicando una diferencia mayor, con respecto al periodo de calibración, entre valores observados y simulados. Sin embargo, similar a la calibración, el modelo mostró buena correlación con $NSE=0.71$ y $r^2=0.72$. Para simulaciones mensuales, el PBIAS, NSE, y r^2 fueron 1.50, 0.97 y 0.99, respectivamente, indicando mejor correspondencia entre valores observados y simulados en el periodo de confirmación a escala de tiempo mensual.

Impacto del cambio de uso de suelo y vegetación en el régimen hidrológico

En la Tabla 3 se presenta la proporción de uso de suelo y vegetación para los años de 1994 y 2010. Una comparación entre estos mapas indica que los cambios más significativos se produjeron en el incremento de las actividades agropecuarias y de asentamientos urbanos, los cuales han influido en la reducción de selvas y bosques, principalmente. Una simulación de los componentes hidrológicos del periodo 1994-2010, considerando ambos mapas (1994 y 2010) es presentado en la Tabla 3.

En la Figura 2 se muestran las estimaciones de flujo y sedimentos para los años de 1994 y 2010, y la simulación del 2010, considerando como escenario el mapa de 1994. Como se puede observar, hubo un incremento considerable en los escurrimientos superficiales del año 2010, de lo cual, aproximadamente un 14.8% es atribuido al cambio de uso de suelo que ha presentado la cuenca, como resultado de una pérdida de evapotranspiración (ET), percolación y flujo base (Tabla 3), causando



mayores escurrimientos en época de lluvias (junio-septiembre). Sin embargo, la principal causa de este incremento en los escurrimientos superficiales, fue la influencia meteorológica del estado a recibir huracanes y precipitaciones intensas (CONAGUA, 2012), lo cual genera problemas de inundación en las localidades de la cuenca, principalmente en el estado de Veracruz (Garnica y Alcántara, 2004).

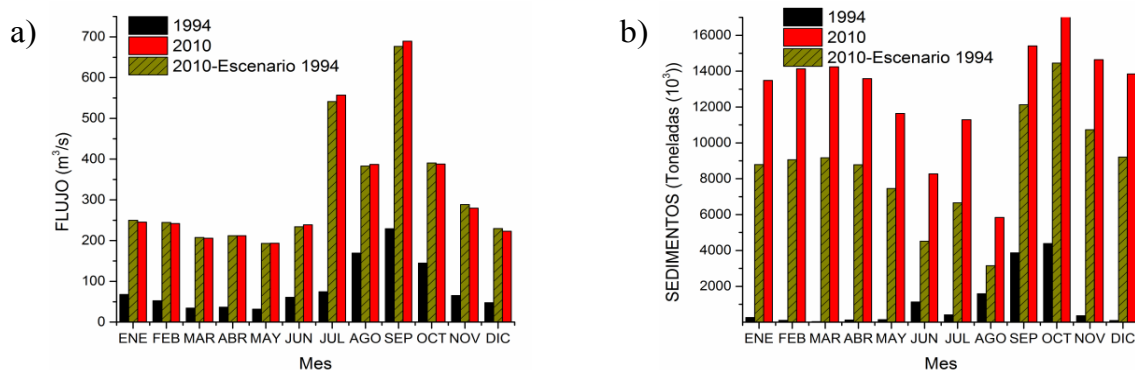


Figura 2. Simulaciones de flujo (a) y sedimentos (b) para los años de 1994 y 2010.

De acuerdo a la simulación de los sedimentos del año 2010 con el mapa de 1994, el cambio de uso de suelo ha tenido un fuerte impacto en los sedimentos, lo cual se atribuye a la erosión provocada por el incremento de suelo agrícola en la cuenca.

Tabla 3. Usos de suelo y vegetación de la cuenca del río Tecolutla y simulación de los principales componentes hidrológicos del periodo 1994-2010. [Selva (sva), bosque (bsq), suelo agrícola (sa), vegetación perturbada (vp), asentamientos urbanos (au), pastizales (pas), cultivos de cítricos (cc), matorrales (ma)].

Escenario	Uso de suelo y vegetación (%)								Componentes hidrológicos (mm)			
	sva	bsq	sa	vp	au	pas	cc	ma	Escurrimiento superficial	Flujo base	Percolación	ET
1994	3.2	41.6	20.4	0.8	1.5	24.8	0.3	6.2	222.8	175.84	337.93	642
2010	2.1	34.6	26.2	1.2	2.6	25.8	0.4	6.1	255.84	170.5	312.41	639.3
2010-1994	-1.1	-7.1	5.8	0.3	1	1	0.1	-0.1	33.04	-5.34	-25.52	-2.7

Simulaciones de calidad del agua para los años 1994 y 2010

Al obtener el modelo hidrológico calibrado y confirmado, es posible estimar el comportamiento del flujo de nutrientes y oxígeno en la corriente superficial. En la Figura 3 se presentan las estimaciones de P total, NO₃, y oxígeno disuelto para los años de 1994 y 2010.

Un aspecto importante se observa en la cantidad de nitratos, puesto que sólo se observan concentraciones elevadas entre marzo y junio, esto indica que existe un gran periodo de tiempo en donde los cultivos no se desarrollan, lo cual se debe a las fuertes precipitaciones y huracanes que impactan en la cuenca. Sin embargo, cuando coinciden las precipitaciones con los cultivos, se transporta una excesiva cantidad de nutrientes.

Otro impacto importante, se observa en el déficit de oxígeno durante el año 2010, puesto que durante

todo el año la concentración es menor a 5 mg l^{-1} , pudiendo afectar negativamente al funcionamiento y la supervivencia de las comunidades biológicas (Champan, 1996), y por lo tanto a las actividades de pesquerías en las localidades ubicadas en la salida de la cuenca.

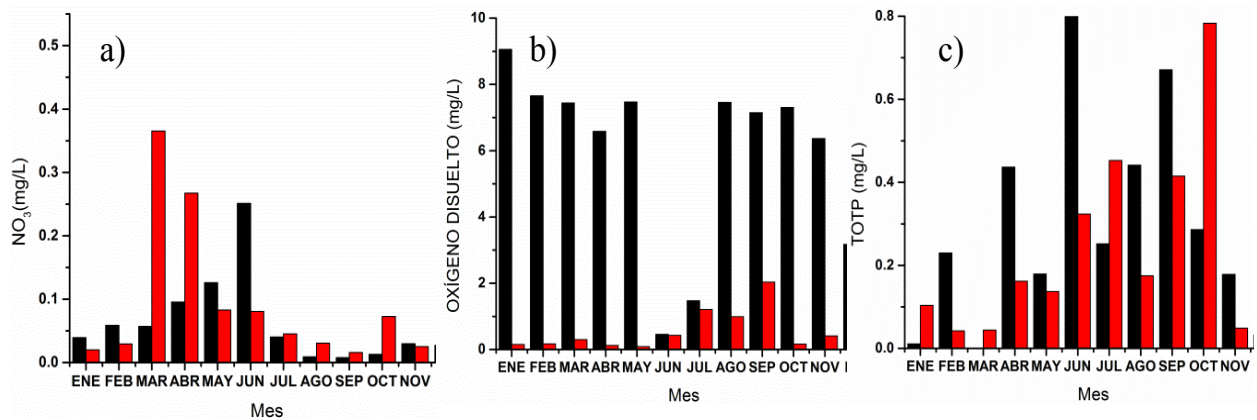


Figura 3. Predicciones NO_3 (a), oxígeno disuelto (b), y P total para los años de 1994 (barras negras) y 2010 (barras rojas).

Se obtuvieron concentraciones elevadas de fósforo en ambos años, lo cual se atribuye a la naturaleza del suelo de la cuenca, debido a que los andosoles, por su naturaleza volcánica contienen fósforo. Este nutriente, se ve incrementado principalmente en los meses de mayor precipitación (junio-octubre), lo cual indica el arrastre de fósforo a través de los escurrimientos superficiales.

Conclusiones

El modelo SWAT fue capaz de representar los escurrimientos superficiales de la cuenca del río Tecolutla, a pesar de las diferentes condiciones climáticas, hidrológicas y topográficas, inherentes a la condición tropical de la zona de estudio. En general, se obtuvieron buenos resultados durante el proceso de calibración y confirmación, por lo que es posible adaptarlo a países en desarrollo, en donde la disponibilidad de datos meteorológicos e hidrométricos es limitada.

Las actividades agropecuarias han presentado una influencia en el régimen hidrológico de la cuenca, al incrementar los escurrimientos superficiales y reducir la infiltración. Sin embargo, se encontró que para el año 2010, fue el impacto de tormentas tropicales y huracanes los que provocaron el incremento más importante en los escurrimientos superficiales, causando problemas de inundación, principalmente en las localidades de la parte baja de la cuenca (estado de Veracruz).

En la cuenca del río Tecolutla se puede encontrar fósforo de manera natural (característica del suelo volcánico andosol), el cual favorece a los cultivos. Este, en conjunto con el fósforo generado por las actividades antropogénicas, es arrastrado a las corrientes por medio de los escurrimientos superficiales, causando una degradación de la calidad del agua, afectando otras actividades económicas de la cuenca, como las actividades de pesca. La información generada por el modelo es relevante como instrumento para la toma de decisiones, puesto que mediante este modelo de simulación hidrológica calibrado, es posible planear las estrategias de conservación, tales como la reforestación, valorar la factibilidad de nuevas obras hidráulicas o planear adecuadamente las actividades que impactan el uso de suelo en la cuenca del río Tecolutla.



Agradecimientos

Se agradece al Fondo Mixto CONACYT-Gobierno del Estado de Veracruz, por el financiamiento al proyecto VER-2008-C01-96299 y a la beca mixta de CONACYT con número de registro 301696 que permitieron la realización de este estudio.

Bibliografía

- Arnold J.G., J.R. Kiniry, R. Srinivasan, J.R. Williams, E.B. Haney, S.L. Neitsch. 2012. Soil and Water Assessment Tool Input/Output File Documentation: Version 2012. Texas Water Resources Institute. Texas. 654 pp.
- Baker T.J., S.N. Miller. 2013. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *Journal of Hydrology* 486:100–111.
- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessment*. Chapman & Hall. London. pp. 66-77.
- CONAGUA. 2012. Análisis de las temporadas de huracanes de los años 2009, 2010 y 2011 en México. SEMARNAT. México, 186 pp.
- Ellis E.A., M. Martínez-Bello, R. Monroy-Ibarra. 2011. Focos rojos para la conservación de la biodiversidad en el estado de Veracruz. In: Cruz-angón, A. (ed.). *La biodiversidad en Veracruz: estudio de Estado*. CONABIO; Gobierno del Estado de Veracruz; Universidad Veracruzana; Instituto de Ecología. México. pp. 351-368.
- Garnica J.R., I. Alcántara. 2004. Riesgos por inundación asociados a eventos de precipitación extraordinaria en el curso bajo del río Tecolutla, Veracruz. *Investigaciones Geográficas* 55: 23–45.
- Hernández I.U., E.A. Ellis, C.A. Gallo. 2013. Aplicación de teledetección y sistemas de información geográfica para el análisis de deforestación y deterioro de selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. *GeoFocus- Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* 13: 1-24.
- INEGI. 2002-2006. Conjunto de datos vectorial Edafológico escala 1:250 000. México, 2002-2006.
- INEGI. 2007. Carta de Uso de Suelo y Vegetación Serie IV, escala 1:250 000. México, 2007.
- Molina-Navarro E., D. Trolle, S. Martínez-Pérez, A. Sastre-Merlín, E. Jeppesen. 2014. Hydrological and Water Quality Impact Assessment of a Mediterranean Limno-Reservoir under Climate Change and Land Use Management Scenarios. *Journal of Hydrology* 509: 354–66.
- Moriasi D.N., J.G. Arnold, M.W. Van Liew, R.L. Bingner, R.D. Harmel, T.L. Veith. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*. 50: 885–900.
- Mustard J.F., T.R. Fisher. 2004. Land use and hydrology. In: Gutman G., A.C. Janetos, C.O. Justice, E.F. Moran, J.F. Mustard, R.R. Rindfuss, D. Skole, B.L. Turner, M.A. Cochrane (eds). *Land change science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface*. Springer Dordrecht Boston London. New York. pp. 411-429.
- Neitsch S., J. Arnold, J. Kiniry, J. William. 2009. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. Texas Water Resources. Texas. 618 pp.
- Pervez M. S., G. M. Henebry. 2014. Assessing the impacts of climate and land use and land cover change on the freshwater availability in the Brahmaputra River basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*.
- Santhi C, J.G. Arnold, J.R. Williams, W.A. Dugas, R. Srinivasan, L.M. Hauck. 2001. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1169–1188.
- Siebe C., R. Jahn, K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. México. pp. 25-41.
- Trejo I. 2000. Enriqueta García Amaro de Miranda (Una investigadora incansable). *Investigaciones Geográficas* 41: 175-176.





Análisis de sensibilidad e incertidumbre en la modelación de la calidad del agua de la presa de Aguamilpa

Rangel-Peraza Jesús G.¹, de Anda-Sánchez José² y González-Farías Fernando A.³

¹ División de Estudios de Posgrado e Investigación – Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Culiacán. Juan de Dios Batiz 310. Col. Guadalupe, 80220. Culiacán, Sinaloa, México. Autor de correspondencia: jesus.rangel@itculiacan.edu.mx.

² Unidad de Tecnología Ambiental. Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Av. Normalistas 800. Col. Colinas de la Normal, 44270. Guadalajara, Jalisco, México.

³ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

Resumen

La utilidad de los modelos matemáticos de calidad del agua está determinada en gran medida por su habilidad de reproducir con precisión series de datos observados y por su capacidad predictiva sin que se requiera ajuste alguno de los parámetros calibrados. Sin embargo, las variables hidrológicas y climatológicas necesarias para el desarrollo del modelo son mediciones experimentales que presentan incertidumbre debido a las suposiciones realizadas y a las limitaciones que se observan durante su medición. En este sentido, en el presente trabajo de investigación se presenta la optimización paramétrica del modelo de calidad del agua de la presa de Aguamilpa a través de la herramienta computacional denominada UNCSIM, la cual permitió modificar la información hidrológica, climatológica y de calidad de agua que intervienen en la simulación del sistema. Dicho análisis permitió identificar que los coeficientes de abrigo del viento (WSC), de fricción de fondo (FRICC) y de intercambio de calor en el sedimento (CBHE) fueron los parámetros del modelo CE-QUAL-W2 que más influyeron en el comportamiento de la temperatura y el oxígeno disuelto del embalse. El análisis de incertidumbre mostró los posibles cambios en las características hidrodinámicas y de calidad de agua en la presa. Asimismo se mostró un esquema innovador de acoplamiento de diferentes módulos para el análisis de sensibilidad e incertidumbre a fin de realizar simulaciones de calidad del agua en la presa de Aguamilpa en tiempo real mediante la actualización continua de las condiciones meteorológicas y de descarga.

Abstract

The water quality models usage is determined in a great extent by its ability to accurately reproduce observed data series and by its predictive capability without even requiring any adjustment to the calibrated parameters. However, the observed abiotic variables involved in the system are measured with a level of uncertainty. Therefore, a parametric optimization model of the Aguamilpa reservoir water quality was accomplished through the computer tool denominated UNCSIM. The aforementioned analysis identified that the wind sheltering coefficient (WSC), Chezy bottom friction solution (FRICC), and coefficient of bottom heat exchange (CBHE) were the parameters of the CE-QUAL-W2 model that significantly influenced in the behavior of temperature and dissolved oxygen concentration in the reservoir. Afterwards, the uncertainty model was evaluated through the modification of the hydrological, climatological, and water quality information that have major influence in the simulation of the system. This analysis showed the possible changes in hydrodynamic and water quality characteristics of the reservoir. Finally, the innovative coupling routine of the different modules for the sensitivity and uncertainty analysis developed in this research, establishes the bases for a future development of a modeling platform, with the purpose of conducting water quality simulations on the Aguamilpa reservoir in real time through continuous meteorological information and updating of water discharges.

Palabras clave: Optimización paramétrica, Simulación Monte Carlo, UNCSIM, CEQUAL-W2

Introducción

De acuerdo con el Cuarto Informe de Evaluación (AR4) del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) el calentamiento del sistema climático es inequívoco, lo que se observa tanto en los incrementos de los promedios globales de las temperaturas del aire y de los océanos, como en el derretimiento de nieve y hielo y en la elevación del nivel medio del mar (IPCC, 2007).

Se ha observado un aumento significativo en la precipitación en las latitudes templadas, mientras que se han registrado sequías más largas e intensas desde 1970 en las regiones tropicales y subtropicales. Ante esos cambios observados, el IPCC (2007) señala que muchos sistemas hidrológicos están siendo afectados, como el calentamiento de lagos y ríos de muchas regiones, lo que afecta su estructura térmica y la calidad del agua que contienen.

Algunos países han hecho esfuerzos por adaptarse a dichos cambios mediante el desarrollo de estrategias, particularmente a través de sistemas que permitan generar información hidrológica, meteorológica y de calidad de agua en tiempo real, que incluya desde la detección de fenómenos atípicos hasta la alerta y respuesta de la comunidad en riesgo. Sin embargo, la efectividad de esos esfuerzos se ha visto rebasada por la falta de información histórica básica y de sistemas de observación y monitoreo, por las condiciones de pobreza, por los asentamientos humanos en zonas muy vulnerables, así como la falta de estrategias políticas, institucionales y tecnológicas apropiadas.

Los impactos del cambio climático a nivel regional y los escenarios futuros mostrados en diversas simulaciones (Liverman y O'Brien, 1991; Peterson *et al.*, 2002) son la motivación fundamental para que los países localizados en regiones tropicales, y particularmente en México, impulsen nuevos estudios de modelación de los cuerpos de agua naturales. A fin de que los modelos empleados predigan con mayor exactitud los impactos bajo los diferentes escenarios previstos, es necesario que se incluya tanto la variabilidad natural del clima como la contribución humana al cambio climático global.

La utilidad de los modelos matemáticos de calidad del agua está determinada en gran medida por su habilidad en reproducir con precisión series de datos observados y por su capacidad predictiva al describir otras series de tiempo sin que se requiera ajuste alguno de los parámetros calibrados (Chaves y Kojiri, 2003). Sin embargo, las variables hidrológicas, climatológicas y de calidad del agua necesarias para su desarrollo son mediciones experimentales que presentan incertidumbre debido a las suposiciones realizadas y a las limitaciones que se observan durante su medición, efecto que se propaga a través de la utilización de dichas variables en las ecuaciones diferenciales del modelo. Por tal motivo, es necesario utilizar técnicas que permitan incorporar y cuantificar la incertidumbre que existe en la estructura y los parámetros del modelo de calidad del agua y en los datos utilizados para su desarrollo con el fin de determinar su capacidad predictiva (Rode *et al.*, 2010).

El objetivo principal del presente trabajo de investigación consiste en determinar los procesos y parámetros dominantes en el modelo de calidad de agua desarrollado para la presa de Aguamilpa mediante un análisis de sensibilidad y cuantificar la incertidumbre del mismo mediante el análisis de los datos hidrológicos, climatológicos y de la información sobre calidad del agua localizada en las fronteras del sistema.



Materiales y métodos

a) Desarrollo del modelo de calidad del agua

La presa de Aguamilpa presenta una forma alargada y estrecha, con un perfil batimétrico característico de los embalses artificiales que resultan de la construcción de presas para el aprovechamiento de los cauces de los ríos, y muestra una variación longitudinal y vertical en sus características fisicoquímicas y biológicas (Rangel-Peraza *et al.*, 2009). Dadas estas características, se seleccionó el modelo CE-QUAL-W2 para simular la calidad del agua del embalse. CE-QUAL-W2 es uno de los modelos más conocidos y utilizados en la simulación de la calidad de agua de los embalses, de forma tal que los resultados obtenidos podrán ser comparados con otros modelos desarrollados con el mismo módulo de simulación. Este módulo permite la modelación bidimensional de embalses estrechos, como es el caso de la presa de Aguamilpa, con lo que se puede simular longitudinal y verticalmente las características fisicoquímicas, biológicas y de calidad de agua bajo un régimen no estacionario (Cole y Wells, 2005).

Rangel-Peraza *et al.* (2012a) describen la metodología para el desarrollo del modelo de calidad del agua de la presa de Aguamilpa y muestran el proceso de validación del modelo con datos monitoreados durante dos años de manera bimestral en diferentes localizaciones y profundidades de la presa. Rangel-Peraza *et al.* (2012b) demuestran que los resultados obtenidos por el modelo de calidad de agua desarrollado en CE-QUAL-W2 representaron de una manera confiable el comportamiento longitudinal y vertical de la temperatura y oxígeno disuelto en la presa de Aguamilpa, por lo que este modelo fue utilizado para llevar a cabo el análisis de sensibilidad e incertidumbre.

b) Análisis sistemático del modelo de calidad del agua

CE-QUAL-W2 es un modelo complejo que contiene más de 23 parámetros relacionados con las características hidrodinámicas y de calidad de un cuerpo de agua (Cole y Wells, 2005). El gran número de coeficientes y parámetros de dicho modelo incrementa la dificultad de evaluar la unicidad de los valores para los parámetros utilizados y la confiabilidad de los resultados de dicho modelo.

La utilización de la herramienta computacional denominada UNCSIM (Reichert, 2004), permitió simular las condiciones de calidad del agua en la presa mediante la modificación de los parámetros que definen el modelo y la utilización de posibles escenarios hidrológicos y climatológicos generados en el marco de simulaciones estocásticas, identificando los parámetros responsables de las variaciones observadas durante la simulación del modelo y cuantificando la incertidumbre estructural, paramétrica y de los datos de entrada.

Para utilizar esta herramienta estadística se desarrolló una interfaz simple entre el modelo de calidad del agua CE-QUAL-W2 y el software UNCSIM. Los programas ejecutables para dicha interfaz han sido desarrollados de manera particular para el presente estudio mediante el lenguaje de programación de alto nivel Java® utilizando la plataforma para el desarrollo de aplicaciones en un entorno de desarrollo integrado llamada Netbeans IDE 7.4 (Oracle, 2013). El objetivo de dichos programas es modificar los archivos de entrada y de extraer la información simulada en CE-QUAL-W2. A este procedimiento se le conoce como acoplamiento en lazo cerrado y es realizado con la finalidad de optimizar la modificación de los archivos de entrada del modelo de calidad de agua (Sudheer y Sabir, 2010).

Tabla 1. Parámetros seleccionados del modelo de calidad de agua calibrado para análisis de sensibilidad de temperatura y el intervalo de sus valores. (*Tw se refiere a la temperatura del agua diaria en la entrada de los tributarios en la presa de Aguamilpa).

Descripción	Variable	Unidad	-50%	-20%	Valor de calibración	20%	50%
Viscosidad longitudinal eddy	AX	m ² s ⁻¹	0.5	0.8	1.0	1.2	1.5
Difusividad longitudinal eddy	DX	m ² s ⁻¹	0.5	0.8	1.0	1.2	1.5
Coefficiente Chezy	FRICC	m ² s ⁻¹	35	56	70	84	105
Coefficiente de abrigo del viento	WSC	-	0.72	1.16	1.45	1.74	2.17
Radiación solar absorbida en la superficie	BETA	-	0.21	0.33	0.42	0.50	0.63
Coefficiente de extinción para agua pura	EXH2O	m ⁻¹	0.25	0.4	0.5	0.6	0.75
Coefficiente de intercambio de calor en el sedimento	CBHE	W m ⁻² s ⁻¹	0.15	0.24	0,3	0.36	0.45
Temperatura del agua en la entrada			0.5T _w	0.8T _w	T _w *	1.2T _w	1.5T _w

c) Análisis de sensibilidad

Una vez que la interfaz entre UNCSIM y CE-QUAL-W2 fue desarrollada, se llevó a cabo el análisis del efecto de los principales parámetros que influyen en la estructura térmica y en el comportamiento de la calidad de agua en la presa de Aguamilpa a través de un análisis de sensibilidad. El análisis de sensibilidad del modelo de calidad del agua para la presa de Aguamilpa se llevó a cabo mediante el método de perturbación, el cual consistió en variar cada uno de los parámetros definidos en la Tabla 1. Los valores de estos parámetros se aumentaron y disminuyeron en un porcentaje definido mientras los demás se mantuvieron constantes.

Las desviaciones correspondientes a las variables de salida (temperatura y oxígeno disuelto) reflejan la sensibilidad de la respuesta, observando las diferencias que se producen entre cada experimento y parametrizando la más influyente. Esta sensibilidad del modelo se midió a través del coeficiente de sensibilidad (CS), de acuerdo a la Ecuación (1):

$$CS = \frac{\% \text{ cambio en variables de salida}}{\% \text{ cambio en parámetros de entrada}} \tag{1}$$



d) Análisis de incertidumbre

Una vez que los parámetros más representativos fueron identificados, se llevó a cabo la propagación de incertidumbre del modelo con el objetivo de comprender la influencia de factores externos, mediante la cuantificación de la incertidumbre estructural, paramétrica y de los datos de entrada del modelo. La metodología para el análisis de incertidumbre permitió simular las condiciones de calidad del agua en la presa mediante la modificación de las variables continuas que definen el modelo mediante simulaciones estocásticas.

Esta metodología innovadora se sustenta en el hecho de que las predicciones de dichos factores externos (temperatura ambiente, precipitación) sólo pueden darse en un sentido probabilístico que refleje la naturaleza caótica del sistema climático. Por ello, se llevaron a cabo 500 experimentos numéricos a partir de condiciones iniciales ligeramente diferentes. El conjunto de todos los experimentos constituye un ensamble, que permite establecer la condición más probable. La dispersión entre esos experimentos permite establecer el nivel de confianza o incertidumbre y se puede expresar como una Función de Densidad de Probabilidad (FDP).

A fin de simular estocásticamente las series climatológicas, fue necesaria la aplicación de métodos estadísticos avanzados como la simulación Montecarlo. El objetivo de las simulaciones Montecarlo es el probar diferentes distribuciones de probabilidad para cada variable de interés para producir centenares de resultados posibles (Zhao *et al.*, 2011; Kinzig *et al.*, 2003). Estas características son modificadas directamente en los archivos de entrada del modelo CE-QUAL-W2 y los resultados de simulación fueron analizados para obtener las probabilidades de ocurrencia de los resultados.

Resultados y discusión

a) Análisis de sensibilidad

La Figura 1 muestra el efecto de los parámetros seleccionados para el análisis de sensibilidad del modelo de calidad de agua. Los parámetros más significativos que afectan la estructura térmica de la presa de Aguamilpa fueron WSC, FRICC y CBHE, en este orden de contribución. El WSC afectó el perfil de temperatura del agua en la presa durante el período de estratificación, modificando la profundidad de la termoclina y acelerando el mezclado vertical durante el estiaje frío (Fig. 2).

Por otro lado, el incremento en los valores de FRICC resultó en una contribución adicional en el intercambio de calor en la columna de agua y en la aceleración del proceso de mezclado. El efecto de coeficiente de intercambio de calor en el sedimento (CBHE) observó un efecto significativo en la temperatura del agua únicamente en el hipolimnion de la presa. Ostfeld y Sammons (2005) reconocen el mismo efecto para este último parámetro del modelo y sugieren que el mismo puede deberse a la presencia de la termoclina.

El resto de los parámetros analizados, incluyendo AX, DX, BETA y EXH2O no presentaron un efecto significativo en la temperatura del agua. Asimismo, se demostró que la temperatura del agua en las corrientes de entrada tampoco presentó un efecto en la estructura térmica de la presa. Esta situación puede estar asociada a que el proceso de mezclado en el embalse es controlado mayormente por la temperatura ambiente, la radiación solar y el efecto del viento.

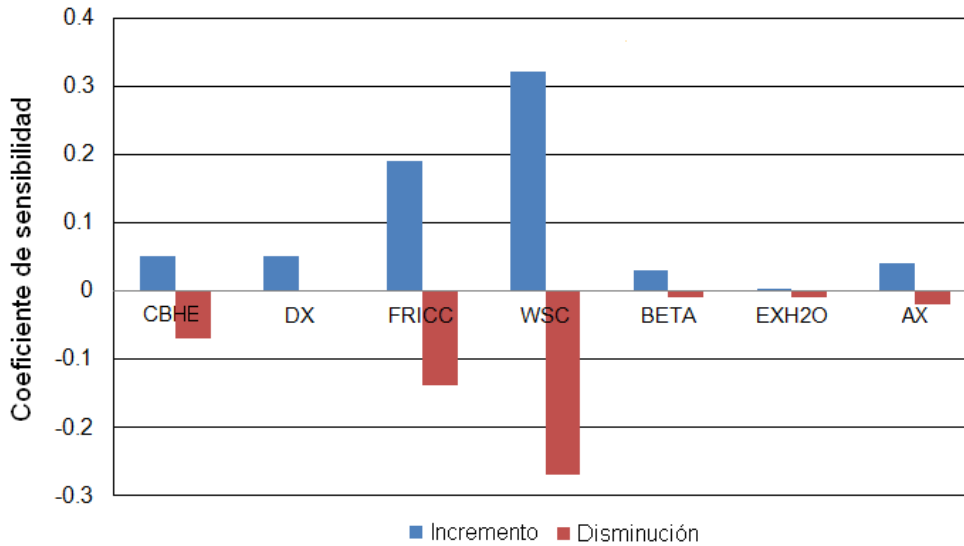


Figura 1. Análisis de sensibilidad para los parámetros seleccionados del modelo de calidad de agua.

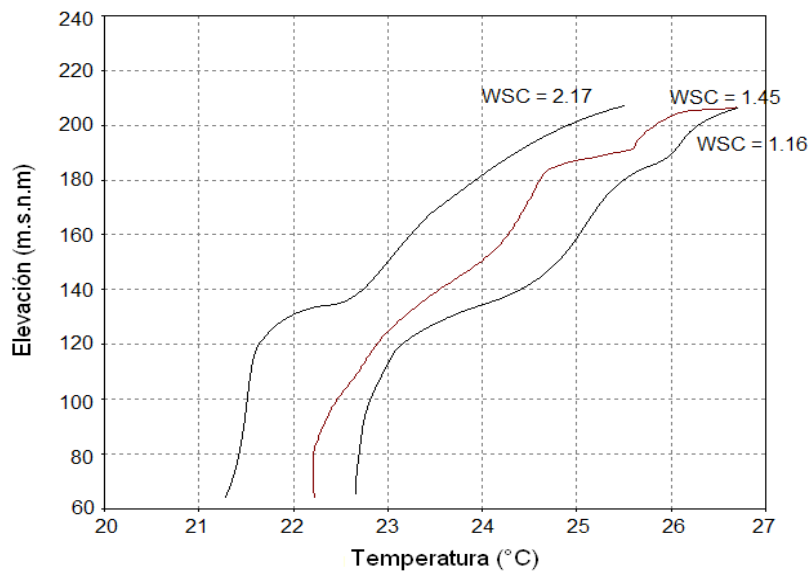


Figura 2. Efecto del coeficiente de abrigo del viento en el perfil térmico de la presa de Aguamilpa.

b) Análisis de incertidumbre

La metodología del análisis de incertidumbre se basó en la técnica de búsqueda aleatoria controlada de Montecarlo. Para su análisis se generaron intervalos a partir de las variables originales que sirvieron como base a la calibración del modelo. Esta metodología permitió probar la distribución de probabilidad para las variables climatológicas que definen el modelo, que son la precipitación y la temperatura ambiente.

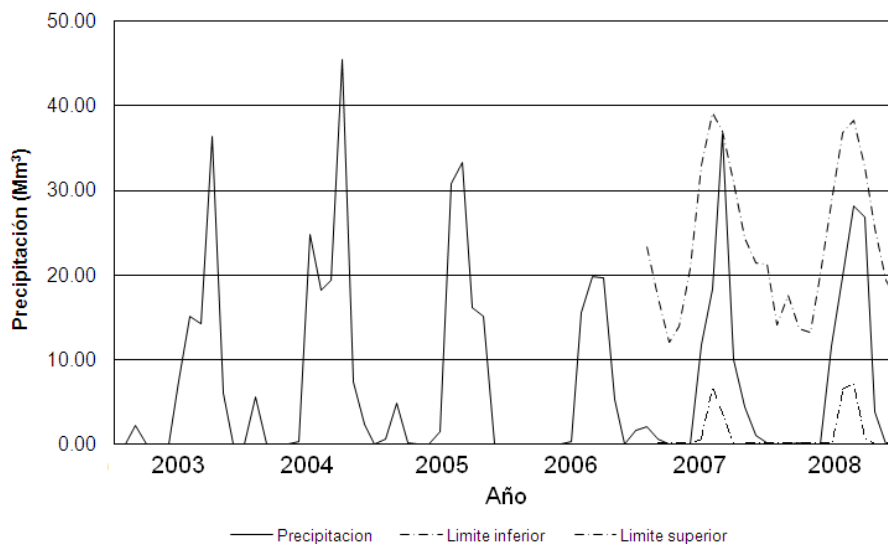


Figura 3. Volumen aportado por precipitación directa en la presa de Aguamilpa y los intervalos de confianza durante el período de simulación.

La Figuras 3 y 4 muestran el volumen aportado por precipitación directa y la temperatura ambiente mínima y máxima de la presa de Aguamilpa, respectivamente. En estas figuras es posible identificar los intervalos dentro de los cuales se encuentran los valores utilizados en el análisis de incertidumbre mediante la simulación Montecarlo. El intervalo de confianza presentado corresponde a la región donde es más probable que ocurra la precipitación y la temperatura ambiente en el área de estudio.

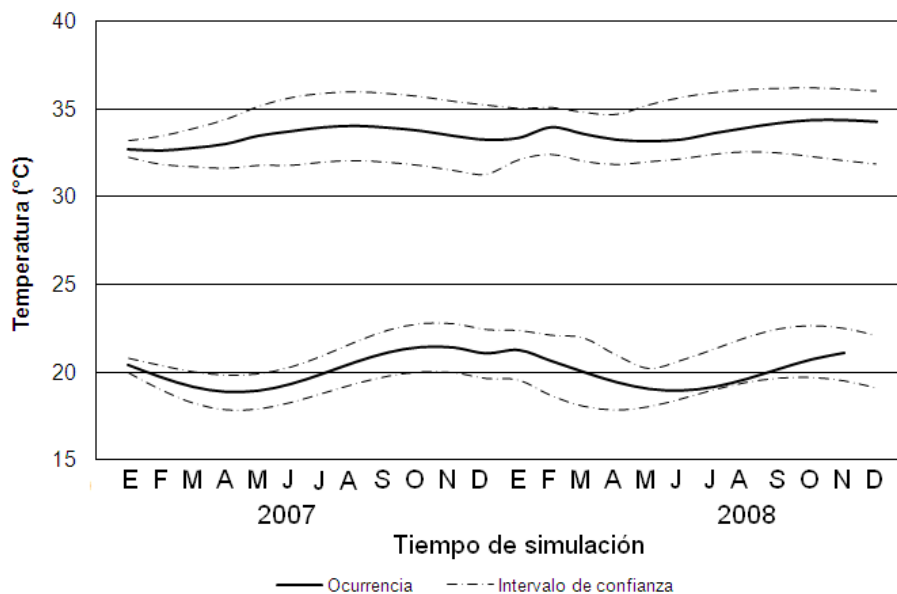


Figura 4. Comportamiento de la temperatura mínima y máxima, destacando los intervalos de confianza utilizados en la simulación Monte Carlo.

De acuerdo con los resultados mostrados en la Figura 4, se puede observar una diferencia promedio de 2.16°C entre la ocurrencia más probable y los límites de confianza para la temperatura ambiente. Martínez-Arroyo *et al.* (2011), han pronosticado un incremento de 2 °C en los valores de la temperatura ambiente para el 2050 en la región. En ese sentido, los resultados del análisis de incertidumbre realizado

en el presente estudio representan una contribución en el desarrollo de futuros planes de manejo del recurso hídrico en la presa.

Asimismo es indispensable reconocer que, a pesar de que para la temperatura ambiente no se presentan eventos extraordinarios como los que se suceden con la precipitación con la presencia de huracanes, existe mayor incertidumbre en este parámetro ya que la variación diaria de la temperatura durante las épocas de estiaje cálido y lluvias es alta.

La Figura 5 muestra una problemática que se presentó durante el análisis de incertidumbre del modelo de calidad del agua. Se observó que la propagación de la incertidumbre de la precipitación presentó un problema denominado de valor inicial, donde los resultados son incluyentes a través del tiempo en un contexto determinante. Por lo tanto, las simulaciones del modelo de calidad de agua no pueden extenderse por mucho tiempo antes de que el nivel de acierto caiga por debajo del umbral que las hace útiles.

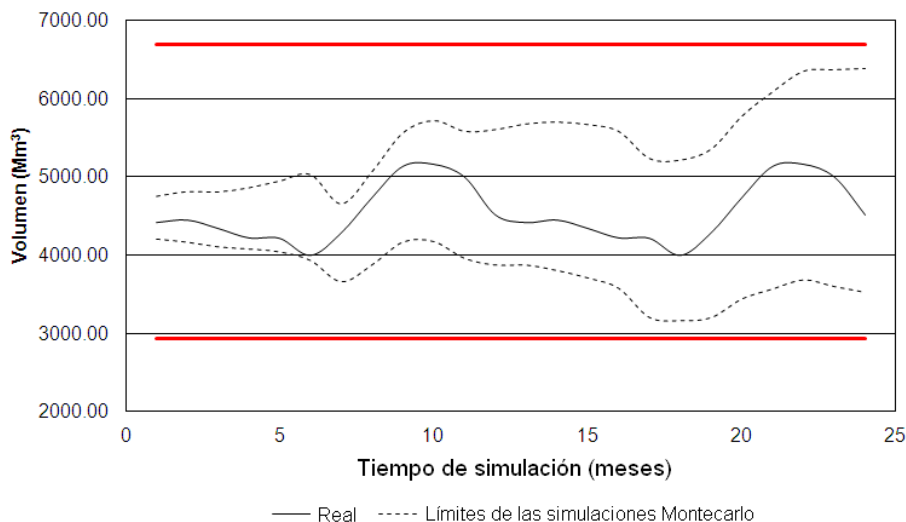


Figura 5. Intervalo del volumen almacenado de la presa de Aguamilpa debido a la incertidumbre generada para la precipitación.

A fin de contrarrestar el efecto anteriormente descrito, fue necesario agrupar los resultados obtenidos de la simulación Montecarlo. Este proceso se le conoce como bloqueo estadístico y constituye una clasificación de los resultados en función a la media observada en la serie de tiempo generada. Se llevó a cabo un análisis de varianza de los 500 escenarios generados y los resultados se clasificaron en cuatro grupos homogéneos (Escenarios 1, 2, 3 y 4).

La Figura 6 muestra el comportamiento de la temperatura del agua en la superficie de la presa de Aguamilpa bajo los diferentes escenarios generados estocásticamente y se compara con el comportamiento real registrado. Los resultados obtenidos permitieron observar que una disminución en la temperatura ambiente (Escenario 1) repercutiría de manera positiva en el embalse ya que la diferencia de temperatura entre la superficie y los estratos inferiores es menor, lo que favorecería el rompimiento de la termoclina y el mezclado completo durante la época de estiaje frío.

Un comportamiento completamente opuesto se observó bajo un escenario de disminución de la cantidad de agua en el embalse (Escenario 2); dicha situación se puede explicar ya que a menor



cantidad de agua, menor es el área superficial del embalse, lo que implicaría que a pesar de mantener las mismas condiciones de radiación solar, temperatura ambiente, entre otros, la temperatura del agua en la superficie se incrementaría.

La variación máxima registrada entre la temperatura registrada en la superficie de la presa y la simulada bajo el Escenario 2 se observó durante la época de estiaje cálido y lluvias (durante los meses de Junio a Octubre).

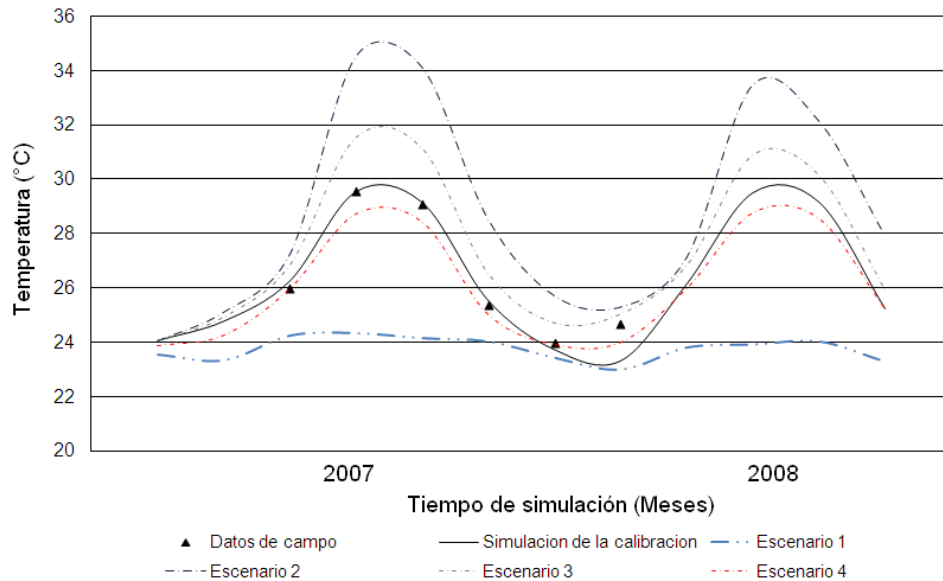


Figura 6. Comportamiento de la temperatura del agua en la superficie de la presa de Aguamilpa bajo diferentes escenarios.

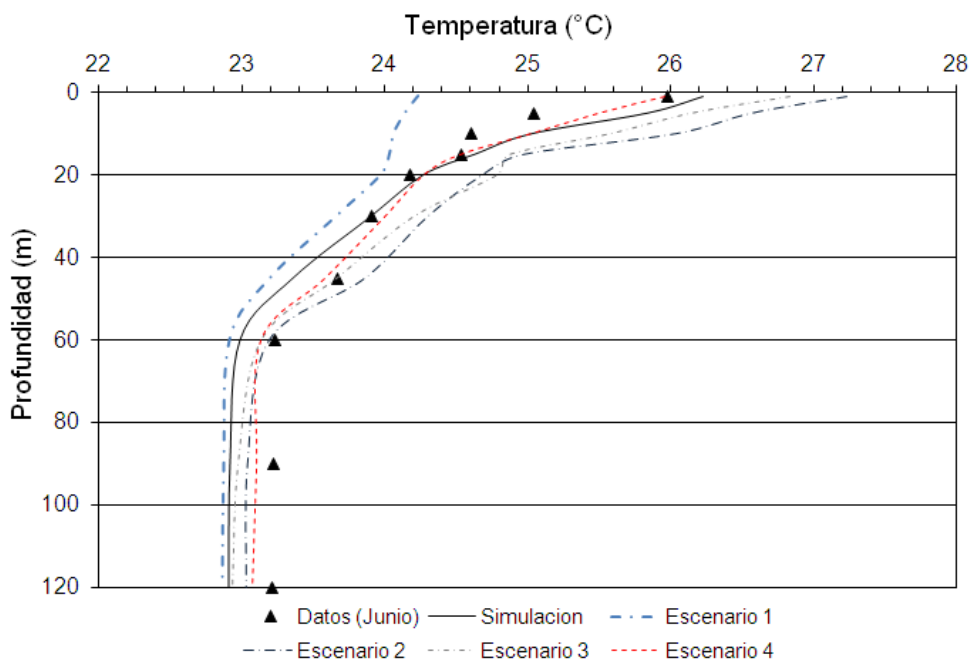


Figura 7. Comportamiento de la temperatura en la columna de agua de la presa de Aguamilpa durante mes de Junio para los diferentes escenarios propuestos.

Por otro lado, un incremento en la temperatura ambiente (Escenario 3) causaría un incremento en la temperatura de los estratos superiores de la presa, situación que consolidaría la termoclina presente. Este comportamiento puede apreciarse de mejor forma en la Figura 7. Los resultados obtenidos demuestran una diferencia importante de la temperatura del agua en los estratos superiores de la presa, sin embargo por debajo de la termoclina, la temperatura del agua es similar para todos los escenarios propuestos. Finalmente, los resultados demuestran que el incremento en el nivel de agua de la presa (Escenario 4) fue el escenario que mostró menor incertidumbre en las variables de salida del modelo de calidad del agua.

En el caso del oxígeno disuelto, el comportamiento observado para dicho parámetro es similar al registrado en la temperatura del agua para las simulaciones realizadas bajo diferentes escenarios. Es decir, los escenarios que registraron una estratificación térmica presentaron también una diferencia en las concentraciones de oxígeno disuelto desde la superficie hasta el fondo del embalse, con la presencia de una oxiclina.

Se reconoce que el comportamiento hidrodinámico de la presa determina el comportamiento del oxígeno disuelto en la presa. El incremento en las temperaturas de la superficie registradas en los Escenarios 1 y 2 repercutieron de manera negativa en la concentración de oxígeno disuelto, situación que puede atribuirse al descenso en la solubilidad de este gas en el agua debido a la temperatura. Este fenómeno representó la principal diferencia entre el oxígeno disuelto observado y las simulaciones realizadas bajo los diferentes escenarios.

Conclusiones

Se llevó a cabo la optimización paramétrica del modelo de calidad del agua de la presa de Aguamilpa mediante el análisis de sensibilidad e incertidumbre en un contexto modular, es decir, modificando las observaciones hidrológicas, climatológicas y de calidad de agua que intervienen en la simulación de la presa a lo largo del tiempo. La combinación de las simulaciones modulares permitió cuantificar el efecto (sensibilidad) y el error (incertidumbre) asociado a la variación de los parámetros del modelo en las condiciones de calidad del agua de la presa.

La idea principal del análisis de sensibilidad fue identificar las debilidades más importantes del modelo de calidad de agua. Dicho análisis permitió identificar que los parámetros WSC, FRICC y CBHE son los parámetros del modelo CE-QUAL-W2 que más influyeron en el comportamiento de la temperatura y el oxígeno disuelto; en este sentido, se sugiere que los próximos trabajos de modelación en presas tropicales con este módulo deberán enfocar sus esfuerzos de calibración en dichos parámetros. Estos resultados son muy importantes desde el punto de vista de la modelación de cuerpos de agua ya que se reduce considerablemente el tiempo de simulación.

El análisis de incertidumbre realizado en el presente estudio se basó en la simulación de las funciones de densidad de probabilidad para la precipitación y la temperatura ambiente en el área de estudio. Las distribuciones de frecuencia fueron adaptadas al modelo, introduciendo un nuevo concepto de dinamismo paramétrico en la modelación de la calidad del agua. Este análisis mostró los posibles cambios en las características hidrodinámicas y de calidad de agua en la presa; sin embargo, dichos resultados deben tomarse con cautela dadas las limitaciones del modelo. De esta forma, los resultados mostrados simplemente representan los posibles panoramas esperados para la presa, los cuales incluyen el posible efecto del cambio climático en la región, y no representan predicciones exactas.



Finalmente, a partir del desarrollo de un esquema innovador para el acoplamiento de diferentes módulos durante el análisis de sensibilidad e incertidumbre, se establecieron las bases para un futuro desarrollo de una plataforma de modelación a fin de realizar simulaciones de calidad del agua en la presa de Aguamilpa en tiempo real mediante la actualización continua de las condiciones meteorológicas y de descarga.

Bibliografía

- Chaves P., T. Kojiri. 2003. Multi-objective Storage Reservoir Operation under Uncertainty. Annuals of Disaster Prevention Research Institute. Kyoto University. Japón. Vol. 46, 20 pp.
- Cole T.M., S.A Wells. 2005. CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.2. Rep. No. Instruction Report EL-03-1, US Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg, MS. Estados Unidos. 681 p.
- IPCC. 2007. General Guidelines on the Use of Scenario Data for Climate Impact and Adaptation Assessment. Version 2. Preparado por T.R. Carter bajo el respaldo del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Grupo de trabajo que soporta la información y los escenarios para la evaluación climática y de los impactos. Finlandia. 66 p.
- Kinzig A., D. Starrett, K. Arrow, S. Aniyar, B. Bolin, P. Dasgupta, P. Ehrlich, C. Folke, M. Hanemann, G. Heal, M. Hoel, A. Jansson, B.O. Jansson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K.G. Maler, S.W. Pacala, S.H. Schneider, D. Siniscalco, B. Walker. 2003. Coping with Uncertainty: A Call for a New Science - Policy Forum. *Ambio*.32: 330-335.
- Liverman D.M., K. O'Brien. 1991. Global warming and climate change in Mexico. *Global Environmental Change*. 1(4):351-364.
- Martinez-Arroyo A., S. Manzanilla-Naim, J. Zavala-Hidalgo. 2011. Vulnerability to climate change of marine and coastal fisheries in Mexico. *Atmosfera*. 24(1): 103-123.
- Oracle. 2013. NetBeans Developing Applications with NetBeans IDE, Release 7.4. Oracle and/or its affiliates. 606 p.
- Ostfeld A., S. Salomons. 2005. A hybrid genetic – instance based learning algorithm for CE-QUAL-W2 calibration. *Journal of Hydrology*.310:122-142.
- Peterson A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, R.H. Buddemeier, D.R.B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*. 406: 626-629.
- Rangel-Peraza J.G., J. de Anda, F.A. González-Farías, D.E. Erickson. 2009. Statistical assessment of water quality seasonality in large tropical reservoirs. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 14(4):315-323.
- Rangel-Peraza J.G., O. Obregón, J. Nelson, G.P. Williams, J. de Anda, J. Jarquín-Javier, J. Miller, M. Rode. 2012a. The use of Digital Elevation Models (DEMs) for bathymetry development in large tropical reservoirs. In: *Bathymetry*. Blondel, P (Eds). ISBN. 979-953-307-431-2.
- Rangel-Peraza J.G., O. Obregón, J. Nelson, G.P. Williams, J. de Anda, F.A. González-Farías, J. Miller. 2012b. Modelling approach for characterizing thermal stratification and assessing water quality for a large tropical reservoir. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 17(2):119-129.
- Reichert, P. 2004. UNCSIM - A computer programme for statistical inference and sensitivity, identifiability, and uncertainty analysis, In: *Proceedings of the European Simulation and Modelling Conference*. Teixeira, J.M.F. y Carvalho-Brito, A.E. (Eds.). Porto, Portugal. pp. 51-55.
- Rode M., G. Arhonditsis, D. Balin, T. Kebede, V. Krysanova, A. van Griensven, S. van der Zee. 2010. New challenges in integrated water quality modeling, *Hydrological Processes*. 24, 3447-3461.
- Sudheer K.S., M. Sabir. 2010. Modified function projective synchronization of hyperchaotic systems through Open-Plus-Closed-Loop coupling. *Physics Letters A*.374(19–20): 2017-2023.
- Zhao X., S.Y. Shen, M. Xiong, J. Qi. 2011. Key uncertainty sources analysis of water quality model using the first order error method. *Int. J. Environ. Sci. Tech*. 8(1), 137-148.





Calidad de agua en afluentes y plantas de tratamiento con bioensayos bacterianos y variables fisicoquímicas, subcuenca del lago de Chapala

Zambrano Jiménez Jennifer Anahí¹, Velarde Bonilla Gabriela¹,
Dávalos-Lind Laura² y Lind Owen²

¹ Universidad Autónoma de Guadalajara, Zapopan, A. P. 45129, Jalisco. Autor de correspondencia:
jennifer_anahi0204@hotmail.com

² Centro de Investigaciones Tropicales Universidad Veracruzana, Veracruz, México.

Resumen

Se seleccionaron diez sitios de colecta, cinco plantas de tratamiento, (contaminación Puntual), y cinco sitios en los afluentes alrededor del lago contaminación Difusa-Mixta, y un punto de referencia tomado del Lago de Chapala. Se realizaron bioensayos bacterianos de 20 horas, para seguir el crecimiento bacteriano. Los conteos bacterianos se realizaron siguiendo el método de conteo directo de Hobbie *et al.* (1977), además se hicieron análisis fisicoquímicos de los sitios de colecta. Los nutrientes que estimularon el crecimiento bacteriano fueron nitrógeno, fósforo y carbono orgánico. Del tipo de contaminación difusa-mixta el Río Santiago fue el sitio más eutrofizado y el de una calidad mejor calidad fue Foco Tonal. De la contaminación de tipo puntual fue Chapala quien se presentó más eutrofizado en comparación a las otras plantas de tratamiento.

Abstract

For this study, ten different sampling sites were taken, five from the discharge of water treatment plants (point source pollution) and five along the tributaries (non-point source pollution). An additional reference site was also taken directly from the lake. Bacterial bioassays in a 20 hour period of time were performed in order to observe the bacterial growth potential of the various water samples. The bacterial counts were carried out using the Hobbie *et al.* (1977) method of direct count with the use of an epifluorescence microscope. Physical and chemical analysis used to determine the level of nitrogen, phosphorus, total dissolved solids and total organic carbon in the different sampling sites were also performed. This proved that nutrients such as nitrogen, phosphorus and organic carbon are necessary to stimulate bacterial growth. In the case of non-point source pollution, the Santiago river proved to be the more eutrophicated site and Foco Tonal the one with the better water quality. Of the point source sampling sites, the one taken in the Chapala lake had a better water quality in comparison to the other water treatment plants.

Palabras clave: Limnología, eutrofización, bacterias

Introducción

La subcuenca del lago de Chapala es una de las más importantes del país por los servicios ambientales que proporciona a los habitantes y ecosistemas que se encuentran en ella (Juárez *et al.*, 2013). Sin embargo a pesar de su importancia no existe información suficiente para planificar métodos a seguir para su restauración y conservación (Mestre *et al.*, 1997).

El presente trabajo será útil para poder conseguir que las medidas de mitigación en la subcuenca sean mejoradas y que la vigilancia del cumplimiento de los planes de manejo sea más estricta, puesto

que se tiene ahora un conocimiento más amplio de las características del agua que conforman a la subcuenca y no solo del lago.

La subcuenca Chapala tiene una superficie de 3,312.63 km². Su principal cuerpo de agua es el Lago de Chapala con una superficie de 1,119 km² que es abarcado en su totalidad por la subcuenca (Juárez *et al.*, 2013); el lago recibe aportaciones de agua de los ríos Lerma y Zula. La mitad de su superficie es utilizada con fines agrícolas. La subcuenca se subdivide en tres sistemas hidrológicos: la Pasión (localizado alrededor del río del mismo nombre); Chapala (el lago y su zona inmediata) y Sahuayo (la mayor parte de los municipios de Michoacán).

La contaminación puntual está representada por efluentes de agua residual fácilmente identificables, mientras que la evaluación y el control de la contaminación difusa son más complejos y difíciles (Bravo *et al.*, 2013). Por lo general, la calidad del agua se determina comparando las características físicas, químicas y bacteriológicas del agua con unas directrices de calidad del agua o estándares (Robles *et al.*, 2013). Para la medición de estas variables se utilizan varios métodos siendo unos de los más utilizados los de la Asociación Americana para la Salud Pública (APHA) (López *et al.*, 2007) los descritos por O. T. Lind en el libro *Handbook of Common Methods in Limnology* (1985) y los de *Standar Methods* (American Public Health Association, 1976).

La producción bacteriana es un parámetro de tipo biológico para la evaluación de calidad de agua, estas tienen un papel importante en compañía de los otros nutrientes presentes en el agua. Los nutrientes inorgánicos disueltos, la materia orgánica disuelta y la materia orgánica particulada, pueden sufrir modificaciones, como resultado de la acción bacteriana (Di Siervi, 2002). La producción de bacterias generalmente depende del carbono orgánico disuelto, originario sobretodo de fitoplancton vivo o muerto, que sirve como substrato para las bacterias (Lind *et al.*, 1997).

El lago de Chapala es rico en arcillas que dan la turbidez al agua, característica de esta zona, estas arcillas forman agregados con las bacterias las cuales obtienen de ahí nutrientes para su desarrollo (Lind *et al.*, 1997). Fue el desarrollo de técnicas de tinción con colorantes fluorescentes, por ejemplo naranja de acridina, las que facilitaron el conteo de bacterias de aguas naturales aún en presencia de detritos; dicho procedimiento fue desarrollado por varios autores (Hobbie *et al.*, 1977, Di Siervi, 2002), donde por su eficiencia y fácil manejo es muy utilizada (Bowden, 1976).

Los filtros de nucleopore de policarbonato son ideales para el conteo directo de bacterias ya que tienen un tamaño de poro uniforme y una superficie plana que retiene todas las bacterias sobre todo el filtro, el poro más común es 0.2 µm con 25 mm de diámetro. Las bacterias crecen en altos rangos en lotes o cultivos que fluorescen en naranja-rojo debido a que predomina el ácido ribonucleico. Las bacterias inactivas tienen más ácido desoxirribonucleico y emiten luz fluorescente de color verde (Hobbie *et al.*, 1977).

Estimación de la calidad del agua mediante análisis de las fuentes de contaminación puntual y difusa-mixta de los afluentes y plantas de tratamiento de la subcuenca del Lago de Chapala, por medio de la realización de análisis de variables fisicoquímicas y bioensayos bacterianos en los temporales de lluvias y estiaje.



Materiales y métodos

La colecta se efectuó en los temporales de lluvias y estiaje correspondientes a los meses de septiembre y mayo, respectivamente, del año 2011. En los sitios de contaminación Difusa-Mixta se localiza la estación de La Barca que se encuentra en el Río Lerma, ubicada al final del poblado con el mismo nombre, en el Río Zula se ubicaron dos estaciones más: Río Zula 1 y Río Zula 2 y por último el sitio de Río Santiago se localiza en el río con el mismo nombre al norte de la intersección con el Río Zula.

Los sitios Chapala, Jocotepec, Tizapán y Tuxcueca fueron muestreados en los efluentes de las plantas de tratamiento localizados en los poblados con el mismo nombre, los cuales fueron considerados con la contaminación de tipo puntual. Como referencia en la localidad de La Palma al sur del lago se tomó una muestra y se le denominó con el mismo nombre.

Para la toma de muestras de agua se utilizó una botella de Van-Dorn a una profundidad de 2 m, se colectaron muestras por duplicado de cada sitio de colecta y se almacenaron en botellas plásticas de un litro de capacidad, colocadas en hieleras con hielo.

Las muestras se analizaron en el laboratorio de cultivo de tejidos de la Universidad Autónoma de Guadalajara y en el Center for Reservoir and Aquatic Ecosystems Research de Baylor University para sólidos suspendidos, nitrógeno total, amonio, nitratos, fósforo total, fósforo soluble y carbono orgánico disuelto, siguiendo los métodos señalados en el Standard methods (American Public Health Association, 1976) y en el manual de Handbook of Common Methods in Limnology (Lind, 1985) (Tabla 1).

Tabla 1. Métodos usados para los análisis fisicoquímicos de los afluentes y plantas de tratamiento de la subcuenca del lago de Chapala.

Análisis	Método
Sólidos suspendidos	Lind, 1985
Nitrógeno total	digestión alcalina con persulfato (4500-N-C)
Amonio	fenol-hipoclorito (4500-NH ₃ -F)
Nitratos	reducción de cadmio (4500-NO ₃ -E)
Fósforo total	oxidación ácida con persulfato
Fósforo soluble	ácido ascórbico (45-P-E,F)
Carbono orgánico total	analizador Shimadzu TOC-Vosh

Para la realización de los bioensayos se procedió a la toma de un inóculo (mismo que fue tomado directamente del centro del Lago de Chapala), el cual permaneció en refrigeración para mantener sus propiedades. Se inocularon las muestras de agua recolectadas en temporal de lluvia (Septiembre) y estiaje (Mayo) de los 11 sitios de colecta arriba mencionados.

El agua de las muestras fue filtrada en filtros de membrana Whatman con poros de 0.2µm para remover las bacterias presentes en ella. Una vez hecho esto se congelaron para la conducción de los bioensayos en el Laboratorio de Limnología del Centro de Investigaciones Tropicales de la Universidad Veracruzana.

De estas muestras se colocaron 20 ml en tubos de cultivo con tapa, con ayuda de un dispensador Brickmann Bottle Top de 25 ml. Una vez que los tubos contenían su respectiva agua de colecta se

procedió a agregar 1 ml de inóculo, con las bacterias nativas del Lago de Chapala, con una pipeta VWR de 5 ml. Todos los tubos una vez agregado el inóculo se pusieron a incubar a temperatura ambiente en condiciones de obscuridad; para obtener la curva de crecimiento bacteriano se tomaron submuestras de cada tubo en un periodo de 0 a 20 horas en intervalos de cinco horas, quedando un total de cinco tiempos fijados.

Se colocaron 3 ml de muestra/inóculo con 3 ml de formalina al 4 %, quedando a una concentración final del 2 %. Durante todo el bioensayo se monitoreo la temperatura. El tiempo cero lo constituyó el inóculo, se preservaron 2 ml con otros 2 ml de formalina al 4 %, quedando en una concentración del 2 %. Para la determinación del cambio en el número bacteriano del tiempo 0 h a 20 h se realizaron conteos utilizando la técnica Hobbie *et al.* (1977) para microscopio de epifluorescencia.

Resultados

En la Figura 1 se muestran las concentraciones obtenidas de los tres tipos de nitrógeno medidos. Para nitrógeno total en la fuente Difusa-Mixta se observan valores que van desde 1.16 mg L⁻¹ (Foco Tonal en Mayo) hasta 10.13 mg L⁻¹ (La Barca en Septiembre); para la fuente de contaminación de tipo Puntual los valores son más altos, estos van de 0.95 mg L⁻¹ (Mezcala, Septiembre) a 29.20 mg L⁻¹ (Jocotepec, Mayo); en el sitio de colecta tomado del Lago los Valores en ambos temporales son bajos, 1.39 (Mayo) y 1.03 mg L⁻¹ (Septiembre). Los valores de amonio fueron bajos, con excepción de Jocotepec que tiene un valor de 18.5 mg L⁻¹ en estiaje y 7.56 mg L⁻¹ en lluvias, para el resto de los puntos y tipos de fuente de contaminación permanecieron por debajo de 7.00 mg L⁻¹.

En nitratos todos los sitios de colecta se encuentran con valores por debajo de 1.5 mg L⁻¹, no habiendo mucha diferencia entre estaciones de lluvia ni fuente de contaminación, solo los sitios Tizapán y Chapala rebasan este valor con 6.45 y 5.21 mg L⁻¹ respectivamente en el temporal de estiaje (Mayo).

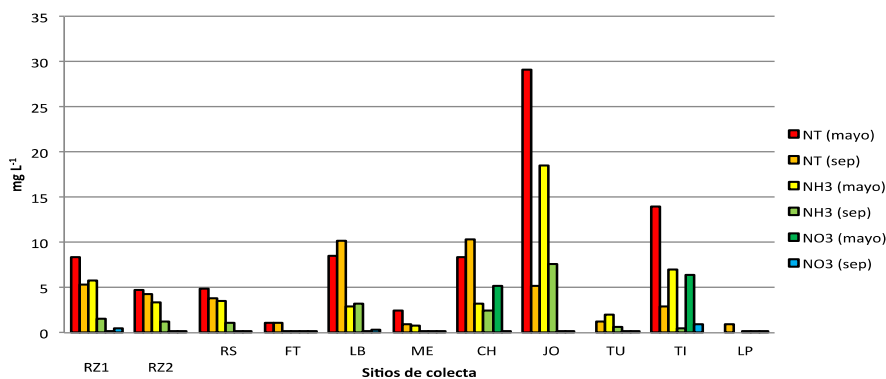


Figura 1. Concentraciones de nitrógeno total (NT), amonio (NH₃) y nitratos (NO₃) de los sitios de colecta en la subcuenca del Lago de Chapala en los meses de mayo y septiembre del 2011. RZ1= Río Zula 1, RZ2= Río Zula 2, RS= Río Santiago, FT=Foco Tonal, LB= La Barca, ME= Mezcala, CH= Chapala, JO= Jocotepec, TU= Tuxcueca, TI= Tizapán y LP= La Palma.

El fósforo total en la fuente de contaminación Difusa-Mixta la estación de La Barca (3.79 mg L⁻¹) fue la que obtuvo el valor más alto y Foco Tonal (0.61 mg L⁻¹) el más bajo, ambos en temporal de estiaje (Mayo), para la contaminación de origen puntual el valor más alto fue registrado en Jocotepec (6.78



mg L⁻¹) y el más bajo en Mezcala (0.85 mg L⁻¹), de igual modo en estiaje es donde se registraron estos resultados; en comparación con las fuentes de contaminación (Puntual y Difusa-Mixta), el punto de referencia tomado directamente del lago (La Palma) obtuvo valores más bajos en ambos temporales, siendo el lluvioso el que registro mayor valor. Entre las fuentes de contaminación la puntual fue la que obtuvo los valores más altos (Figura 2).

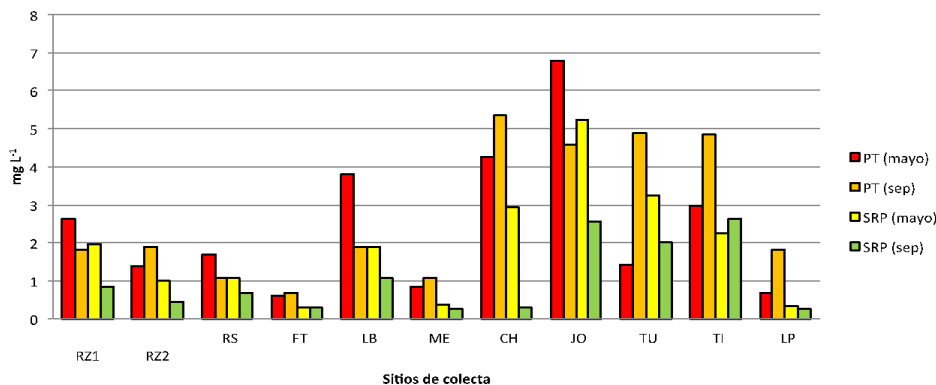


Figura 2. Concentraciones de fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (SRP) de los sitios de colecta en la subcuenca del Lago de Chapala en los meses de mayo y septiembre del 2011. RZ1= Río Zula 1, RZ2= Río Zula 2, RS= Río Santiago, FT=Foco Tonal, LB= La Barca, ME= Mezcala, CH= Chapala, JO= Jocotepec, TU= Tuxcueca, TI= Tizapán y LP= La Palma.

De igual modo la fuente de contaminación Puntual obtuvo los registros más altos de fósforo reactivo soluble (Figura 2), con un máximo de 5.25 mg L⁻¹ (Jocotepec) en época de estiaje y un mínimo de 0.24 mg L⁻¹ (Mezcala) en temporal lluvioso; para la fuente de contaminación Difusa-Mixta los valores máximo (R. Zula 1) en estiaje y mínimo (Foco Tonal) en lluvias fueron 1.98 y 0.31 mg L⁻¹ respectivamente y, la estación de La Palma registro el valor máximo en época de estiaje.

Los resultados del análisis de carbono orgánico total se muestran en la Figura 3, en donde se puede apreciar que para el temporal de lluvias los valores medidos son los más altos, siendo el sitio de colecta usado de referencia (La Palma) el que obtuvo el valor más elevado en esta época (41.3 mgL⁻¹), los valores más bajos están en Tizapán en ambos temporales con 11.50 mgL⁻¹ (estiaje) y 11.10 mgL⁻¹ (lluvias).

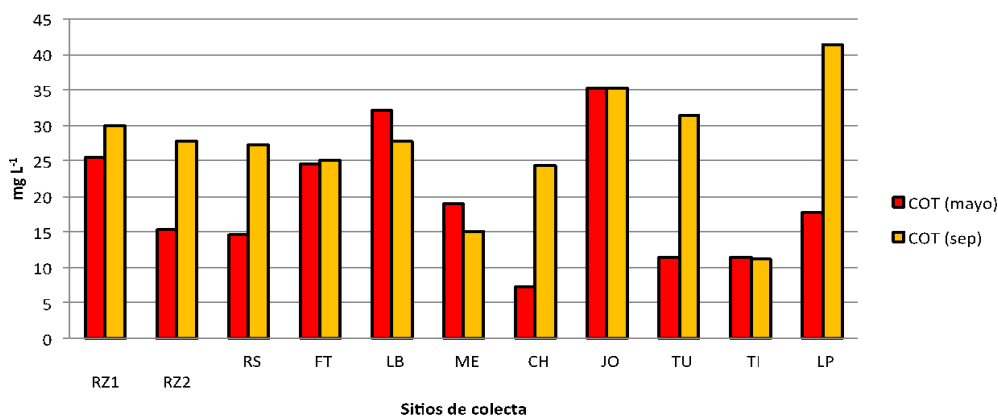


Figura 3. Concentraciones de carbono orgánico total (COT) de los sitios de colecta en la subcuenca del Lago de Chapala en los meses de mayo y septiembre del 2011. RZ1= Río Zula 1, RZ2= Río Zula 2, RS= Río Santiago, FT=Foco Tonal, LB= La Barca, ME= Mezcala, CH= Chapala, JO= Jocotepec, TU= Tuxcueca, TI= Tizapán y LP= La Palma.

En los resultados de sólidos disueltos totales mostrados en la Figura 4 se observa para ambos tipos de contaminación una diferencia entre los temporales de lluvia, sin embargo la contaminación de tipo Puntual obtuvo valores muy elevados en el temporal de estiaje, sobre todo en Jocotepec (1364.6 mg L⁻¹), Tuxcueca (1167.8 mg L⁻¹) y Tizapán (1260.2 mg L⁻¹); para el resto de los sitios permanece por debajo de 80 mg L⁻¹ en ambos temporales.

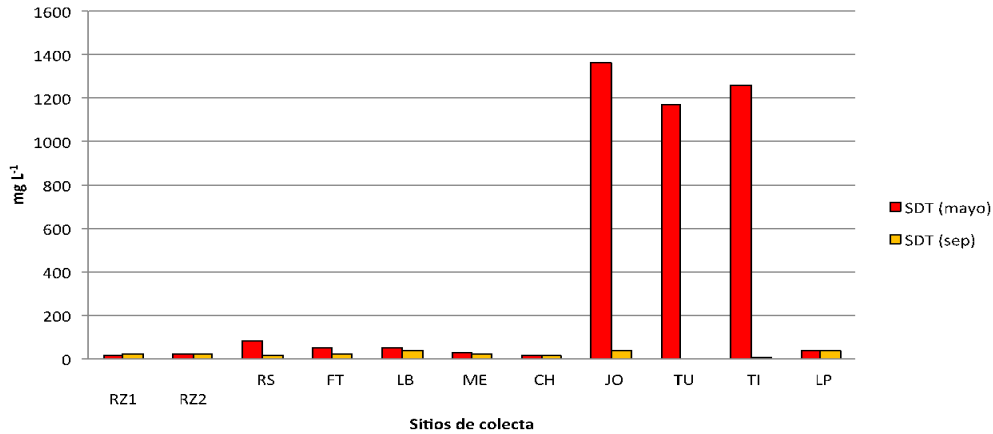


Figura 4. Concentraciones de sólidos disueltos totales (SDT) de los sitios de colecta en la subcuenca del Lago de Chapala en los meses de mayo y septiembre del 2011. RZ1= Río Zula 1, RZ2= Río Zula 2, RS= Río Santiago, FT=Foco Tonal, LB= La Barca, ME= Mezcala, CH= Chapala, JO= Jocotepec, TU= Tuxcueca, TI= Tizapán y LP= La Palma.

En la Tabla 2 se identificaron 6 grupos homogéneos de acuerdo al procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher, donde cada sitio de colecta perteneciente a cada grupo no tiene diferencias significativas con aquellos pertenecientes al mismo.

Tabla 2. Prueba múltiple de rangos de los sitios de colecta de la subcuenca del Lago de Chapala para determinar calidad de agua por concentración bacteriana (cél L⁻¹) en el agua. RZ1= Río Zula 1, RZ2= Río Zula 2, RS= Río Santiago, FT=Foco Tonal, LB= La Barca, ME= Mezcala, CH= Chapala, JO= Jocotepec, TU= Tuxcueca, TI= Tizapán y LP= La Palma.

Nivel	Casos	Media	Grupos Homogéneos
LP	184	681.845	X
TI	184	760.611	X
TU	184	769.622	X
FT	184	924.367	X
ME	184	977.231	X X
JO	184	1070.66	X X
CH	184	1092.39	X X
LB	184	1135.02	X X
RZ2	184	1168.38	X X
RZ1	184	1201.32	X
RS	184	1356.06	X

Discusión

Se pudo observar que hubo diferencias en la calidad de agua de los sitios agrupados con contaminación difusa-mixta por los contaminantes que llegan a estos sitios como lo describen Bravo y colaboradores (2013).



De los cinco sitios analizados en los afluentes y efluente de la subcuenca del Lago de Chapala fue el del Río Santiago el que obtuvo una calidad de agua más deficiente, seguido del Río Zula 1, Río Zula 2 y La Barca. Estos cuatro sitios son atravesados por zonas urbanas que depositan sus desechos en las aguas de los ríos y proporcionan una fuente amplia de contaminantes como ya lo dijeron Chávez y colaboradores (2011) y donde según Lind y colaboradores (1994) son base para la producción de algas que provocan la eutrofización y, que posteriormente, al analizar los requerimientos del fitoplancton (requiere de la fotosíntesis para su producción, lo que lleva a la generación de oxígeno en el agua que da pie a un buen desarrollo de los organismos acuáticos) cuando hay un exceso en este el oxígeno en el agua se agota, ya que al aumentar la turbidez del agua se hace difícil la fotosíntesis, dando pie a la producción de bacterias anaerobias que usan el nitrógeno presente en el agua como lo describe en su trabajo Castillo y colaboradores (2004), mismas que son indicadoras de una pésima calidad en el agua.

En los sitios mencionados se puede observar que son parte de los grupos con mayor producción de bacterias (grupo 4, 5 y 6), además de que en la mayoría de las variables fisicoquímicas analizadas, obtuvieron los valores más altos, lo que indica un alto contenido de nutrientes en el agua que da como consecuencia la eutrofización de esta como lo mencionan Quiroz y colaboradores (2004).

En el caso del sitio de Foco Tonal, presentó mejor calidad, aunque ésta no sea aceptable como lo señala Mestre (1997), puesto que como se mencionó anteriormente son aguas eutrofizadas de mala calidad; la mejoría en el agua es consecuencia de las características de la zona donde se tomó la muestra de agua puesto que no tiene una influencia directa de zonas urbanas, por lo cual la mayoría de los residuos presentes en la zona son de origen agrícola, es por eso que el sitio mostro como resultado los valores más bajos en los análisis de las variables hechas a los sitios seleccionados como representantes de la contaminación difusa-mixta en los afluentes y efluente del Lago de Chapala y de igual modo se debe hacer notar que ocupa un lugar en el grupo 2 que son los sitios que registraron un menor número de Cél L⁻¹.

Alrededor del Lago de Chapala existen plantas de tratamiento que tienen como propósito el tratar el agua proveniente de los afluentes para que ésta ingrese al lago con mejor calidad. Sin embargo, las plantas de tratamiento no son muy eficientes, ya que el agua que ingresa en ellas está sumamente eutrofizada como ya lo dijo Brito y Leyva (1998), y además no poseen las técnicas necesarias para la remoción completa de los nutrientes. En las cinco plantas de tratamiento muestreadas se observan diferencias en la calidad del agua, dependiendo de los lugares de donde proviene la misma.

La planta de tratamiento que presentó una calidad de agua más deficiente fue la de Chapala, ésta recibe el agua proveniente de la ciudad del mismo nombre, seguida por la de Jocotepec, que también recibe los desechos de las zonas urbanas. En estos dos sitios las variables fisicoquímicas analizadas generaron los resultados más elevados, en su mayoría, haciendo referencia a que el agua está llena de nutrientes que provocan la eutrofización como Brito y Leyva (1998) señalan y posteriormente la generación de una producción bacteriana elevada, como se observó gracias a los análisis estadísticos hechos al periodo máximo de incubación.

En las tres plantas de tratamiento restantes la calidad del agua mejora, el principal motivo de esto es el origen de las aguas que llegan a éstas, que es en su mayoría agrícola. Por tanto las aguas pueden ser tratadas de manera más eficiente con las técnicas usadas en las plantas de tratamiento. Fueron los sitios de Tizapán y Tuxcueca los que poseen una calidad de agua mejor, donde le sigue la planta de Mezcala. En los resultados obtenidos al hacer los análisis de las variables fisicoquímicas fueron estas

plantas de tratamiento las que sacaron las concentraciones más bajas en comparación con las otras. En estos tres sitios los grupos que ocupan en la prueba múltiple de rangos fueron el 1 y el 2 que son los que obtuvieron los crecimientos más bajos, deduciendo así que la calidad del agua es mejor.

El punto tomado directo del Lago de Chapala (La Palma) es el que obtuvo la mejor calidad de agua debido a que los nutrientes se hayan en concentraciones más bajas y su producción bacteriana no es tan excesiva en comparación con los otros sitios en este estudio y concordando con los resultados de Lind y colaboradores (1997) los resultados del crecimiento máximo de bacterias lo colocan en el grupo 1, que es el grupo con menor crecimiento bacteriano.

Conclusión

Las diferencias de calidad de agua entre los sitios de colecta no radica en la fuente de contaminación, sino más bien en el uso de suelo que presente cada sitio, el cual responderá a los diferentes orígenes de contaminantes (urbanos, agrícolas y/o ambos). En este estudio se comprobó que los nutrientes que utilizan las bacterias para su desarrollo fueron el amonio, fósforo total y carbono orgánico total.

Agradecimientos

Un agradecimiento especial a la Universidad de Baylor, Universidad Veracruzana, a Corazón de la Tierra y CONACYT.

Bibliografía

- American Public Health Association. 1976. Standard methods for the examination of water and wastewater. New York: American Public Health Association, Inc.
- Bravo L., P. Saldaña, J. Izurieta y M. Mijangos. 2013. La importancia de la contaminación difusa en México y en el mundo. Recuperado de: http://www.imta.gob.mx/historico/index.php?option=com_content&view=article&id=947&Itemid=216
- Bowden W. B. 1976. Comparison of two direct-count techniques for enumerating aquatic bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 33: 1229-1232.
- Brito L., A. Leyva. 1998. Determination of decadal climatic cycles in runoff fluctuation of a hydrologic unit. *Atmósfera* 11: 27-42.
- Castillo M. M., J. D. Allan, R. L. Sinsabaugh, G. W. Kling. 2004. Seasonal and interannual variation of bacterial production in lowland rivers of the Orinoco basin. *Freshwater Biology* 49: 1400-1414.
- Chávez A., M. Velázquez, J. L. Pimentel, J. Venegas, J. L. Montañez, G. Vázquez. 2011. Hidroquímica de las aguas superficiales de la Ciénega de Chapala e Índice de calidad de agua. *Terra Latinoamericana* 29: 83-94.
- Di Siervi M. 2002. Determinaciones microscópicas: Epifluorescencia. En C. Della-Croce (Ed.). *Aquatic Bacterias*: 1-11. Buenos Aires Argentina: ILPLA.
- Hobbie J. E., R. J. Daley, S. Jasper. 1977. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Applied and Environmental Microbiology* 33: 1225-1228.
- Juárez A., J. T. Silva, L. Dávalos, O. Lind, S. Ochoa, R. Moncayo, C. Escalera, A. Díaz, F. Quintero, G. Cruz, R. Velázquez. 2013. Contaminación Agrícola y Erosión en la Cuenca del Lago de Chapala 1: 28-69.
- Lind O. T. 1985. *Handbook of common methods in limnology*, 2da. Edición. U. S. A.: Kendall & Hunt Publishing Co.
- Lind O. T., L. O. Dávalos, T. H. Chrzanowski, J. G. Limón. 1994. Inorganic turbidity and the failure of fishery models. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 79: 7-16.
- Lind O. T., T. H. Chrzanowski, L. Dávalos. 1997. Clay turbidity and the relative production of bacterioplankton and phytoplankton. *Hidrobiología* 353: 1-18.
- López M., M. G. Ramos, J. Carranza. 2007. Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica* 17: 17-30.
- Mestre J. E. 1997. Case study VIII- Lerma-Chapala Basin, Mexico. En R. Helmer y I. Hespanhol (Ed.). *Water pollution control- A guide to the use of water quality management principles*: 377-391. London: WHO/UNEP.



- Quiroz H., L. M. Mora, I. Molina, J. García. 2004. Variación de los organismos fitoplanctónicos y la calidad del agua en el Lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria* 14: 47-58.
- Robles E. S., E. Ramírez, A. Durán, M. E. Martínez, M. E. González. 2013. Calidad bacteriológica y fisicoquímica del acuífero Tepalcingo-Axochiapan, Morelos, México. *Avances en Ciencias e Ingeniería* 4: 19-28.





***Brucella* spp. como contaminante potencial en el agua de los axalapazcos de Puebla, México**

Cruz-Aviña Ricardo¹, Castañeda-Roldán E.² y Macek M.³

¹ Posgrado de Ciencias Ambientales, ICUAP, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria. A.P. 44840, Puebla, 72000, México. Autor de correspondencia: ambystomag@hotmail.com.

² Instituto de Ciencias, CIECM, Laboratorio de Patogenicidad Bacteriana, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria, A.P. 44840, Puebla, 72000, México.

³ Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México.

Resumen

La brucelosis es considerada la enfermedad zoonótica más importante del orbe. En los últimos 25 años ha cambiado su ecología, afectando a cientos de animales silvestres acuáticos y marinos. Es también una enfermedad endémica entre los rumiantes en la zona de la Cuenca Oriental en México. En donde los informes recientes sugieren una mayor incidencia en la infección crónica humana. En 2005, se logró aislar en esta zona a *Brucella melitensis* de muestras de agua estancada y de suelo seco. En este trabajo se destacan la detección, aislamiento y pruebas de sobrevivencia de *Brucella* spp. para el agua de los lagos cráter: Alchichica, La Preciosa, Quechulac y Atexcac, durante un ciclo anual (febrero 2012-febrero 2013), con toma de perfiles fisicoquímicos en el agua superficial (Hydrolab-MS 5), por estación de muestreo. La caracterización microbiológica del agua se realizó a partir de la normatividad vigente. Para la búsqueda de *Brucella* spp. se siguió a Alton (modificado) y Castañeda. Para la prueba de sobrevivencia se utilizó el medio BRUCELABUAP® con violeta de etilo y antibióticos. Las cepas de referencia fueron *Brucella abortus* RB51 y *Brucella melitensis* M16 como controles. Los resultados de este estudio destacan la variada adaptación, etiología y patogenia de *Brucella* spp. hacia otros nichos. Así como el potencial impacto ecológico producido por la bacteria, en el medio acuático natural y su posible efecto deletéreo en la biodiversidad local, resultado de la influencia antropogénica, derivada de malas prácticas agropecuarias (ganadería extensiva, trashumancia), ejercidas por los pobladores de la Cuenca Oriental por más de 95 años.

Abstract

Brucellosis is considered the world's most important zoonotic disease. In the last 25 years, its ecology has been changing affecting hundreds of aquatic and marine wild animals. It is also an endemic disease among ruminants in the Oriental Basin, a region in Mexico in which, as recent reports suggest, the chronic form of the disease in humans has a high incidence. In 2005, *Brucella melitensis* was isolated from stagnant water and dry soil samples from this region. The present work reports the detection, isolation, and survival tests of *Brucella* spp. in the waters of four crater-lakes of the Oriental Basin (Lakes Alchichica, La Preciosa, Quechulac, and Atexcac). This study was conducted by taking monthly water samples during a one-year cycle (February 2012 - February 2013), with corresponding physicochemical profiling of surface water (Hydrolab-MS 5) in each sampling station. The microbiological characterization of the water was performed according to current regulations. To search for *Brucella* spp., Alton (modified) and Castañeda were followed. For the survival tests, BRUCELABUAP culture medium, with ethyl violet and antibiotics, was used. The reference strains *B. abortus* RB51 and *B. melitensis* M16 were used as controls. Our results highlight the ability of *Brucella* spp. to adapt to other niches as well as the potential ecological impact of these bacteria on the aquatic environ-

ment and their possible deleterious effect on local biodiversity; and they point out also to a possible link between the presence of these bacteria in the water of the crater-lakes and zoonotic influences related to inadequate agricultural and livestock farming practices (transhumance, for example) which have been carried out by inhabitants of the Oriental Basin for more than 95 years.

Palabras clave: Lagos cráter, enfermedades emergentes en agua, zoonosis

Introducción

La brucelosis es considerada la enfermedad zoonótica más importante del orbe, con 500,000 nuevos casos en humanos al año (Pappas *et al.*, 2006). En los últimos 25 años ha cambiado el conocimiento de su ecología (Godfroid, 2002; Pappas, 2010), afectando también a diversos animales silvestres acuáticos; por ejemplo: *Oncorhynchus mykiss*, *Clarias gariepinus*, *Lithobates atesbeianus*, *Ochrobactrum anthropi* (Gelevy Gelev, 2010; El-Tras, 2010; O'Callaghan y Whatmore, 2011; Eisenberg, 2012) y marinos *Leptonychotes weddellii*, *Tursiops truncatus*, *Lagenorhynchus acutus*, *Balaenoptera acutorostrata*, *Phoca hispida*, entre otras (Moreno *et al.*, 2002; Blank *et al.*, 2002; Foster *et al.*, 2007).

Este conocimiento de la diseminación de *Brucella* spp. hacia nuevos organismos registrados, significó un hito epistemológico, al pensarse antiguamente que la brucelosis era una patología exclusiva de los mamíferos (Guerra, 2007). Esto comprobó la complejidad del problema, así como la evolución constante del patógeno; su migración y colonización hacia nuevos hospederos o nichos, incluido el ambiente acuático (Osterman y Moriyón, 2006). *Brucella* spp. es oportunista, capaz de sobrevivir y replicarse dentro de células fagocíticas (Gorvel, 2008) sobreviviendo a un pH ≤ 3 , por sus genes de resistencia, que promueven proteínas de respuesta al estrés ambiental (Teixeira *et al.*, 2002; Pappas *et al.*, 2006). Por lo tanto, *Brucella* tiende a adaptarse a una variedad de ambientes hostiles. Al igual que otras α -proteobacterias, tales como *Rhizobium* y *Agrobacterium*, que pueden sobrevivir de forma libre, y que colonizan suelo y plantas (Paulsen *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 2002; O'Callaghan y Whatmore, 2011).

Es también una enfermedad endémica entre los rumiantes en la zona de la Cuenca Oriental, México (Ruiz, 1954; Ánimas, 2006; García *et al.*, 2012; García *et al.*, 2014). Los informes recientes sugieren una mayor incidencia en la brucelosis crónica humana; en las poblaciones rurales aledañas a los lagos cráter, en los municipios de Tepeyahualco, Guadalupe Victoria y San Nicolás Buenos Aires, Puebla (Castañeda *et al.*, 2006).

En 2005 se logró aislar en esta zona la *Brucella melitensis* de muestras de agua estancada y de suelo seco (Castañeda *et al.*, 2005). En Puebla, esta enfermedad se detectó hace 95 años, por el primer reporte del Dr. Placeres, quien fue pionero investigador de la enfermedad (Ruiz, 1954), derivada de la introducción de cabras murcianas infectadas y a la fecha; no se ha logrado controlar ni erradicar de la Región de los Llanos; al extremo Oriente del Eje Neovolcánico Transversal (Castro *et al.*, 2005). Su prevalencia afecta en la zona a un promedio de 300 personas y 1800 cabras al año (Ánimas, 2006; Castañeda *et al.*, 2005).

Por otra parte, los lagos cráter (axalapasos) de México, representan ecosistemas singulares por sus caracteres geomorfológicos que les hace altamente susceptibles a la contaminación por arrastre formando aluviones, debido a su condición endorreica y de tipo de suelo que facilita su deflación (Gasca, 1981; Tricart, 1985; Carrasco, 2007; Sánchez, 2007). Por tanto, el objetivo del presente estudio



fue determinar algunos parámetros ambientales (i.e., pH, temperatura, oxígeno disuelto y salinidad), que influyen en el aislamiento y la sobrevivencia de *Brucella* spp. como un contaminante potencial de los lagos cráter Alchichica, La Preciosa, Quechulac y Atexcac, durante un ciclo anual (Febrero 2012-Febrero 2013).

Materiales y métodos

Sitio de estudio

Este trabajo se realizó en cuatro de los seis lagos cráter que existen en Puebla. En la localidad reciben el nombre vernáculo de axalapascos: Alchichica, Quechulac, Atexcac y La Preciosa (N 19°20'-19°22' y W 97°27'-97°25' a 2,350 m s.n.m. promedio) (Fig. 1).

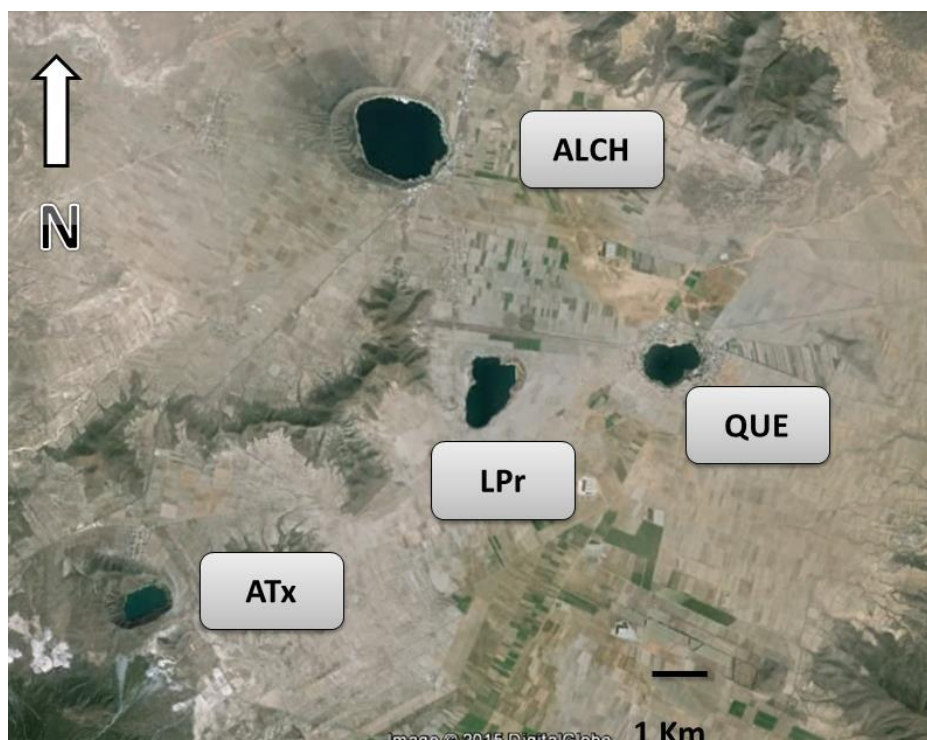


Figura 1. Vista de la zona de estudio de los lagos cráter: Alchichica, Quechulac, La Preciosa y Atexcac pertenecientes a los Municipios de Tepeyahualco y Guadalupe Victoria, de la Región de los Llanos de San Juan al Oriente del Eje Neovolcánico Transversal de Puebla, México. Basado en: Google Earth, 2013.

Son lagos tropicales monomícticos, con un clima semiárido y frío, con un balance hídrico negativo, siendo su principal aporte el agua del manto freático y en menor cantidad el de la precipitación pluvial (aprox. 500 mm) al año.

Se les considera únicos por sus características geomorfológicas, cuentan con una profundidad diversa ($Z_m = 36-62$ m) y una biodiversidad microendémica particular, destacando las acuáticas *Leptodiptomus garciai*, *Cyclotella alchichicana*, *Limnocytherina axalapasco*, *Menidia alchichica*, *M. a. lethophis*, *Lithobates chichicautla*, *Ambystoma taylori*, y las terrestres *Sceloporus megalepidurus*, *Sceloporus jalapae*, *Xerospermophilus perotensis* y *Peromyscus bullatus* entre otras (De Buen, 1945; Cuellar *et al.*, 1986; Arredondo, 2002; Alcocer *et al.*, 2007; Oliva *et al.*, 2006; Cohuo *et al.*, 2014).

Caracterización microbiológica de los lagos cráter

Los sitios de muestreo microbiológico se seleccionaron mediante un análisis de componentes principales (ACP) con el programa libre R-Commander®. Se trabajó durante un ciclo anual (febrero 2012-febrero 2013), con toma mensuales de agua por triplicado a 1-5 m de profundidad, por estación por cada lago cráter (Wetzel y Likens, 2000; Wetzel, 2001). Cada punto se georreferenció (GPS-GARMIN, XL12). La calidad microbiológica del agua, se determinó a través de indicadores de calidad de agua tradicionales, que fueron: Enterococos (ENT), coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF) en donde se utilizó la técnica (NMP x 100 mL-1) y EVABroth, conforme a la normatividad vigente (APHA, 2005 y EPA, 2012).

Para la búsqueda y aislamiento en placa agar de *Brucella* spp. se siguió a Alton (1975), (modificado) y Castañeda *et al.* (2005) (modificado), con el medio BRUCELLABUAP® antibióticos y violeta de etilo para resultados más sucintos. En la caracterización metabólica-microbiológica, se realizaron: tinción de Gram, microaglutinación de sueros específicos comparativos con la prueba de ELISA indirecta estandarizada y bioquímicas estándar (Catalasa, TSI, Citrato y LIA).

Las cepas de referencia fueron *Brucella abortus* RB51 y *Brucella melitensis* M16 como controles positivos. Para el experimento-prueba de sobrevivencia, se utilizó el medio BRUCELLABUAP® en caldo, con violeta de etilo y antibióticos; en el agua de cada lago cráter pre-esterilizada (tubos falcon 50 mL) por mes y por pool anual para cada axalapasco. Posteriormente cada muestra de agua, se inoculó con cepas conocidas de *Brucella abortus* RB51, *Brucella melitensis* M16 utilizando como control I agua esterilizada y como control II agua de garrafón sin esterilizar, se incubaron a 37°C con una atmósfera de CO₂ al 5%, se sembraron posteriormente en placa-agar y se realizaron conteos diarios hasta que la población presentó muerte total.

Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua de los lagos cráter

Se obtuvieron perfiles verticales de oxígeno disuelto, pH, temperatura y salinidad para los primeros 5 m de profundidad de cada punto de muestreo (APHA, 2005) con un Equipo Hanna®, modelo H9828 y una sonda multiparamétrica para calidad del agua, Hydrolab® modelo MS 5; asimismo se realizó un (ACP) para la discriminación de datos característicos.

Resultados

Posterior al (ACP) para cada una de las estaciones de muestreo de los lagos cráter solo cuatro parámetros del agua fueron principales y característicos; estos datos se resumen en la Tabla 1. De manera general, el promedio de pH fue de (8-9) y muy similar para los cuatro lagos. Destacó Alchichica que presentó en algunos meses un pH de hasta 9.2. Por su parte, el oxígeno disuelto varió por lago cráter de 6-9 mgL⁻¹. Con respecto a la salinidad, Alchichica y Atexcac presentaron aguas hiposalinas, con una salinidad por arriba de los demás lagos cráter. Adicionalmente, La Preciosa presentó una interface iónica entre agua dulce y subsalina (0-1.5 gL⁻¹), lo que sugiere un proceso gradual y evolutivo de salinización tal vez de origen antropogénico, ya que cerca hay actividades de gran impacto.

Por último, Quechulac fue el axalapasco con el menor contenido de sales para este estudio, tal vez por un efecto de dilución de un aporte de las montañas cercanas, mismo que ha sido reportado con anterioridad.

**Tabla 1.** Parámetros fisicoquímicos promedio obtenidos de un ciclo anual (feb 2012-feb 2013) y sus rangos en cada una de las estaciones del agua superficial (1-5 m) de los lagos cráter del estudio.

Lago	ALCH	ATx	LPr	QUE
Temp °C	15-20	15-20	15-21	15-21
pH	8-9.2	8.5-8.9	8.5-8.7	8-8.5
Salinidad g L ⁻¹	8.5-9	6-7	1.0-1.5	0.5-0.8
OD mg L ⁻¹	6-12	6-9	6-8	5-9

Calidad microbiológica del agua de los lagos cráter

Los resultados derivados del monitoreo mensual durante el ciclo (febrero 2012-febrero 2013) demuestran que en todos los casos se rebasó la normatividad vigente para uso del agua bajo el concepto de “Una Salud” *i.e.* Agua de Consumo Humano, Aguas de Uso Agrícola y Pecuario y de Aguas de Uso Recreativo y de Protección de la Vida Acuática (EPA, 2012). Los conteos superaron lo estipulado (NMP 100 mL⁻¹) para enterococos (CT) y (CF). Destacando de manera sobresaliente los datos en temporada de lluvias, probablemente por el arrastre de material contaminante al agua. Cabe destacar también que la salinidad aunque baja (hipohalina), fue un factor importante y tal vez limitante para el caso de enterococos, destacando el lago (QUE), el cual es prácticamente dulceacuícola y que presentó el mayor reporte (NMP) del grupo de entero bacterias (*Proteus*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Hafnia*, *Providencia* y *Enterobacter*, entre otros), comparativamente al resto de los lagos cráter estudiados. Es importante destacar también que en todos los casos *E. coli* estuvo presente.

Tabla 2. Aislamiento positivo (sombreado) de *Brucella* spp. por mes en los lagos cráter estudiados para el ciclo (febrero 2012-febrero 2013).

Lago / Mes	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dec	Ene	Feb
Alchichica						■	■	■	■	■			
La Preciosa						■	■	■	■	■			
Atexcac							■	■				■	
Quechulac							■	■					

Aislamiento de Brucella spp. en el agua de los lagos cráter

De las muestras de agua con sospecha para *E. coli*, se realizó el aislamiento en placa agar con de *Brucella* spp. para cada axalapasco durante el ciclo (febrero 2012-febrero 2013), en todos los casos fue positivo, ya que al menos cada lago cráter, presentó *Brucella* spp. en algún mes específico, destacando los meses de agosto y septiembre del 2012, que fueron comunes para la bacteria en este estudio (Tabla 2).

Experimento de sobrevivencia para Brucella vacunales en el agua de los lagos cráter

Brucella S19, sobrevivió hasta por 264 h (11 días) promedio en el pool anual del agua de los lagos posteriori a la postinoculación. Por otra parte, por cada axalapasco se presentó una variación importante. Siendo el lago de Atexcac el más destacado con una sobrevivencia ≥ 696 h (29 días), siendo

comparativamente mayor a las vidas medias de Alchichica ≤ 148 h, La Preciosa = 120h y Quechulac = 144h (Figs. 2 y 3).

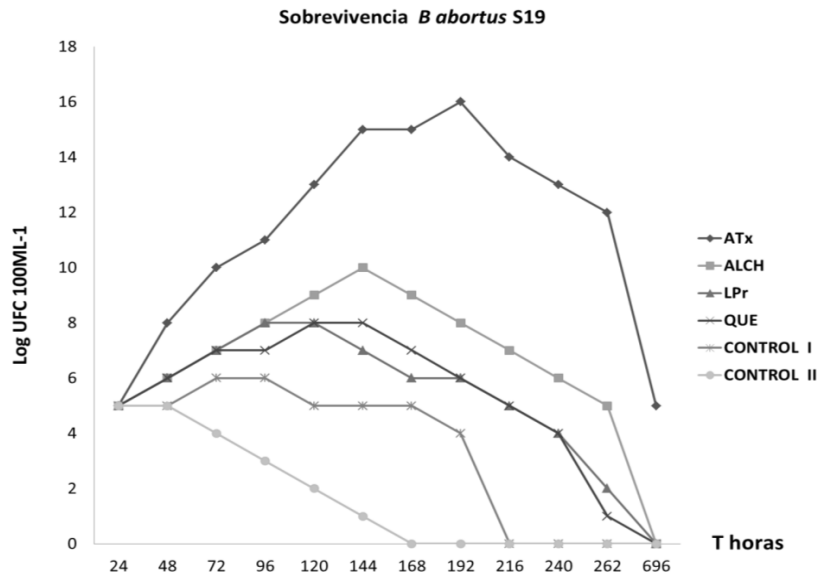


Figura 2. Prueba-experimento de sobrevivencia para la cepa vacunal de *B. abortus* S19 inoculada en un “pool” (12 meses) del agua de cada uno de los cuatro lagos. Se destaca la sobrevivencia para Atexcac de hasta 696 h. El número de (UFC) fue determinado a distintos tiempos post-inoculación.

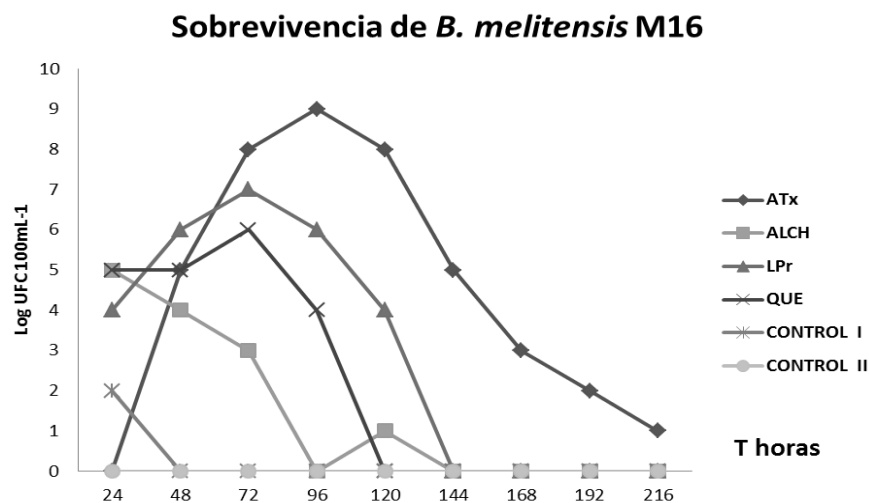


Figura 3. Prueba-experimento de sobrevivencia para la cepa vacunal de *B. melitensis* M16 inoculada en un “pool” (12 meses) del agua de cada uno de los cuatro lagos. Aquí se destaca también la sobrevivencia para Atexcac hasta 216 h sobre el resto de axalapasos.

Discusión

Presencia de Brucella spp. en los lagos cráter

La búsqueda de *Brucella* spp. en los lagos cráter representó una novedosa diana, al pensarse con anterioridad que *Brucella* solo sobrevivía dentro de las células de sus hospederos (nicho intracelular) tradicionalmente en mamíferos y principalmente en ganado; sin embargo se conocían reportes previos



de sobrevivencia, en yogurt, helado y agua mineral inoculados con cepas de laboratorio (Estrada, 2005), pero no se contaba con datos o registros de cepas silvestres de *Brucella*.

Posteriormente, en estudios previos, se detectó a *Brucella melitensis* en suelo y en agua estancada por (Castañeda *et al.*, 2005) reforzando lo reportado por Pappas *et al.* (2006) y Gorvel (2008) con respecto al papel que juegan las aquaporinas y a la posibilidad de formación de biopelículas para la sobrevivencia en suelo y agua. Adicionalmente a las nuevas especies emergentes reconocidas para los diferentes reservorios (Eisenberg *et al.*, 2014). Cabe señalar que en todos los axalapascos para este estudio, *Brucellas* pp. estuvo presente, siendo más evidente los resultados en Alchichica y La Preciosa, con una presencia de hasta cuatro meses (frecuencia 33%), seguida de Atexcac con tres meses (frecuencia 25%) y de Quechulac con dos meses (frecuencia 16%) del ciclo anual estudiado. Agosto es el mes común de detección en todos los casos para este intervalo.

Es de particular interés comentar que en la zona de estudio la población de hatos de cabras están prácticamente libres, es decir, con un sistema de tipo extensivo y de trashumancia, ya que los rebaños pacen emancipados, sin cuidados sanitarios, ni de vacunación, en la cuenca, migrando de un lago al otro. Adicionalmente, presentan su ciclo reproductivo, durante los meses de febrero a agosto; ya que son organismos monoéstricos temporales, situación que pudiera favorecer la persistencia de *Brucella* spp. en la zona, por prácticas agropecuarias nulas o inadecuadas, en donde los animales enfermos o infectados, no son sacrificados, ni controlados y que, aunado a las características ambientales de la zona (semidesierto frío), barrida por fuertes vientos, que por cierto es un clima adecuado para *Brucella*, hacen de esta región de Puebla, (S) Tlaxcala y (W) Veracruz, una de las zonas con mayor prevalencia, para brucelosis humana-animal del país.

Sobrevivencia de Brucella spp. en los lagos cráter

Los lagos cráter se consideran como cuerpos acuáticos frágiles debido a sus características endorreicas, que hacen que sean muy susceptibles a los impactos de contaminación, incluida la microbiológica (Wetzel, 2001; Sánchez *et al.*, 2007). En este sentido, cualquier aporte de materiales, residuos, fauna y flora alóctonas, pueden producir cambios notables en su composición natural. Esto queda de manifiesto con los resultados positivos de los experimentos de inoculación con las dos especies vacunales de *Brucella*.

Parámetros fisicoquímicos que influyen en la sobrevivencia de Brucella spp.

Los lagos cráter analizados en este estudio mostraron una alcalinidad elevada y diferencias de salinidad, como ya se ha reportado con anterioridad (Armienta *et al.*, 2008; Macek *et al.*, 2009). Los valores de pH estuvieron en rangos de (8-9) e incluso hasta 9.2 para el caso Alchichica. El aislamiento de *Brucella* para estos gradientes de pH es de notable interés ya que no está reportado este límite alcalino, incluyéndose trabajos con cepas de laboratorio (Estrada *et al.*, 2005). Lo anterior sugiere la plasticidad de esta bacteria para sobrevivir en este rango de pH y medrar en ambientes ataloshalinos, dato concordante con lo referido anteriormente por Ramos (2009) en playas de Nayarit.

Conclusiones

El agua de los cuatro axalapascos estudiados, presentó índices de elevada contaminación microbiológica que rebasaron los LMP de la normatividad vigente, por lo que se deduce que estos

lagos cráter se encuentran en riesgo potencial en cuanto a la “salud ambiental” del ecosistema, por contaminación fecal de origen humano y animal. La frecuencia en el flujo del pastoreo, de los hatos de cabras que pacen sin control (cultivo de tipo extensivo y de trashumancia) en las riberas de estos lagos, pone de manifiesto la carencia de “buenas prácticas” agropecuarias, favoreciéndose la transmisión vertical y horizontal potencial de esta bacteria. El tipo de clima, el fuertes vientos que soplan en la zona, permiten la diseminación, sobrevivencia y persistencia de este agente etiológico, haciéndose crónico en esta región por más de 95 años.

Se demuestra la capacidad de adaptación importante, acortando los periodos de contagio e incrementando las posibilidades de exposición a la bacteria (16-33%) por lago para el ciclo anual estudiado. Existe el peligro potencial local, haciéndose vulnerables y susceptibles nuevos vectores o reservorios (biodiversidad) en donde peces, anfibios y reptiles pueden jugar un rol preponderante. La capacidad de sobrevivencia de la cepas vacunales fue importante, *Brucella abortus* S19 presentó un rango de 29 días mientras que para *Brucella melitensis* M16 fue de nueve días. Los factores fisicoquímicos del agua de los lagos cráter estudiados no variaron significativamente y no fueron determinantes para favorecer el aislamiento y la sobrevivencia de las bacterias del género *Brucella* estudiadas.

Agradecimientos

Posgrado CA–BUAP, ICUAP, Beca Parcial, VIEP, Proyecto VIEP-BUAP NAT/G/2012; Laboratorio de Patogenicidad bacteriana CICM-BUAP; DUDESU BUAP, Laboratorio de Química de Suelos DICA-BUAP; Comité Estatal de Trucha de Puebla, Ing. Efrén Vega; Laboratorio de Limnología Tropical FES Iztacala UNAM, Dr. Jorge Ciros, IB-UNAM, Dr. Gustavo Casas y SAGARPA-Puebla, CESAPUE.

Bibliografía

- Ánimas AFS. 2006. Evaluación económica de un operativo de vacunación para la prevención de la brucelosis caprina, en seis comunidades de la Región del Cofre y del Valle de Perote, Veracruz, Tesis de Licenciatura, Universidad Veracruzana. México. 40 pp.
- Alcocer J., A. Filonov. 2007. A note on the effects of an individual large rainfall event on saline Lake Alchichica, México. *Environmental Geology* 53:777-783.
- Alton G.G., L.M. Jones. 1975. Bacteriological methods. Laboratory techniques in brucellosis. World Health Organization. Geneva. 80pp.
- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed. American Public Health Association. Washington, DC. USA. 1193 pp.
- Armienta M.A., G. Vilaclara, S.R. De la Cruz, S. Ramos, N. Cenicerros, O. Cruz, A.F. Aguayo, C. Arcega. 2008. Water chemistry of lakes related to active and inactive Mexican volcanoes. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 178: 249-258.
- Arredondo J.L. 2002. Los axalapascos de la Cuenca Oriental, Puebla. En: De la Lanza G, García C JL, (eds.). *Lagos y Presas de México*. AGT EDITOR. México. 81-107..
- Blank O., P. Retamal, P. Abalos, D. Torres. 2002. Detección de anticuerpos anti-*Brucella* en focas de Weddell (*Leptonychotes weddellii*) de Cabo Shirreff, Antártica. *Archivos de Medicina Veterinaria* 34: 117-122.
- Carrasco N.G., M.H. Ort, C. Romero. 2007. Evolution and hydrological conditions of a maar volcano (Atexcac crater, Eastern Mexico). *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 159: 179-197.
- Castro H.A., S.R. González, M.I. Prat. 2005. Brucellosis: una revisión práctica. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana* 39: 203-216.
- Castañeda R.E.I., B. Ouahrani, S. Saldaña, F.F. Avelino, M.A. Rendón, J. Dornand, J.A. Girón. 2006. Characterization of SP41, a surface protein of *Brucella* associated with adherence and invasion of host epithelial cells. *Cellular Microbiology* 8: 1877-1887.
- Castañeda R.E.I, F.F. Avelino, A. Espinosa, E. Chávez. 2005. Determinación de *Brucella melitensis* en una red, agua residual, agua de lluvia, suelo de una comunidad de alta morbilidad en el estado de Puebla. *Enfermedades Infecciosas*



- y Microbiología 25: 4-15.
- Cohuo D.S., L. Pérez, I. Karanovic. 2014. *Limnocytherina axalapasco*, un nuevo ostrácodo dulceacuícola (Podocopida: Limnocytheridae) de lagos de cráter mexicanos. *Revista de Biología Tropical* 62: 29-46.
- Cuellar O., F. Méndez, M. Villagrán. 1996. *Rana chichicauatla*, a new species of leopard frog from the Mexican plateau. *Revista de Zoología* 8: 1-8.
- Eisenberg T., H.P. Hamann, U. Kaim, K. Schlez, H. Seeger, N. Schauerte, M. Zschöck. 2012. Isolation of potentially novel *Brucella* spp. from frogs. *Applied and Environmental Microbiology* 78: 3753-3755.
- El-Tras W.F., A.A. Tayel, M.M. Eltholth, J. Guitian. 2010. Brucella infection in fresh water fish: Evidence for natural infection of Nile catfish, *Clarias gariepinus*, with *Brucella melitensis*. *Veterinary Microbiology* 141:3 21-325.
- EPA. 2012. Environmental Protection Agency. United States. Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618 | September.
- Estrada A.Z., L.M. Garza, M.S. Mendoza, E.S. López, S.F. Kerstupp, A.L. Merino. 2005. Survival of *Brucella abortus* in milk fermented with yogurt starter culture. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 47:88-91.
- Gasca D.A. 1981. Génesis de los lagos-cráter de la cuenca de Oriental. Colección. Científica de. Prehistoria. 57pp.
- García J.G., B.J.E. Ramírez, V.H. Hernández, C.L.M. Hernández, A.E. Díaz, B.H. Orozco. 2014. Risk analysis of brucellosis in the state of Tlaxcala. *Salud Pública de México*. 56: 355-362.
- García J.G., B.E. Ramírez, V.M. Hernández, B.H. Orozco, C.L.M. Hernández, L.J. Jiménez. 2013. Brucellosis: condición socioeconómica familiar y calidad de vida en dos zonas contrastantes del estado de Tlaxcala, México. *Estudios Sociales* 21: 239-259.
- Gelev I., E. Gelev. 2010. A new species of fish-pathogenic bacterium antigenically related to classical Brucellae. *Veterinary Institute. Plovdiv, Bulgaria*. 141: 573-578.
- Guerra H. 2007. The brucellae and their success as pathogens. *Critical Reviews in Microbiology*, 33: 325-331.
- Gorvel J.P. 2008. Brucella: a Mr "Hide" converted into Dr. Jeekyll. *Microbes and Infection* 10: 1010-1013.
- Godfroid J. 2002. Brucellosis in wildlife. *Revue Scientifique et Technique-Office international des épizooties*. 21: 277-286.
- Macek M., J. Alcocer, A. Lugo. 2009. Long term picoplankton dynamics in a warm-monomictic, tropical high altitude lake. *Journal of Limnology* 68: 183-192.
- Moreno E., A. Cloeckaert, I. Moriyón. 2002. *Brucella* evolution and taxonomy. *Veterinary Microbiology* 90: 209-227.
- O'Callagan D., A.M. Whatmore. 2011. Brucella genomics as we enter the multigenome era. *Revista Briefings in Functional Genomic*. 10: 8-12.
- Oliva M.G., A. Lugo, J. Alcocer, U.E.A. Cantoral. 2006. *Cyclotella alchichicana* sp. nv. from a saline Mexican lake. *Diatom Research* 21: 81-89.
- Osterman B., I. Moriyón. 2006. International Committee on Systematics of Prokaryotes; Subcommittee on the taxonomy of *Brucella* Minutes of the meeting, 17 September 2003, Pamplona, Spain. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 56: 1173-1175.
- Pappas G.P. 2010. The changing *Brucella* ecology: novel reservoirs, new threats. *International Journal of Antimicrobial Agents* 36(5): 511-515.
- Pappas G.P., P. Akritidis, N.L. Christou, E.V. Tsianos. 2006. The new global map of human brucellosis. *Lancet Infectious Diseases* 6: 91-99.
- Paulsen I.T., R. Seshadri, K.E. Nelson, J.A. Eisen, J.F. Heidelberg, T.D. Read, C.M. Fraser. 2002. The *Brucellus* genome reveals fundamental similarities between animal and plant pathogens and symbionts. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 13148-13153.
- Ramos R.L. 2009. *Brucella* spp. como Indicador Biológico de Contaminación en 3 playas del estado de Nayarit. Tesis de Maestría en CA. BUAP. Puebla. México. 50pp.
- Ruiz C.M. 1954. En: Brucellosis. Un problema universal. Prensa Médica Mexicana. México.
- Sánchez O. 2007. Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. 11-30pp.
- Teixeira G.A.P., A. Cloeckaert, M.S. Zygmunt. 2000. Characterization of heat, oxidative, and acid stress responses in *Brucella melitensis*. *Infection and Immunity* 68: 2954-2961.
- Tricart J. 1985. Pro-lagos: Los lagos del eje neovolcánico de México. UNAM, Instituto de Geografía. México. 66pp.
- Wetzel L.R.G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. Academic Press. San Diego. 1006pp.
- Wetzel L.R.G., G.E. Likens. 2000. *Limnological analyses*. Springer. New York. 429pp.





Evaluation of wastewater treatment of municipal and industrial sewage using microalgae like indicators

Cuéllar-Bermúdez Sara P.¹, García-Pérez Jonathan¹, Alemán-Nava Gibran S.¹, Rittmann Bruce E.², Rodríguez-Rosales María D.J.³, Romero-Ogawa Miguel A.¹, Mahlknecht Jürgen¹ y Parra-Saldívar Roberto¹

¹ Centro del Agua para América Latina y el Caribe, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Av. Eugenio Garza Sada 2501. Colonia Tecnológico 64849, Monterrey, Nuevo León, México. Autor de correspondencia: r.parra@itesm.mx.

² Swette Center for Environmental Biotechnology, The Biodesign Institute, Arizona State University, Tempe, AZ, USA.

³ Departamento de Ingeniería Química y Bioquímica, Instituto Tecnológico de Durango, Durango, Durango, México.

Resumen

Las microalgas son microorganismos fotosintéticos responsables de producir la mayor parte del oxígeno que respiramos de la atmósfera. Sin embargo, desde 1953, su uso en la eliminación de contaminantes y la biotransformación de nutrientes y xenobióticos de las aguas residuales ha sido estudiado. En este artículo se describen los últimos hallazgos relacionados con la evaluación del tratamiento de aguas residuales municipales e industriales con microalgas. Además, se describe el uso de las algas con sistemas bacterianos para aumentar las eficiencias de remoción ya que el oxígeno producido por las microalgas es requerido por las bacterias, mientras que el dióxido de carbono generado durante la oxidación bacteriana de la materia orgánica, es aprovechado por las microalgas. Por otro lado, se describe un caso de estudio realizado en una planta de tratamiento de aguas residuales municipales al norte de México, evaluando el papel de *Chlorella vulgaris*. Como resultados se obtuvieron una eliminación de la demanda química de oxígeno y fósforo de 85% y 93%, respectivamente. Finalmente, se describen las implicaciones del tratamiento de las aguas residuales con microalgas.

Abstract

Microalgae are photosynthetic microorganisms responsible of the production of most of the oxygen we breathe from the atmosphere. Its use for pollutants removal and biotransformation of nutrients and xenobiotics from wastewater, denominated phycoremediation, has been studied since 1953. However, in this article we review the latest publications related to wastewater treatment evaluation by microalgae of municipal and industrial sewage. Also we discuss the use of algae/bacteria systems to increase removal efficiencies since microalgae produce oxygen needed by bacteria, while microalgae consume the carbon dioxide generated during bacterial oxidation of organic matter. In addition, we show the results of an evaluation carried with *Chlorella vulgaris* on different effluents of a wastewater treatment plant located in North of Mexico, in which removal of chemical oxygen demand (COD) and phosphorous reached 85% and 93% efficiency, respectively. Finally, we identify drawbacks about wastewater treatment application of microalgae.

Palabras clave: Microalgas, xenobióticos, *Chlorella vulgaris*

Introducción

Microalgae are the largest autotrophic microorganisms from plant taxa living in the Earth (Rawat *et al.*, 2013) counting for more than 50,000 species living in diverse environments such as freshwater, brackish water, and also in wastewater (Rashid *et al.*, 2014). In addition, they are capable for carbon

dioxide fixation from air (Cuellar-Bermudez *et al.*, 2014b). According to those environmental conditions microalgae are capable to produce proteins, carbohydrates, lipids, fatty acids, pigments, vitamins and enzymes denominated high value compounds (Cuellar-Bermudez *et al.*, 2014a; Ryckebosch *et al.*, 2013). Therefore microalgae are involved in different research topics like biofuels production (biodiesel, bioethanol, biogas, bio-oil), aquaculture, food production, and wastewater treatment (Cuellar-Bermudez *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c). In this article, we describe one of the main applications of microalgae, carbon fixation and wastewater treatment. Besides, we show our study results in which different effluents from a wastewater treatment plant were evaluated for microalgae growth and nutrients removal.

Water and Wastewater, Microalgae link

The total volume of water on Earth is about 1.4 billion km³. And only 35 million km³ are freshwater (2.5% of total volume). Of these freshwater resources, about 24 million km³ or 70% is in the form of ice and permanent snow cover in mountainous regions, the Antarctic and Arctic regions (Unwater, 2014a). Therefore, water scarcity and availability is a world concern.

Currently, about 70% of the world's freshwater is used for agriculture (Sato *et al.*, 2013). In addition, every day, 2 million tons of human wastes are disposed of in watercourses. High-income countries treat 70% of the wastewater generated, while upper-middle-income countries and lower-middle-income countries treat 38% and 28%, respectively, and low-income countries treat only 8% of their wastewater generated (Sato *et al.*, 2013). In addition, nitrate from agriculture is the most common chemical contaminant in the world's groundwater aquifers (Unwater, 2014b).

In Latin America, only 20% of the wastewater is treated (Sato *et al.*, 2013). In Mexico, 6,630 hm³ yr⁻¹ of municipal wastewater is collected by sewage system. However, only half of it is treated (SEMARNAT and CONAGUA, 2012) and 70,000 and 190,000 ha are irrigated with treated and untreated wastewater, respectively (Sato *et al.*, 2013).

Phycoremediation refers to the use of microalgae or macroalgae for pollutants removal or biotransformation of nutrients and xenobiotics from wastewater (Olguín, 2003). According to Olguín (2003) and Rawat *et al.*, (2011) phycoremediation comprises several applications such as nutrient removal from municipal wastewater or other effluents rich in organic matter; nutrient and xenobiotic compounds removal with the aid of algae-based biosorbents; treatment of acidic and metal wastewaters; CO₂ capture; transformation and degradation of xenobiotics; and detection of toxic compounds with the aid of algae-based biosensors. Microalgae have also been reported to remove heavy metals in industrial wastewater (Muñoz and Guieysse, 2006). Microalgae have been proposed to be used either in the secondary treatment process to produce oxygen through photosynthesis or in tertiary treatment to remove the excess nutrients (nitrate and phosphate) (Muñoz and Guieysse, 2006; W J Oswald *et al.*, 1953). In addition, if high growth rate and lipid content are combined, microalgae could be a promising feedstock for biofuel production (Chen *et al.*, 2015).

Carbon dioxide utilization

Microalgae are considered the fourth alternative to reduce CO₂ by biological CO₂ fixation (Cuellar-Bermudez *et al.*, 2014b). This process is currently achieved through the photosynthesis of all terrestrial plants and a tremendous number of photosynthetic microorganisms (Ho *et al.*, 2011). However, plants are expected to contribute only with a 3-6% reduction of global CO₂ emissions (Skjånes *et al.*, 2007).



Therefore, researches have focused in the evaluation of microalgae (Acién Fernández *et al.*, 2012) since they can grow much more faster than terrestrial plants, and their CO₂-fixation efficiency compared with higher plants is about 10-50 times higher (Costa *et al.*, 2000).

Microalgae can typically be used to capture CO₂ from three different sources: (1) atmospheric CO₂, (2) CO₂ emission from power plants and industrial processes, and (3) CO₂ from soluble carbonate (Brennan and Owende, 2010; Wang *et al.*, 2008). Microalgae from water bodies currently fix CO₂ from the atmosphere. Therefore, microalgae cultivation has been proposed to fix CO₂ emitted from power plants. Nevertheless, it is desirable that the microalgae species have high growth and CO₂ utilization rates, tolerance to flue gases constituents (SO_x and NO_x), production of valuable products and co-products (biodiesel and biomass for solid fuels), simplicity in harvesting (settling or bio-flocculation), high water temperature tolerance (to minimize cost of cooling exhaust flue gases), and use of wastewater (Brennan and Owende, 2010).

Wastewater treatment by Microalgae

A new potential of algae is now studied for wastewater treatment, since they provide a pathway for the removal of chemical and organic contaminants, heavy metals and pathogens from wastewater, while the algae biomass produced can be consequently used for biofuels production (Brennan and Owende, 2010). Hazardous or toxic compounds processing is also possible by microalgae, since they produce the oxygen required by bacteria to biodegrade pollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), phenolics and organic solvents (Brennan and Owende, 2010; Muñoz and Guieysse, 2006). Therefore, photosynthetic oxygen from microalgae production reduces the demand for external mechanical aeration.

Different studies have tested microalgae strains with diverse wastewater effluents. (Chojnacka *et al.*, 2005) found that *Spirulina* sp. acted as a biosorbent, thus was able to absorb heavy metal ions (Cr³⁺, Cd²⁺, and Cu²⁺) in the wastewater. However, biosorption properties of microalgae depended strongly on cultivation conditions. Mainly photoautotrophic species show greater biosorption characteristics (Brennan and Owende, 2010). According to the wastewater characteristics (suspended solids, pH, biodegradability), different algae strains should be chosen. As example, (Chen *et al.*, 2012) treated animal wastewater for nutrient removal with *Chlorella* sp. (Lim *et al.*, 2010) used *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater, (Mezzomo *et al.*, 2010) cultivate *Spirulina platensis* for biological treatment of swine wastewater and (Mata *et al.*, 2012) treated brewery effluent by *Scenedesmus obliquus*.

All results showed that good removal efficiencies (60-80%) are achieved. Zhou *et al.* (2011) identified 60 algae-like microorganism from different types of water bodies in Minnesota, USA for wastewater treatment and biodiesel production. The most promising species belonged to *Chlorella* sp., *Heynigia* sp., *Hindakia* sp., *Micractinium* sp. and *Scenedesmus* sp. species since they had high growth rates (0.455-0.498 d⁻¹) and higher lipid productivities (74.5-77.8 mg L⁻¹d⁻¹) than other strains.

Abdelaziz *et al.* (2014) reported the isolation of 100 microalgal strains from freshwater lakes and rivers in Quebec, Canada. Also, the strains were cultivated at 10°C and 22°C in wastewater from a secondary effluent of a treatment plant to evaluate pollutants removal and biodiesel production. Results showed that more than half of the strains evaluated removed 70% of initial nitrogen and phosphorus of the water at both temperatures. Also, some strains had good growth capacity at 10°C with lipid contents from 20% to 45% DW.

So far we have described microalgae use for wastewater treatment in an autotrophic metabolism. This means that only inorganic carbon (carbon dioxide), light and other inorganic salts (nitrate and phosphate) are consumed by the cells. However, other studies have reported the use of mixotrophic metabolism for wastewater treatment (Li *et al.*, 2011) to remove organic pollutants by biodegradation and/or the utilization of the organic compounds (Markou *et al.*, 2012). Cabanelas *et al.* (2013a) reported cultivation of *Chlorella vulgaris* and *Botryococcus terribilis* in municipal wastewater collected after water pretreatment (physical removal of large particles and fat material) in Brazil. In addition, different glycerol concentrations were tested to evaluate algae growth. Results showed that *C. vulgaris* and *B. terribilis* had biomass productivity of 118 and 282 mgL⁻¹d⁻¹ with 18 and 35 mgL⁻¹d⁻¹ of lipids with 50 mM of glycerol in the culture. In addition glycerol concentration increased fatty acid productivity. Phosphorus removal efficiencies were higher in *C. vulgaris* than *B. terribilis*. However, COD removal efficiencies were about 73%. Finally nitrogen removal rates were similar to 3.4 mgL⁻¹d⁻¹.

Case of Study: Mexico

In Mexico, 54% of untreated wastewater is discharged directly to rivers and streams. In addition, the energy crisis have increased the demand of new and renewable sources and technologies to fulfill the energy sector at competitive prices (Alemán-Nava *et al.*, 2014; González-Fernández *et al.*, 2011).

This research followed the aim of comparing the use nutrients by the microalgae *Chlorella vulgaris* on four different industrial effluents from a wastewater treatment plant. The effluents, which come from primary clarifier, anaerobic reactor, aerobic reactor, and secondary clarifier, were characterized and then studied by growing *Chlorella vulgaris* on each effluent looking for COD and phosphorous removal.

This evaluation was carried in industrial wastewater from a treatment plan located in Nuevo Leon, Mexico, latitude and longitude 25° 41' 47.9'' N and 100° 18' 43.5'' W. Samples were taken from primary clarifier (Primary C.); anaerobic reactor (R. Anaerobic), Aerobic reactor (R. Aerobic), and Secondary clarifier reactor (Secondary C). The highest COD concentration was found on primary clarifier with 770 mg L⁻¹, followed by anaerobic reactor with 520 mg L⁻¹, aerobic reactor with 49 mg L⁻¹, and secondary clarifier with the lowest concentration of 39 mg L⁻¹. It was shown that COD decreases as the treatment process progresses. In case of phosphorous, the highest concentration was found on aerobic reactor with 14.65 mg L⁻¹, followed by anaerobic reactor with 14.25, secondary clarifier with 11.55 mg L⁻¹, and primary clarifier with the lowest concentration of 11.15 mg L⁻¹. COD concentrations seems to increase on anaerobic and aerobic reactors and decrease on primary and secondary clarifier.

Primary clarifier showed the highest COD removal (85 %) which also presented the highest COD concentration. COD removal was faster during the first 4 days, where 73 % of it was removed. In case of phosphorus removal, highest phosphorus removal was achieved from day 0 to day 4, on which Secondary clarifier had the highest phosphorous total removal with 93% and primary clarifier the lowest with 45.3%. Therefore, it can be concluded that anaerobic reactor effluent achieved a 90% of phosphorous removal while maximum COD removal efficiency achieved was achieved in the primary clarifier.

Conclusions

Phycoremediation has been reported since 1950s (Oswald *et al.*, 1953). However, deep research focus on algae was reported in 1978 for biofuels production (hydrogen and biodiesel) (Sheehan *et al.*,



1998). Yet, biofuels from algae are still not price competitive with petroleum-based fuels, since algae culture and downstream processing are still in development. Therefore, other products of algae are now explored.

In case of carbon dioxide fixation, flue gases needs to be cooled down and other components such as NO_x and SO_x, preferable should be eliminated before supplying into algae cultures, since they might limit algae growth. Although the implementation of this technology represents considerable costs, algae can tolerate high amounts of carbon dioxide (25 %v/v). Currently, microalgae represent a wide range of applications such as food (for human and animal consumption), fertilizers, pigments, vitamins, enzymes, peptides, essential fatty acids and antioxidants. Although some drawbacks are still needed to solve (purification efficiencies and higher production rates), those products have higher commercialization price than fuels.

As we have mentioned, many authors have evaluated microalgae as treatment process for municipal and industrial wastewater to remove organic matter (COD) and salts as nitrogen and phosphorus. However, in activated sludge or aerobic treatment microalgae and cyanobacteria are already interacting with bacteria. Therefore, some authors report higher removal efficiency when algae and bacteria (in symbiosis) are used for wastewater treatment. Currently, traditional wastewater treatments are energy intensive, and create a lot of activated sludge with contaminants as heavy metals, reducing its use as fertilizer. Although activated sludge can be burned to produce biogas and electricity, its heating power is low due to the amount of carbon dioxide in the flue gas (30-40% v/v). Also, aerobic and anaerobic treatments do not remove nitrogen and phosphorus in the effluent, leading to eutrophication problems if water is not used for other purposes as agriculture.

This paper summarizes the last publications related to wastewater treatment evaluation by microalgae. However, some drawbacks also exist in this process. Most of authors carry out pretreatment methods difficult to scale-up such as filtration and sterilization by autoclave. But some others have proposed the use of chlorine to reduce turbidity and other microorganism growth. However these methods must be evaluated to avoid the production of trihalomethanes, secondary products of organic matter chlorination. Therefore, evaluation of microalgae as alternative of conventional wastewater treatment must be evaluated according to effluents characteristics. In addition, microalgae cultures in symbiosis with bacteria must be preferred since pure algae cultures are hard to maintain and removal efficiencies can be higher. Furthermore, removal efficiencies should be also evaluated for other compounds further than nitrogen and phosphorus such as heavy metals. Nevertheless, microalgae do not represent an alternative to wastewater treatment.

If biomass production is the main goal, tertiary effluents after/before chlorination can be used to up take the residual nitrogen and phosphorus of water allowing algae to grow. Also, biogas produced from activated sludge or anaerobic treatment represent another application of algae in which microalgae cultures would act as filters to fix carbon dioxide, purifying the methane flue. As we previously mentioned, the biomass could be used for other applications.

References

- Abdelaziz A.E.M., G.B. Leite, M.A. Belhaj, P.C. Hallenbeck. 2014. Screening microalgae native to Quebec for wastewater treatment and biodiesel production. *Bioresource Technology* 157: 140–8.
- Acién Fernández F.G., C.V. González-López, J.M. Fernández -Sevilla, E. Molina Grima. 2012. Conversion of CO₂ into

- biomass by microalgae: how realistic a contribution may it be to significant CO₂ removal? *Applied Microbiology and Biotechnology* 96: 577–86.
- Alemán-Nava G.S., V.H. Casiano-Flores, D.L. Cárdenas-Chávez, R. Díaz-Chavez, N. Scarlat, J. Mahlknecht, J.F. Dallemand, R. Parra. 2014. Renewable energy research progress in Mexico: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 32, 140–153.
- Brennan L., P. Owende. 2010. Biofuels from microalgae — A review of technologies for production , processing , and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14: 557–577.
- Cabanelas I.T.D., Z. Arbib, F.A. Chinalia, C.O. Souza, J.A. Perales, P.F. Almeida, I.J. Druzian, I.A. Nascimento. 2013. From waste to energy: Microalgae production in wastewater and glycerol. *Applied Energy* 109: 283–290.
- Chen G., L. Zhao, Y. Qi. 2015. Enhancing the productivity of microalgae cultivated in wastewater toward biofuel production: A critical review. *Applied Energy* 137: 282–291.
- Chen R., R. Li, L. Deitz, Y. Liu, R.J. Stevenson, W. Liao. 2012. Freshwater algal cultivation with animal waste for nutrient removal and biomass production. *Biomass and Bioenergy* 39:128–138.
- Chojnacka K., A. Chojnacki, H. Górecka. 2005. Biosorption of Cr³⁺, Cd²⁺ and Cu²⁺ ions by blue–green algae *Spirulina* sp.: kinetics, equilibrium and the mechanism of the process. *Chemosphere* 59: 75–84.
- Costa J.A.V., G.A. Linde, D.I.P. Atala, G.M. Mibielli, R.T. Krüger. 2000. Modelling of growth conditions for cyanobacterium *Spirulina platensis* in microcosms. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 16: 15–18.
- Cuellar-Bermudez S.P., I. Aguilar-Hernandez, D.L. Cardenas-Chavez, N. Ornelas-Soto, M.A. Romero-Ogawa, R. Parra-Saldivar. 2014a. Extraction and purification of high-value metabolites from microalgae: essential lipids, astaxanthin and phycobiliproteins. *Microbial Biotechnology* doi:10.1111/1751-7915.12167
- Cuellar-Bermudez S.P., J.S. García-Perez, B.E. Rittmann, R. Parra-Saldivar. 2014. Photosynthetic Bioenergy Utilizing CO₂: an approach on flue gases utilization for third generation biofuels. *Journal of Cleaner Production* doi:10.1016/j.jclepro.2014.03.034
- Cuellar-Bermudez S.P., M.A. Romero-Ogaw, B.E. Rittmann, R. Parra-Saldivar. 2014. Algae Biofuels Production Processes, Carbon Dioxide Fixation and Biorefinery Concept. *Journal of Petroleum and Environmental Biotechnology*.doi: 10.4172/2157-7463.1000185
- González-Fernández C., B. Riaño-Irazábal, B. Molinuevo-Salces, S. Blanco, M.C. García-González. 2011. Effect of operational conditions on the degradation of organic matter and development of microalgae-bacteria consortia when treating swine slurry. *Applied Microbiology and Biotechnology* 90: 1147–53.
- Ho S.-H., C.Y. Chen, D.J. Lee, J.S. Chang. 2011. Perspectives on microalgal CO₂-emission mitigation systems — A review. *Biotechnology Advances* 29: 189–198.
- Li Y., Zhou W., B. Hu, M. Min, P. Chen, R.R. Ruan. 2011. Integration of algae cultivation as biodiesel production feedstock with municipal wastewater treatment: strains screening and significance evaluation of environmental factors. *Bioresource Technology* 102:10861–7.
- Lim S.-L., W.L. Chu, S.M. Phang. 2010. Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater. *Bioresource Technology* 101: 7314–22.
- Markou G., I. Chatzipavlidis, D. Georgakakis. 2012. Cultivation of *Arthrospira (Spirulina) platensis* in olive-oil mill wastewater treated with sodium hypochlorite. *Bioresource Technology* 112: 234–41.
- Mata T.M., A.C. Melo, M. Simões, N.S. Caetano. 2012. Parametric study of a brewery effluent treatment by microalgae *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology* 107: 151–8.
- Mezzomo N., A. Galon Saggiorato, R. Siebert, T. Pihetra Oliveira, M.C. Lago, M. Hemkemeier, J.A. Viera Costa, T.E. Bertolin, M. Colla -Luciane. 2010. Cultivation of microalgae *Spirulina platensis (Arthrospira platensis)* from biological treatment of swine wastewater. *Ciência e TecnolAliment* 30: 173–178.
- Muñoz R., B. Guieysse. 2006. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water Research* 40: 2799–815.
- Olguín E. 2003. Phycoremediation: key issues for cost-effective nutrient removal processes. *Biotechnology Advances* 22: 81–91.
- Oswald W.J., H. Gotaas, H.F. Ludwig, V. Lynch. 1953. Algae Symbiosis in Oxidation Ponds: II. Growth Characteristics of *Chlorella pyrenoidosa* Cultured in Sewage. *Sewage and Industrial Wastes* 25: 26–37.
- Oswald W.J., H.B. Gotaas, H. Ludwig, V. Lynch. 1953. Algae Symbiosis in Oxidation Ponds: Photosynthetic oxygenation. *Sewage and Industrial Wastes* 25:692–705.
- Rashid N., M.S. UrRehman, M. Sadiq, T. Mahmood, J.I. Han. 2014. Current status, issues and developments in microalgae derived biodiesel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 40: 760–778.
- Rawat I., R. Ranjith-Kumar, T. Mutanda, F. Bux. 2011. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy* 88: 3411–3424.
- Rawat I., R. Ranjith - Kumar, T. Mutanda, F. Bux. 2013. Biodiesel from microalgae: A critical evaluation from laboratory



- to large scale production. *Applied Energy* 103: 444–467.
- Ryckebosch E., S.P. Cuéllar-Bermúdez, R. Termote-Verhalle, C. Bruneel, K. Muylaert, R. Parra-Saldivar, I. Foubert. 2013. Influence of extraction solvent system on the extractability of lipid components from the biomass of *Nannochloropsis gaditana*. *Journal of Applied Phycology* 26: 1501–1510
- Sato T., M. Qadir, S. Yamamoto, T. Endo, A. Zahoor. 2013. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management* 130: 1–13.
- SEMARNAT, CONAGUA. 2012. Estadísticas del Agua en México.
- Sheehan J., T. Dunahay, J. Benemann, P. Roessler, 1998. A Look Back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species Program: Biodiesel from Algae; Close-Out Report. US Department of Energy's Office of Fuels Development. National Renewable Energy Laboratory.
- Skjånes K., P. Lindblad, J. Muller. 2007. BioCO₂ – A multidisciplinary, biological approach using solar energy to capture CO₂ while producing H₂ and high value products. *Biomolecular Engineering* 24: 405–413.
- Unwater. 2014. United Nations inter-agency coordination mechanism for all freshwater and Sanitation. URL <http://www.unwater.org/statistics/statistics-detail/en/c/211801/>
- Unwater. 2014. United Nations inter-agency coordination mechanism for all freshwater and Sanitation. URL http://www.unwater.org/fileadmin/user_upload/unwater_new/docs/water_quality.pdf
- Wang B., Y. Li, N. Wu, C.Q. Lan. 2008. CO₂ bio-mitigation using microalgae. *Applied Microbiology and Biotechnology* 79: 707–18.
- Zhou W., Y. Li, M. Min, B. Hu, P. Chen, R. Ruan. 2011. Local bioprospecting for high-lipid producing microalgal strains to be grown on concentrated municipal wastewater for biofuel production. *Bioresource Technology* 102: 6909–19.





Concentración y distribución vertical de la clorofila-a fitoplanctónica en los lagos de Montebello, Chiapas

Vera-Franco Maya N.¹, Hernández-Victoria Patricia P.¹, Alcocer Javier²,
Ardiles-Gloria Vilma² y Oseguera Luis A.²

¹ Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

² Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor de correspondencia: jalcocer@unam.mx.

Resumen

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” forma un complejo lacustre caracterizado por 60 lagunas que difieren en tamaño, forma y tonalidad del agua. Se realizó la evaluación del estado trófico de 18 lagos empleando para ello la concentración de clorofila-a como un proxy de la biomasa fitoplanctónica. El método utilizado fue el de fluorometría. Los lagos presentaron una amplia variación en la concentración de clorofila-a, desde 0.2 $\mu\text{g L}^{-1}$ en los lagos Ensueño, Pojoj, Tzisco y Yalalush hasta 79.5 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el lago Liquidambar. Los resultados indican que el estado trófico de los lagos de Montebellos varía desde la ultra-oligotrofia hasta la eutrofia.

Abstract

The National Park "Lagunas de Montebello" is a lake district characterized by 60 lakes differing in size, shape and watercolor. We used the chlorophyll-a concentration as a phytoplankton biomass proxy to evaluate their trophic status. Chlorophyll-a was measured fluorometrically. The lakes display a wide range of chlorophyll-a concentration varying from 0.2 $\mu\text{g L}^{-1}$ in Ensueño, Pojoj, Tzisco and Yalalush, up to 79.5 $\mu\text{g L}^{-1}$ in Liquidambar. The results show the trophic status of the Montebello lakes range from ultra-oligotrophic to eutrophic.

Palabras clave: clorofila, estado trófico, biomasa fitoplanctónica

Introducción

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM) se declaró Área Natural Protegida por la Federación en 1959, Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) por la CONABIO en 1997 y sitio Ramsar por la Convención de Humedales en 2003. Representa uno de los escenarios naturales más bellos a nivel nacional, caracterizado por las distintas coloraciones de las aguas de sus más de 60 cuerpos lacustres, de origen kárstico, que varían en su extensión y forma (CONANP, 2009).

Los bienes y servicios ecológicos asociados a los distintos ecosistemas del PNLM incluyen el resguardo del patrimonio genético nacional, la absorción de gases invernadero, la regulación climática, el mantenimiento de recursos hídricos, la conservación de suelos, la preservación de valores paisajísticos, la producción de recursos forestales maderables y no maderables y la estructuración del hábitat para una amplia diversidad de flora y fauna (SEMARNAT-CONANP, 2007).

En el año 2003 se registró un cambio en la coloración del agua de la “Laguna Vuelta de Agua” de cristalino a amarillo-verdoso, con la presencia de natas blancas-amarillentas en las orillas, olor

desagradable y mortandad de peces. Posteriormente, cada año, entre los meses de diciembre a febrero, se ha venido reportando el fenómeno de cambio de coloración extendiéndose este fenómeno hacia otros lagos vecinos (CFE, 2012). Esto hecho generó preocupación en la población y en el Gobierno del Estado, debido a los posibles impactos sobre la salud pública y a la pérdida potencial de su atractivo turístico y con ello en la economía local.

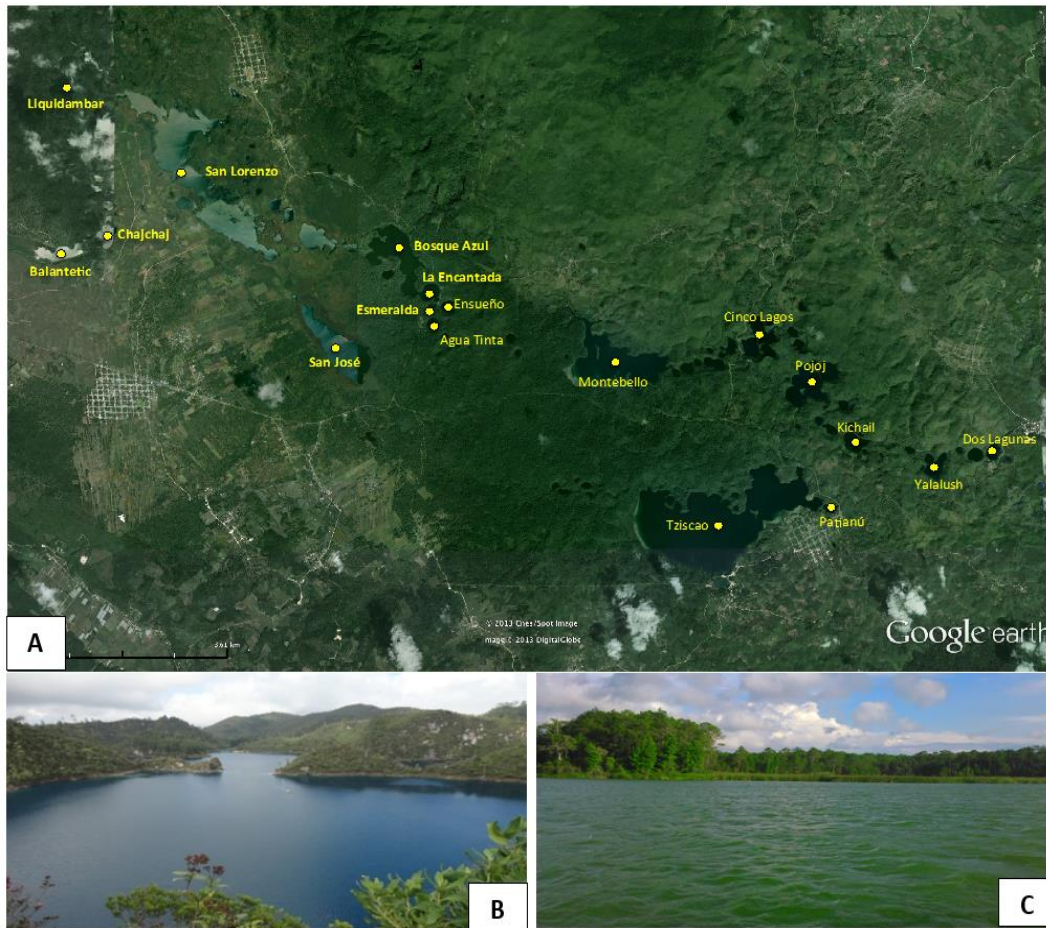


Figura 1. A) Mapa general del “Parque Nacional Lagunas de Montebello”, Chiapas, (B) ubicación geográfica de los lagos estudiados, (C) Cinco Lagos, ejemplo de lago “limpios” y (D) Liquidambar, ejemplo de lago “impactado”.

Desafortunadamente, existe un total desconocimiento de las características limnológicas del sitio, por lo que la presente investigación tiene como objetivo evaluar el estado trófico de dieciocho lagos del PNLM utilizando como proxy la concentración de clorofila-a (Clor-a).

Materiales y Método

Sitio de muestreo

El PNLM se localiza en la parte este-sureste del estado de Chiapas (Fig. 1), en los municipios de La Trinitaria y La Independencia, limitando al sur con Guatemala. Sus coordenadas geográficas son $16^{\circ}04'40''$ y $16^{\circ}10'20''$ de latitud norte y $91^{\circ}37'40''$ y $91^{\circ}47'40''$ de longitud oeste. Se encuentra ubicado en la región fisiográfica Altiplanicie de Chiapas a una altitud que varía entre 1,380 y 1,740 m s.n.m. (CONANP, 2009). Los lagos fueron seleccionados para representar las distintas coloraciones



observadas. La ubicación de los lagos seleccionados para el presente estudio se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Ubicación geográfica de los lagos en estudio.

Nombre	Latitud		Longitud	
Agua Tinta	16°6'	16°6'	91°43'	91°43'
Balantetic	16°7'	16°7'	91°47'	91°47'
Bosque Azul	16°7'	16°7'	91°43'	91°44'
Cinco Lagos	16°6'	16°6'	91°40'	91°40'
Chaj Chaj	16°7'	16°7'	91°46'	91°46'
Dos Lagos	16°5'	16°5'	91°38'	91°38'
Ensueño	16°7'	16°7'	91°43'	91°43'
Esmeralda	16°7'	16°7'	91°43'	91°43'
Kichail	16°5'	16°5'	91°39'	91°39'
La Encantada	16°7'	16°7'	91°43'	91°43'
Liquidambar	16°9'	16°9'	91°46'	91°47'
Montebello	16°6'	16°7'	91°41'	91°42'
Patianú	16°5'	16°5'	91°39'	91°39'
Pojoj	16°6'	16°6'	91°39'	91°40'
San José	16°6'	16°7'	91°44'	91°44'
San Lorenzo	16°7'	16°9'	91°45'	91°46'
Tziscoa	16°4'	16°5'	91°39'	91°41'
Yalalush	16°5'	16°5'	91°38'	91°38'

Método

El muestreo se realizó entre junio y agosto de 2013. Se midieron perfiles de temperatura, oxígeno disuelto y turbidez con una sonda multiparamétrica marca Hydrolab, modelo DS4/SVR4. Para evaluar la concentración de la Clor-a se siguió el método 445 de la USEPA (Arar y Collins, 1997). Mediante una botella hidrográfica Niskin de 1.5 L de capacidad se obtuvieron muestras de agua a diferentes profundidades, variando en número de acuerdo a la profundidad del lago y considerando la presencia de la termoclina. Las muestras de agua fueron filtradas con ayuda de una bomba de vacío, a una presión aproximada de 0.3 atms, a través de filtros GF/F marca Whatman con apertura de poro nominal de 0.7 μm . Los filtros se mantuvieron en frío y oscuridad hasta su análisis posterior.

En el laboratorio cada uno de los filtros se trituró con ayuda de un macerador de tejidos, añadiendo 10 ml de acetona al 90%. Posteriormente, los filtros macerados se dejaron en frío y oscuridad por aproximadamente 20 hrs para extraer el pigmento. Pasado este tiempo, el extracto se centrifugó a 3000 r.p.m. durante 15 mins. La lectura de fluorescencia se realizó en un fluorómetro digital marca Turner Desings modelo 10 AU.

Resultados y discusión

Los parámetros físico-químicos medidos en los lagos se presentan en la Tabla 2. Térmicamente, los lagos profundos se encontraron estratificados (Fig. 2). La mayor diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo (6.8-6.9°C) se encontró en San Lorenzo ($Z_{\text{MAX}} = 67$) y La Encantada ($Z_{\text{MAX}} = 89$). Los lagos someros, como Balantetic ($Z_{\text{MAX}} = 3$ m) y Esmeralda ($Z_{\text{MAX}} = 7$ m) presentaron temperaturas homogéneas en toda columna de agua.

Tabla 2. Valores de temperatura (T°) y oxígeno disuelto (OD) en cada uno de los lagos muestreados. (Mín = valor mínimo, Máx = valor máximo, Prom. = promedio, d.e. = desviación estándar).

Lago	T (°C)				OD (mg L ⁻¹)			
	Mín	Máx	Prom.	d.e.	Mín	Máx	Prom.	d.e.
Agua Tinta	21.4	24.9	23.8	1.2	2.2	7.5	6.3	1.2
Balantetic	22.3	22.3	22.3	0.0	4.4	4.6	4.5	0.1
Bosque Azul	17.5	23.1	18.6	1.9	0	8.9	0.8	2.2
Cinco lagos	18.4	22.4	20.0	1.6	1.3	7.9	5.7	1.6
Chaj Chaj	22.5	23.4	22.8	0.4	3.2	4.0	3.6	0.3
Dos Lagos	18.4	22.6	19.3	1.2	0	6.3	1.9	2.2
Ensueño	19.7	23.6	22.1	1.6	0	6.6	5.1	2.0
Esmeralda	23.2	23.4	23.4	0.1	4.8	5.3	5.2	0.2
Kichail	18.7	23.0	21.5	1.6	0	6.5	4.4	2.8
La Encantada	18.1	24.9	18.4	1.1	0	7.5	0.3	1.4
Liquidambar	18.9	24.6	20.2	1.9	0	12.6	1.7	4.0
Montebello	18.0	22.2	20.1	2.0	0	6.4	3.2	3.0
Patianú	18.0	21.5	19.6	1.1	0	6.3	2.3	2.5
Pojoj	18.4	23.5	20.7	1.7	0	8.0	6.0	1.9
San José	18.9	23.3	22.2	1.3	0	6.4	4.6	2.5
San Lorenzo	19.5	26.4	22.4	1.7	0	9.2	4.2	3.3
Tziscoa	17.9	22.1	19.8	1.9	0	7.2	4.5	2.5
Yalalush	20.7	21.8	21.0	0.4	5.2	6.2	5.8	0.3

El OD (Fig. 2) mostró un perfil clinogrado con hipolimnion anóxico en los lagos profundos; los someros (p.ej., Balantetic, Chaj Chaj, Esmeralda, Agua Tinta y Yalalush) presentaron OD en el fondo.

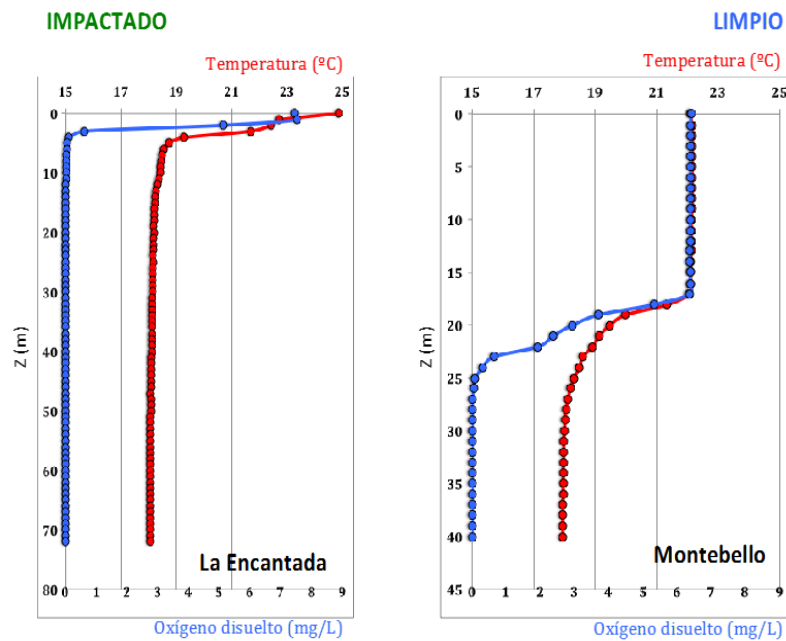


Figura 2. Temperatura y OD en columna de agua de dos de los lagos estudiados: La Encantada (impactado) y Montebello (limpio).



El oxígeno disuelto es uno de los indicadores más importantes de la calidad de agua. Lewis (2002) afirma que el desarrollo de un hipolimnion anóxico es más común en lagos tropicales debido a que presentan temperaturas hipolimnéticas más elevadas y, por ello, la cantidad de oxígeno que pueden mantener en disolución es menor, aunado a que las tasas metabólicas microbianas pueden ser hasta cuatro veces más elevadas en comparación con la de los lagos templados.

La diferencia de los perfiles de temperatura y OD es evidente entre los lagos limpios o prístinos y los impactados. Los lagos prístinos muestran una termoclina profunda y ancha, mientras que en los impactados es estrecha y se presenta desde la superficie. Por otro lado, los perfiles de OD en ambos casos -prístinos e impactados profundos- son clinogrados (i.e., hipolimnion anóxico) pero, al igual que la termoclina, la oxiclina es ancha y profunda en los prístinos, mientras que en los impactados es estrecha y superficial, propiciando un hipolimnion muy ancho y anóxico.

La concentración de Clor-a varió entre un mínimo de $0.2 \mu\text{g L}^{-1}$ en Ensueño, Dos Lagos, Pojoj, Tziscoo y Yalalush, hasta un máximo de $79.5 \mu\text{g L}^{-1}$ en Liquidámbar (Tabla 3).

Tabla 3. Concentraciones de Clor-a en cada uno de los lagos muestreados. (Z = profundidad en metros, Mín = concentración mínima, Máx = concentración máxima, d.e. = desviación estándar).

Lago	Z (m)	Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)			
		Mín	Máx	Promedio	d.e.
Agua Tinta	24	0.6	2.0	1.4	0.6
Balantetic	3	6.7	10.8	8.1	2.3
Bosque Azul	58	3.0	24.3	10.3	7.4
Cinco lagos	162	0.3	1.0	0.4	0.1
Chaj Chaj	12	6.7	6.9	6.8	0.1
Dos Lagos	42	0.2	1.3	0.8	0.5
Ensueño	35	0.2	0.9	0.5	0.3
Esmeralda	7	0.6	0.9	0.8	0.2
Kichail	22	0.5	4.5	2.4	1.9
La Encantada	89	0.9	29.8	12.1	8.9
Liquidambar	24	2.1	79.5	19.9	27.5
Montebello	45	0.3	0.7	0.5	0.2
Patianú	26	0.4	1.2	0.7	0.2
Pojoj	198	0.2	2.2	0.7	0.8
San José	30	0.5	1.0	0.8	0.3
San Lorenzo	67	5.2	43.8	27.5	16.5
Tziscoo	86	0.2	0.5	0.3	0.2
Yalalush	23	0.2	0.4	0.3	0.1

De acuerdo a la clasificación trófica propuesta por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 1982), los lagos ultra-oligotróficos se caracterizan por bajas concentraciones de Clor-a, las que oscilan entre 1.0 y $2.5 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabla 4). Once de los dieciocho lagos en estudio se clasifican de acuerdo a esto en ultraoligotróficos. Estos son: Agua Tinta, Dos Lagos, Cinco Lagos, Ensueño, Montebello, Patianú, Pojoj, San José, Tziscoo y Yalalush. De los 7 lagos restantes, Chaj Chaj y Kichail se clasifican como oligotróficos, Balantetic, Bosque Azul y La Encantada como mesotróficos y San Lorenzo y Liquidámbar como meso-eutrófico. La presencia de máximos profundos de clorofila (DCM, por sus siglas en inglés) es un rasgo típico de sistemas acuáticos oligotróficos marinos y epicontinentales. Fue posible observar un DCM (Fig. 3) en los lagos Kichail, a los 16 m de profundidad, Pojoj y Dos Lagos.

Tabla 4. Estado trófico propuesto por la OCDE basados en la concentración de Clor-a ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Estado trófico	Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Ultra-oligotrófico	1.0 - 2.5
Oligotrófico	2.5 - 8.0
Mesotrófico	8 - 25
Eutrófico	25 - 75
Hipereutrófico	> 75

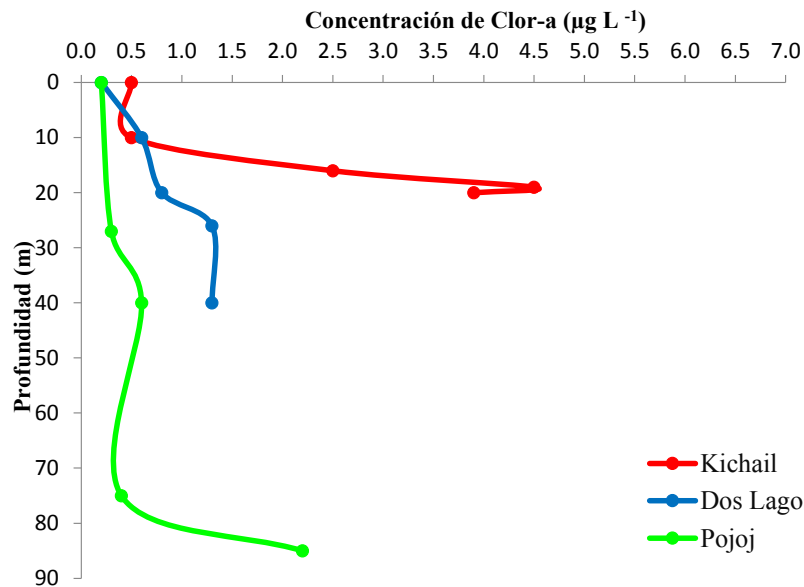


Figura 3. Perfiles de Clorofila-a de los lagos Kichail (ultra-oligotrófico) y Dos Lagos y Pojoj (ambos oligotróficos) del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas.

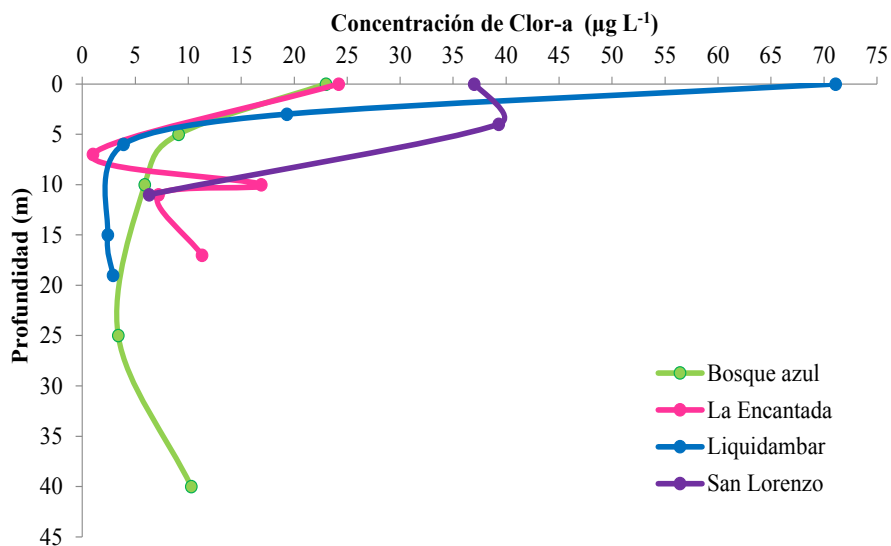


Figura 4. Perfiles de Clorofila-a de los lagos Bosque Azul y La Encantada (mesotróficos) y Liquidambar y San Lorenzo (eutróficos) del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas.



Al relacionar la profundidad con las concentraciones de Clor-a se puede apreciar que lagos con profundidad similar presentan estados tróficos diferentes, como es el caso de Esmeralda y Chaj Chaj, pero donde el primero es ultraoligotrófico ($0.6 - 0.9 \mu\text{g L}^{-1}$, $0.8 \pm 0.2 \mu\text{g L}^{-1}$) y el segundo oligotrófico ($6.7 - 6.9 \mu\text{g L}^{-1}$, $6.8 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$) y Tzisco y La Encantada, ambos profundos (86 m y 89 m de profundidad, respectivamente), pero donde sus concentraciones de clorofila los clasifican como ultraoligotrófico y mesotrófico, respectivamente (Figs. 3 y 4). Esto muestra la gran variabilidad existente en los lagos del PNLM. Diversos sistemas kársticos muestran diferentes concentraciones de Clor-a con estados tróficos que varían desde los ultraoligotróficos hasta los hipereutróficos (Tabla 5).

Tabla 5. Concentraciones de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) y parámetros físico-químicos reportados para otros lagos kársticos. [Z = profundidad (m), Som. = lago somero, OD = oxígeno disuelto (mg L^{-1}), T = temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Oli = oligotrófico, Mes = mesotrófico, Eu = eutrófico, Hip = hipereutrófico].

Lago	Ubicación	Coordenadas	Z	Clor-a	OD	T	Estado trófico	Autor
Cenote El Padre	Yucatán, México	19°36'23"N 87°59'18"W	15	1.14 ± 0.92	0 - 10.6	29-32	Oli	Cervantes <i>et al.</i> , 2009
Minicenote	Yucatán, México	19°36'23"N 87°59'18"W	47	0.20 ± 0.14	8.6 - 2.8	25	Oli	Cervantes y Gutiérrez, 2015
Cenote Azul	Q. Roo, México	18°38'48"N 88°24'42"W	65	0.005 - 1.79	6.10 ± 0.90	29.2 ± 0.9	Oli	Cervantes <i>et al.</i> , 2009
Albufera	Valencia, España	39°20'N 0°20'W	1.2	159±14 - 266±20	-	18.9 - 19.4	Eu	Romo <i>et al.</i> , 2008
Lagunas de las Pampas	Pampa, Argentina	36°37'00"S 64°17'00"W	Som.	250	-	-	Eu-Hip	Quirós, 2005
Laguna del Tejo	Las Torcas de Cañada, España	39°59'20"N 1°52'37"E	28	2-12	0-12	6.3-24	Oli-Mes	Morata <i>et al.</i> , 1998
Banyoles	Bañolas, España	42°07'31"N 2°45'19"E	62.5	426	0 - ¿?	6.1 - 23.1	Hip	Planas, 1990
Montcortés	Lérida, España	42°19'50"N 0°59'46"E	30	0.4 - 19.7	0.0 - 11.3	5.5 - 23.9	Oli-Mes	Camps <i>et al.</i> , 1976
Guadalhorse	Málaga, España	36°39'58"N 4°27'18"W	58	>10	-	11.0-22.3	Mes	Armengol <i>et al.</i> , 1990
Guadalteba	Málaga, España	36°39'58"N 4°27'18"W	58	290	-	11-22.2	Eu	Armengol <i>et al.</i> , 1990
Skadar	Albania	40°10'N 19°15'W	5	5.9	5.7 - 12.4	4.4 - 30.1	Oli	Rakocevic y Hollert, 2005

Conclusiones

Los lagos mostraron un amplio intervalo de concentraciones de clorofila. Once (i.e., Agua Tinta, Dos Lagos, Cinco Lagos, Ensueño, Esmeralda, Montebello, Patianú, Pojos, San José, Tzisco y Yalalush) de los dieciocho lagos estudiados se clasifican como ultraoligotróficos. De los 7 lagos restantes, Chaj Chaj y Kichail se clasifican como oligotróficos, Balantetic, Bosque Azul y La Encantada como mesotróficos y San Lorenzo y Liquidambar como meso-eutróficos. Los lagos ultraoligotróficos y oligotróficos corresponden a los lagos limpios o prístinos, mientras que los mesotróficos y meso-eutróficos son los impactados. La diferencia en la coloración de las aguas corresponde bastante bien a su estado trófico, azules los primeros y verde-amarillo los segundos.

Agradecimientos

Al Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo Sobre el Agua (CONAGUA-CONACYT), proyecto "Estudio hidrológico y de Calidad del Agua del sistema Lagunar de Montebello, en el estado de Chiapas". Al Parque Nacional "Lagunas de Montebello", Comisión Nacional de Áreas Naturales

Protegidas (CONANP) (Jesús A. León y Roberto Castellanos), comunidad local y Comisarios Ejidales de Antelá, Cárdenas, Miguel Hidalgo, Ojo de Agua y Tziscaco por facilitar el acceso a los lagos. Al Comité de Administración de Tziscaco (Sergio Marcos y Miguel A. Tomas), al presidente del Comité de Turismo de Tziscaco (Armando Hernández), Comisario Ejidal de Tziscaco (Enrique M. Hernández), personal del Hotel Villas Tziscaco (Rosemberg F. Jorge, Juan G. Espinoza y Gemuel P. Hernández) por su apoyo y facilidades ofrecidas para el desarrollo de este estudio y a René Morales Hernández, por el apoyo durante el trabajo de campo.

Bibliografía

- Arar E.J., G.B. Collins. 1997. *In vitro* determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. Method 445.0. US Environmental Protection Agency. 22 pp.
- Armengol J., J. Catalán, N. Gabellone, D. Jaume, J. de Manuel, E. Martí, J. Morguá, J. Nolla, J. Peñuelas, M. Real, J. Riera, S. Sabater, F. Sabater, J. Toja. 1990. A comparative limnological study of the Guadalhorce reservoir system (Málaga, S.E. Spain). *Scientia gerundensis* 16(2): 27-41.
- Camps J., I. Gonzalvo, J. Guell, P. López, A. Tejero, X. Toldra, F. Vallespinos, M. Vicens. 1976. El lago de Montcortés, descripción de un ciclo anual. *Oecología aquatica* 2: 99-110.
- Cervantes-Martínez A., M. A. Gutiérrez-Aguirre. 2015. Physicochemistry and zooplankton of two karstic sinkholes in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Limnology* 74(2): 382-393.
- Cervantes-Martínez A., M. Mezeta-Barrera, M.A. Gutiérrez-Aguirre. 2009. Limnología básica del lago cárstico turístico Cenote Azul en Quintana Roo, México. *Hidrobiológica* 19(2): 177-180.
- CFE-GEIC. 2012. Estudio para conocer la calidad del agua de las lagunas de Montebello, Chiapas. Comisión Federal de Electricidad. México. 11 pp.
- CONANP. 2009. Programa de trabajo para la prevención y combate de incendios forestales. Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. 27 pp.
- Engle D., J. Melack. 1993. Consequences of riverine flooding for seston and the periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnology and Oceanography* 38(7): 1500-1520.
- Lewis W.M. 2002. Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 210-213.
- Morata S., A. Camacho, M. Miracle, E. Vicente. 1998. Asociaciones fitoplanctónicas y su periodicidad en un lago marcadamente estratificado. Universidad de Valencia, España. 52 pp.
- OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 1982. The OCDE Listo Social Indicators, Paris. pp 28-30.
- Planas D. 1990. Factores de control de la distribución espacial y temporal de la producción primaria del fitoplancton del lago de Banyoles. *Scientia gerundensis* 16(2): 193-204.
- Quirós R. 2005. La ecología de las lagunas de las Pampas. Universidad de Buenos Aires, Argentina. 13 pp.
- Rakocevic-Nedovic H., H. Hollert. 2005. Phytoplankton community and chlorophyll a as trophic state indices of lake Skadar (Montenegro, Balkan). *Environmental Science and Pollution Research* 12(3): 146-152.
- Romo S., A. García, M. Villena, V. Sánchez, A. Ballester. 2008. Tendencias del fitoplancton en el lago de la Albufera de Valencia e implicaciones para su ecología, gestión y recuperación. *Limnetica* 27(1): 11-28.
- SEMARNAT-CONANP. 2007. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello. México, D.F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas protegidas. 200 pp.



Amibas de vida libre y potencialmente patógenas de ríos de la Cuenca de México

Andrade Miguel A.¹, Carrasco Ma. Maricela¹, Ortiz Ricardo¹, Ibarra Ma. Rocío¹, Carmona Javier² y Bonilla Patricia¹

¹ Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Laboratorio de Microbiología Ambiental-Proyecto CyMA. Autor de correspondencia: migel_andrade@hotmail.com.

² Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias (UNAM).

Resumen

El agua es esencial para la vida, destaca en casi todas las actividades del hombre, desafortunadamente muchas de las fuentes de agua se encuentran contaminadas. Entre los componentes biológicos del agua se encuentran las amibas de vida libre (AVL). Se han descrito tres especies patógenas para el hombre: *Naegleria fowleri*, *Balamuthia mandrillaris*, *Sappinia pedata* y varias especies del género *Acanthamoeba*. Por lo que esta investigación tuvo como principal objetivo aislar e identificar AVL obtenidas de ríos de la cuenca de México y relacionarlas con algunos parámetros fisicoquímicos y su potencial patogenicidad. Se realizaron diez muestreos puntuales en ríos de la Cuenca de México, y se determinaron: oxígeno disuelto, SDT, pH y temperatura, las amibas se identificaron morfológicamente usando claves taxonómicas. Se aislaron un total de 38 cepas de AVL, que corresponden a 11 géneros y 12 especies. *Rosculus ithacus* y *Vannella platypodia* fueron las especies más frecuentes. Se aislaron 3 especies potencialmente patógenas: *Acanthamoeba triangularis*, *A. polyphaga* y *Naegleria* sp. La prueba de patogenicidad resultó negativa. Para estos aislamientos se realizaron pruebas moleculares: RT-PCR se usó el primer JDP-1 y JDP-2 específico para el género *Acanthamoeba* amplificando los dos aislamientos, y los primers Nae y Nf1 para *Naegleria* sp. también amplificaron. El río Miraflores fue el que presentó la mayor riqueza específica probablemente asociado con los valores más altos de temperatura.

Abstract

Water is essential for life, stands in almost all human activities; unfortunately many of the water sources are contaminated. Among the biological components of water are free-living amoebae (FLA). Three pathogenic species for man: *Naegleria fowleri*, *Balamuthia mandrillaris*, *Sappinia pedata* and several species of the genus *Acanthamoeba* have been described. The main objective of this investigation was to isolate and identify free-living amoebae obtained from rivers of the Basin of Mexico and relate them with some physicochemical parameters and pathogenic potential. Ten samples in rivers of the Basin of Mexico were taken, and directly were determined: dissolved oxygen, TDS, pH and temperature. The morphologically identification was done using taxonomic keys. A total of 38 strains of, belonging to 11 genera and 12 species were isolated. *Rosculus ithacus* and *Vannella platypodia* were the most frequent species. Three potentially pathogenic species were isolated *Acanthamoeba triangularis*, *A. polyphaga* and *Naegleria* sp. The pathogenicity test was negative. Molecular tests for these isolates were performed, RT-PCR; the JDP-1 and JDP-2 primers were used, for *Acanthamoeba* genera, the two isolates amplified, and the primers Nae and Nf1 were used for *Naegleria* sp. also amplified. The Miraflores River presented the greatest number of isolates, this probably because the river had the highest values of temperature.

Palabras clave: Amibas de vida libre, Cuenca de México, ríos, *Acanthamoeba*, *Naegleria*

Introducción

El agua es esencial para la vida. Juega un papel destacado en casi todas las actividades propias de los seres humanos, desde la agricultura hasta la industria y como abastecimiento de agua potable y con usos recreativos (Llamas *et al.*, 2000). El agua procede tanto de fuentes superficiales como de subterráneas (CNA, 2002). Las aguas superficiales (lagos de agua dulce, ríos, lagunas, ciénagas) son las que el hombre utiliza para desarrollar sus funciones básicas. Los ambientes de agua dulce se pueden clasificar en aguas corrientes (ríos y arroyos) y aguas quietas (lagos y estanques). Los ríos se caracterizan por el agua en continuo movimiento, pueden comenzar como descargas de estanques o lagos, como escurrimientos de las aguas de deshielo, como drenaje de montañas o pueden surgir de manantiales (Curtis y Barnes, 2000).

Los ríos y arroyos de México constituyen una red hidrográfica de 633 mil kilómetros de longitud. Por los cauces de los 50 ríos principales fluye el 87% del escurrimiento superficial de la república y sus cuencas cubren el 65% de la superficie territorial continental del país (CNA, 2012). Desafortunadamente estas aguas son las que se encuentran más contaminadas debido a que reciben directamente las descargas de aguas residuales generalmente sin ningún tratamiento. El agua se considera contaminada cuando su composición o su estado natural son afectados. Con el aumento de la población y el surgimiento de la actividad industrial, la contaminación de los ríos, lagos y aguas subterráneas crece constantemente (Adame y Salin, 1993). El agua se caracteriza por sus componentes físicos, químicos y biológicos. Entre los biológicos se encuentran bacterias, hongos y protozoos y entre éstos, las amibas de vida libre. En los cuerpos de agua naturales se acumula materia orgánica hidrofóbica en la interface agua - aire formando un microhábitat dinámico donde bacterias y protozoos, entre éstos las amibas, proliferan en mayor cantidad que en la fase líquida del cuerpo de agua; la interface agua - aire proporciona a las amibas un sustrato adecuado para la locomoción al igual que fuentes de alimento (Preston, 2003; Preston *et al.*, 2001).

A mediados del siglo XX se descubrió que algunas amibas pequeñas del suelo y del agua, que hasta entonces se consideraban inocuas, podían invadir a los seres humanos así como a otros animales, pudiendo causarles la muerte o un daño cerebral irreversible (Bonilla *et al.*, 2004). En México y en el mundo hay pocas investigaciones que involucren a las AVL y a cuerpos de agua superficiales ya sea ríos, lagos, lagunas etc. las investigaciones se han enfocado a la patología y virulencia de estos organismos de ahí la importancia de realizar este tipo de estudios en aguas superficiales ya que son con las cuales el hombre tiene más contacto y uno de los ambientes donde se ha demostrado su presencia. Es por esto que este estudio incluyó criterios morfológicos para identificarlas de ser posible hasta nivel de especie y en el caso de las amibas potencialmente patógenas pertenecientes a los géneros *Naegleria* y *Acanthamoeba*, se utilizaron herramientas moleculares contribuyendo así, al conocimiento de las AVL de vida libre presentes en ríos de nuestro país.

Antecedentes

Recientemente Bonilla *et al.* (2014) realizaron un estudio en varios ríos de la Cuenca de México para determinar la presencia y distribución de amibas de vida libre y su relación con parámetros fisicoquímicos, identificando 18 géneros y aislando especies potencialmente patógenas, reportando que los géneros *Vannella*, *Rosculus* y *Acanthamoeba* fueron los más frecuentes. Lares-Jiménez y Lares-Villa en el 2009 aislaron AVL en aguas superficiales en Sonora, identificando morfológicamente a 11 géneros de AVL, aislando 91 cepas y encontrando 5 cepas de *Naegleria* termófilas pero las pruebas



moleculares revelaron que no correspondían a *N. fowleri*.

Área de estudio

Los ríos estudiados se ubican en la Cuenca de México, al sur de la Altiplanicie Mexicana (80° 28' y 99° 32' LW y 19° 02' y 20° 12' LN), rodeada de la Franja Volcánica Transmexicana, que comprende el Popocatepetl, Iztaccíhuatl, Ajusco y una cadena de sierras de las cuales descienden 45 ríos (Legorreta, 2009). Tiene una superficie aproximada de 9,600 km², con una longitud máxima de 110 km, de Norte a Sur y la mínima de 80 km, de Este a Oeste. Sus altitudes oscilan entre los 2,230 y 5,450 m (Legorreta, 2009). La cuenca incluye cinco entidades federativas: Estado de México, Distrito Federal, Hidalgo y Tlaxcala con una pequeña zona en el estado de Puebla (Tabla 1).

Objetivo

Aislar e identificar amibas de vida libre obtenidas de agua de ríos de la Cuenca de México para reconocer su potencial riesgo en la salud humana.

Objetivos particulares

- Aislar e identificar morfológicamente amibas de vida libre de ríos de la Cuenca de México.
- Realizar la prueba de patogenicidad de los aislamientos pertenecientes a los géneros *Naegleria* y *Acanthamoeba*.
- Confirmar los aislamientos de *Acanthamoeba* y *Naegleria* mediante el uso de Biología molecular (RT-PCR).
- Determinar los parámetros fisicoquímicos: oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales, pH y temperatura.
- Realizar un análisis estadístico para relacionar los parámetros fisicoquímicos y las AVL.

Metodología

Trabajo de Campo: Se realizaron muestreos puntuales en diez ríos de la Cuenca de México. Se tomaron muestras de 100 ml cada una. Se registraron *in situ* los parámetros fisicoquímicos del agua: temperatura y pH fueron medidos con un potenciómetro marca Conductronic PC18; los SDT con un medidor de conductividad marca Hanna.

Cultivo monoxénico: De cada sitio se tomaron alícuotas de 50 ml por duplicado y se centrifugaron, se desechó el sobrenadante y el sedimento se inoculó en cajas de Petri con el medio agar no nutritivo adicionado con *Enterobacter aerogenes* (NNE). Una de las cajas Petri se incubó a 25°C y la otra a 37°C. Después de 48 horas las placas se revisaron con un microscopio invertido para verificar el crecimiento amebiano.

Identificación por morfología: Se observaron preparaciones en fresco en un microscopio óptico (contraste de fases Zeiss) a 40× y por medio de las claves dicotómicas de Page (1988) y Pussard y Pons (1977), se identificaron las amibas, para lo cual se observaron trofozoítos y se midieron 100 quistes.

Cultivo axénico: Una vez que se obtuvieron los cultivos amebianos de *Naegleria* y *Acanthamoeba* libres de otros microorganismos, se colocaron en medios líquidos (Bactocasitona y Ringer), con 10% de suero de ternera y se incubaron a temperatura ambiente.

Prueba de temperatura: Los aislamientos pertenecientes a los géneros *Acanthamoeba* y *Naegleria* se sembraron y se incubaron a 37°C y 45°C por separado para registrar el intervalo de tolerancia a la temperatura de cada cepa.

Prueba de flagelación: Esta prueba se realiza a las amibas pertenecientes al género *Naegleria*. A las amibas en cultivo axénico se le agregó aproximadamente 1.0 ml de agua destilada estéril y posteriormente se observó con el microscopio invertido cada 20 min hasta 4 horas si fuera necesario (Page, 1988).

Prueba de patogenicidad: utilizando el cultivo axénico de los aislamientos pertenecientes a los géneros *Acanthamoeba* y *Naegleria* y ajustándose a una cuenta de 5x10⁶ células. Se inoculó 0.02 ml por vía intranasal a 5 ratones (cepa Balb/c), machos de tres semanas de edad. Los ratones se observaron durante 21 días y se registraron los cambios físicos o de comportamiento. Los que sobrevivieron se sacrificaron y se les extirparon cerebro, pulmón, hígado y riñón y se colocaron en placas con medio NNE incubándose a temperatura ambiente, para observar el crecimiento

Identificación molecular: Preparación de las muestras para RT-PCR. Se obtuvo la pastilla celular centrifugando los medios axénicos a 2500 rpm durante 15 min. La pastilla celular se usó para la extracción del ARN total. El ARN total se extrajo mediante el uso de trizol (Invitrogen Life Technologies).

RT-PCR: Confirmada la integridad del ARN, se continuo con la transcripción reversa (RT), para la cual se usó el kit: SuperScript II one step (18064-014, Invitrogen, Carlsbad, CA). 3µg total de ARN es transcrito en un volumen total de 50 µl. Teniendo el mix listo en tubos para PCR, se colocaron en un termociclador automatizado (Quanta Biotech s24) durante 45 ciclos.

Para el género *Acanthamoeba* se utilizaron los siguientes primers:

- JDP-1 For (5' -GGCCCAGATCGTTTACCGTGAA-3') y JDP-2 Rev (5' -TCT CACAAGCTGCTAGGGGAGTCA-3')

Para el género *Naegleria* se utilizó el primer Nae específico el cual está diseñado a partir del 18(S) rDNA de diferentes especies de *Naegleria*. Con estos primers se espera un producto de 183 pb (Schild *et al.*, 2007).

- Nae 3- For (5-CAAACACCGTTATGACAGGG-3') y Nae 3-Rev (5'CTGGTTTCCCT-CACCTTACG-3')

Se uso otro primer que amplifica el gen 18S *Naegleria fowleri* el cual es un gen que codifica una proteína antigénica 13.1kDa localizada en los pseudópodos de los trofozoítos, con este primer se espera un producto de 360 pb.

- Nfa1 Fwd 5'-TGG CCA CTA CTA TTC CAT C -3 y Nfa1 Rev 5'- AGC ACT CCC TTG TAC TTC -3'

Resultados y Discusión

Se obtuvieron en total 38 aislamientos de amibas de vida libre, en los cuales se identificaron 12 especies (Tabla 1), de las cuales se reconocieron tres especies potencialmente patógenas: *Acanthamoeba triangularis*, *A. polyphaga* y *Naegleria* sp. (Fig. 2, a-g). Las especies más frecuentes fueron: *Rosculus ithacus* al encontrarse en siete de los diez ríos, seguida de *Vannella platypodia* (Fig. 6 - h) que se registró en seis. La frecuencia fue semejante a lo descrito por Bonilla *et al.* (2014) en estudios previos



en la cuenca.

Tabla 1. Riqueza y frecuencia de amibas en los sitios de estudio de la Cuenca de México.

Especie	Frecuencia
<i>Acanthamoeba triangularis</i>	2
<i>A. polyphaga</i>	1
<i>Amoeba proteus</i>	2
<i>Guttulinopsis nivea</i>	2
<i>Mayorella penardi</i>	1
<i>Naegleria</i> sp	1
<i>Rosculus ithacus</i>	7
<i>Thecamoeba similis</i>	2
<i>Vahlkampfia aberdonica</i>	2
<i>Vannella platypodia</i>	6
<i>Vermamoeba vermiformis</i>	1
<i>Vexillifera bacillipedes</i>	4

La mayor riqueza se presentó en el río Miraflores con seis especies, registrando el valor más alto de temperatura (16°C), seguido de los ríos La Compañía, La Castañeda y La compañía II con 4 especies. En cinco de los diez ríos se detectó una riqueza específica baja (2 a 3 especies). En el río Santa Rosa no se registró ninguna especie, esto probablemente debido a que fue uno de los ríos con la temperatura más baja registrada (7°C) y valor bajo de SDT (Tabla 2). De los 38 aislamientos de AVL, 12 mostraron crecimiento a 37°C (32 %) y de 26 a 25°C (68 %). Hubo mayor crecimiento amebiano a 25°C lo cual era de esperarse ya que la temperatura promedio de los ríos fue de 10.3°C, por lo cual, probablemente las AVL están mejor adaptadas a bajas temperaturas.

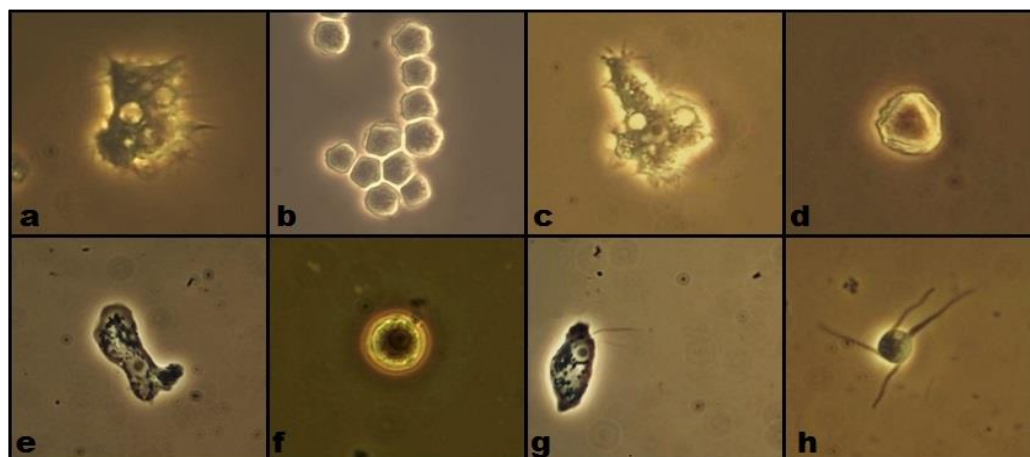


Figura 2. a, b: Trofozoito (T), quiste (Q) de *Acanthamoeba polyphaga*; c, d: T y Q de *A. triangularis*; e, f, g: T, Q, estadio flagelar de *Naegleria* sp.; h: Forma flotante de *Vannella platypodia*. Contraste de fases 40x.

La temperatura del agua fluctuó de los 6.6°C a los 16.7°C con un promedio de 10.3°C. Las temperaturas se encontraron por debajo del valor óptimo para el desarrollo de las AVL patógenas (arriba de los 30°C) (Bonilla *et al.*, 2000), lo cual puede ser un factor que limita un mayor número y variedad de AVL. El pH se mantuvo prácticamente neutro (Tabla 2). Los intervalos de tolerancia de pH para las AVL fluctúan de 4.6 a 9.5 (Bonilla y Ramírez, 1993; Bonilla *et al.*, 2000), por lo que este parámetro no fue un factor limitante para el desarrollo de las AVL. El OD tuvo concentraciones altas desde 6

hasta 10 mg L⁻¹ (Tabla 2). Para las AVL es determinante la presencia de oxígeno y es de importancia fundamental en su distribución. Los valores de OD que se reportan como favorables para la presencia de AVL son concentraciones mínimas de 1.0 mg L⁻¹, estas condiciones mínimas estuvieron en todos los ríos por lo que no fueron impedimento para la presencia de estas amibas (Bonilla *et al.*, 2004). Los valores de SDT en este estudio mostraron variaciones con un valor mínimo de 38 mg L⁻¹ en el Desierto de los Leones, un valor máximo de 221 mg L⁻¹ en el río Miraflores.

Tabla 2. Resultados de los parámetros fisicoquímicos en los diez sitios de estudio en la Cuenca de México.

Entidad federativa/ Río	OD mg L ⁻¹	T°C	pH	SDT mg L ⁻¹
<i>Distrito Federal</i>				
Santa Rosa	8	7.5	7	40
Desierto de los Leones	8	9.4	6.6	38
<i>Estado de México</i>				
La compañía	9	11.7	7.5	60
San Rafael	9	10.6	7.7	60
Castañeda	9	9.3	7	88
Miraflores	6	16.7	7.7	221
Santa Catarina	10	12.3	7.5	45
Castañeda II	10	6.6	7.1	189
La compañía II	8	9.6	6.8	98
San Rafael II	8	9.1	7.7	68

La única cepa que mostró crecimiento a 37°C fue M2Aca (Tabla 3). La prueba de flagelación para *Naegleria* sp. (M1Nae), fue positiva, la amiba flageló de manera espontánea al ponerla en contacto con el agua destilada (Fig 6 –g). La prueba de patogenicidad mostró que ningún ratón presentó signos de enfermedad, los ratones fueron sacrificados, se tomó una muestra de los órganos cerebro, pulmones, riñones e hígado y se incubaron en placas de NNE, fueron observadas al invertoscopio por 5 días, pero ningún órgano presentó invasión o crecimiento amebiano.

Tabla 3. Prueba de temperatura.

Cepa	37°C	45°C
M1Aca	-	-
M2Aca	+	-
M4Nae	-	-

Pruebas Moleculares

RT-PCR: *Acanthamoeba*

Los productos de RT-PCR se visualizaron en geles de agarosa donde se observaron los amplicones correspondientes al gen específico para el género *Acanthamoeba* (producto final de aproximadamente 500 pb) con lo cual se confirma molecularmente que las cepas M1Aca y M2Aca son amibas pertenecientes al género *Acanthamoeba*.



RT-PCR: *Naegleria*

Los productos confirmaron que el aislamiento M1Nae corresponde al género *Naegleria*, de igual modo el producto del RT-PCR para el primer: Nfa1-Forward y Nfa1-Reverse fue amplificado, este primer ha sido reportado como un gen de virulencia específico para *Naegleria fowleri*, lo cual no se pudo demostrar en la prueba de patogenicidad ya que ningún ratón mostro algún síntoma, Page (1988), menciona que *N. fowleri* tiene capacidad para crecer en temperaturas desde los 20°C hasta los 45°C y en la prueba de temperatura el aislamiento M1Nae solo mostró crecimiento a 20°C y 37°C. Page (1988), menciona que los poros del quiste de *N. fowleri* no se observan fácilmente y a nuestro aislamiento se le ven aproximadamente de 2 a 3 poros, por lo cual muy probablemente el gen Nfa1 que es reportado específico para *N. fowleri* (Shin *et al.*, 2001), es compartido por otras naeglerias que no necesariamente tienen la misma virulencia o no son *N. fowleri*.

Conclusiones

Mediante criterios morfológicos y moleculares se identificaron 12 especies de AVL pertenecientes a 11 géneros. Se aislaron un total de 38 cepas de amibas de vida libre, de las cuales tres pertenecen a géneros potencialmente patógenos, sin embargo la evidencia no fue contundente. La especie *Rosculus ithacus* fue la más frecuente al estar presente en siete de los diez ríos. En el río Miraflores se aisló e identificó el mayor número de AVL, lo cual probablemente está asociado con los valores de temperatura y sólidos disueltos totales más altos.

Los parámetros fisicoquímicos (oxígeno disuelto, SDT, pH y temperatura) se encontraron dentro de los valores reportados como adecuados para la presencia de amibas de vida libre. Se confirmó por medio de la RT-PCR que las cepas M1Aca y M2Aca corresponden al género *Acanthamoeba* y que la cepa de M1Nae corresponde al género *Naegleria*. El producto de RT-PCR para el gen Nfa1 que es reportado específico para *N. fowleri* fue amplificado por el aislamiento M1Nae, pero tomando en cuenta la prueba de temperatura, prueba de patogenicidad y morfología se puede tratar de otra especie no patógena de *Naegleria* que comparte ese gen.

Bibliografía

- Adame A., D. Salin. 1993. Contaminación Ambiental. Editorial Trillas, 2da edición, México. 70 pp.
- Bonilla P., A. Caballero, J. Carmona, A. Lugo. 2014. Occurrence of free-living amoebae in streams of the Mexico Basin. *Experimental Parasitology* 145: 28-33.
- Bonilla P., E. Ramírez, R. Ortiz, C. Eslava. 2004. La Ecología de las Amibas Patógenas de Vida Libre en Ambientes Acuáticos. En: Rosas, Cravioto y Ecurra (Eds.). *Microbiología Ambiental*. PUMA-UNAM e Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT pp. 67-81.
- Bonilla, P., E., Ramírez, R. Ortiz, A. Calderón, E. Gallegos, D. Hernández. 2000. Occurrence of free-living amoebae in aquatic systems of Huasteca Potosina, México. En: Munawar, M., Lawrence, S y Malley, D. (eds). *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope*. Ecovision World Monograph Series. Backhuys Publishers. 37-44.
- Bonilla, P. y E. Ramírez. 1993. Sistema de tratamiento de lecho de raíces: Las amebas de vida libre. *Revista. Ciencia y Tecnología* 15: 22-25.
- CNA (Comisión Nacional del Agua) 2012. <http://www.conagua.gob.mx/atlas/ciclo20.html> (Consultada noviembre de 2014).
- CNA (Comisión Nacional del Agua) 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Cuernavaca, Morelos.
- Curtis H. y N. Barnes. 2000. *Biología*. 6ª Edición. Editorial Médica Panamericana, Buenos Aires. 1496 pp.
- Lares-Jiménez, LF. y F. Lares-Villa. 2009. Aislamiento de amebas de vida libre en aguas superficiales del Valle del Mayo, Sonora. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 5: 159-165.
- Legorreta, J. 2009. Ríos, Lagos y manantiales del Valle de México. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 365 pp.
- Llamas M., N. Hernández-Mora, C. Martínez. 2000. Uso intensivo de las aguas subterráneas. Aspectos éticos, tecnológicos

y económicos. Serie A. N 1.

- Page F. C. 1988. A new key to freshwater and soil Gymnamoebae with instructions for culture. Culture Collection of Algae and Protozoa. Freshwater Biological Association Scientific Publication, London, England. 122 pp.
- Preston, T. M. 2003. The water-air interface: a microhabitat for amoebae. *European Journal of Protistology* 39: 385-389.
- Preston T., H. Richards, R. Wotton. 2001. Locomotion and feeding of *Acanthamoeba* at the water-air interface of ponds. *FEMS Microbiology Letters* 194: 143-147.
- Pussard M., R. Pons. 1977. Morphologie de la paroi Kystique et taxonomie du genre *Acanthamoeba*. *Protistologica* 13(4): 557-598.
- Schild, M., C. Gianinazzi, B. Gottstein, N. Muller. 2007. PCR-based diagnosis of *Naegleria* spp. infection in formalin-fixed and paraffin-embedded brain sections. *Journal of Clinical Microbiology* 45: 564-567.
- Shin H., M. Cho, S. Jung, H. Kim, S. Park, H. Kim, K. Im. 2001. Molecular cloning and characterization of a gene encoding a 13.1 kDa antigenic protein of *Naegleria fowleri*. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 48: 713-717.



Patrones de bioacumulación de Cd, Cu, Se y Zn en tejidos de bagre cultivado en el lago de Chapala, México

Gradilla Misael S., Alvarado Claudia, de Anda Sánchez José y Herrera Enrique

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C. Normalistas 800, Colinas de la Normal, CP 44270. Guadalajara, Jalisco. México. Autor de correspondencia: calvarado@ciatej.mx

Resumen

Con objeto de conocer los patrones de bioacumulación de metales pesados de bagres cultivados en el lago de Chapala, se realizó un monitoreo de las concentraciones de los metales Hg, Cu, Zn, Cd y Se en tejidos de *Ictalurus punctatus*. Los tejidos seleccionados para el biomonitoreo fueron músculo, branquia e hígado. Las tomas de muestra iniciaron en el día 222 posteriores a la introducción de los peces en el lago. El seguimiento se realizó durante 193 días en nueve campañas con un espacio de 3 semanas entre cada toma. Se observaron patrones claros de bioacumulación en el caso de Zn y Cd en todos los tejidos y Cu en hígado, mismos que son descritos. El selenio mostró un patrón de concentraciones errático en todos los tejidos, manteniéndose alrededor de una media de 2.184 mg kg⁻¹. No se detectó Hg en ninguno de los tejidos a ningún tiempo muestreado, lo que contrasta con numerosos reportes de peces en el lago de Chapala. Se realiza la discusión sobre la explicación de tal fenómeno.

Abstract

In order to understand the heavy metals bioaccumulation patterns of the channel catfish of Lake Chapala, a monitoring of Hg, Cu, Zn, Cd and Se on tissues of *Ictalurus punctatus* was conducted. The biomonitoring was performed in muscle, gill and liver of fish. Sampling initiated on day 222 after fish planting, the experiment was monitored during 193 days, divided into nine collections of three weeks each. Clear bioaccumulation patterns were observed for the metals Zn and Cd from all tissues, and in Cu only in the liver. Selenium showed erratic concentration pattern in every tissue, remaining around the average of 2.184 mg kg⁻¹. Hg were not detected in any of the sampled tissues, at any time, in disagree with previous studies made on Lake Chapala. In present document a discussion about explanation is made.

Palabras clave: Metales pesados, *Ictalurus punctatus*, bioacumulación

Introducción

El lago de Chapala es el lago natural más extenso de México, tiene cerca de 77 km de longitud, 15 km de ancho y una profundidad promedio de 7.20 m. El lago de Chapala forma parte de la cuenca Lerma-Chapala, el río Lerma es la principal vertiente y desemboca en el extremo este del lago (Lind y Davalos-Lind, 2001). El lago de Chapala es también la principal fuente de agua para el área metropolitana de la ciudad de Guadalajara, Jalisco, contribuyendo con el 60% del suministro (von Bertrab, 2003). Estudios diversos han reportado que el río Lerma es la principal fuente de contaminación antropogénica del lago, ya que vierte compuestos agro-industriales que contienen metales pesados como Cd, Cu, Hg, Cr, Zn y Pb (Hansen, 1992; Shine *et al.*, 1998; Sandoval- Moreno y Ochoa-Ocaña, 2010; Trujillo-Cárdenas *et al.*, 2010; Hansen y Corso, 2011).

La pesca es una fuente de empleo para aproximadamente 2,500 pescadores que habitan en la ribera

de Chapala. Dado que la presencia de metales pesados se ha confirmado en los sedimentos del lago, la posibilidad de que se introduzcan a la cadena alimentaria y lleguen al hombre es latente. Diversos estudios han señalado la presencia de metales pesados en peces, aunque subsiste la discusión sobre los riesgos a la salud de los consumidores (Trujillo-Cárdenas *et al.*, 2010; Stong *et al.*, 2013; Shine *et al.*, 1998; Trasande *et al.*, 2010).

La acumulación de algunos metales en tejidos específicos del pez se ha propuesto como indicador de exposición crónica, por lo tanto el biomonitoreo activo resultaría de utilidad en el entendimiento del mecanismo de acumulación de metales tóxicos en peces dentro de ambientes contaminados, lo que permitiría realizar la evaluación de riesgos. Por lo tanto son necesarios estudios representativos sobre la acumulación de metales pesados y metales traza, así como los factores que influyen su presencia en pez, de tal manera que permitan anticipar escenarios y establecer estrategias que permitan mantener una pesca sana en el lago de Chapala.

Materiales y métodos

Ejemplares de bagre (*Ictalurus punctatus*) de 5g de peso fueron colocados en una jaula sumergida en las coordenadas UTM 13Q, 706069 E, 2244724 N, aproximadamente a 100 m de la isla de Mezcala (Fig.1). Las dimensiones de la jaula fueron de 6 m de diámetro por 2 m de profundidad y se ubicaron 3 m por arriba del fondo del lago.

El monitoreo inició a los 222 días de la siembra de los peces; se realizaron en total nueve tomas de muestra de cuatro especímenes c/u, con aproximadamente 3 semanas entre cada toma, se abarcaron en total 193 días de monitoreo. Durante todo el tiempo se alimentó a los peces con alimento comercial. Tras la toma de peces éstos se sacrificaron, se separaron branquias, hígado y músculo. Los músculos se almacenaron por separado para cada individuo mientras que branquias e hígado se mezclaron como muestra compuesta. Las muestras se empacaron, identificaron y congelaron hasta su análisis. Se realizaron análisis de los metales de estudio para agua, sedimento y alimento además de los tejidos señalados.

Los análisis de mercurio total se realizaron por el método de absorción atómica con vapor frío, después de una digestión en horno de microondas. Se utilizó el método señalado en la NOM-117-SSA-1994. La digestión de las muestras se realizó en horno de microondas equipo CEM Mars X a 1200w, presión de 200 psi y temperatura de 210°C, para lo cual se pesó 1 g de muestra molida y adicionada con 5ml de ácido nítrico concentrado (CEM, 2004). La muestra digerida se ajustó a 50 ml con agua bidestilada. El equipo empleado fue espectrofotómetro de Absorción Atómica marca Perkin Elmer modelo AAnalyst 200 acoplado a sistema de inyección de flujo FIAS 100.

Para los análisis de Cu, Zn, Cd y Se se realizó digestión acida abierta y se analizó mediante espectrometría de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES) en equipo Optima 3200 RL de Perkin Elmer.

Resultados

Como se observa en la Tabla 1, todos los metales estudiados se encontraron en sedimento y solo Cu, Zn y Se se encontraron en agua bajo los límites de detección del método (LOD). En términos generales los metales en sedimento se encontraron entre tres a cinco órdenes de magnitud mayores que en agua.



Tabla 1. Concentración promedio de Hg, Cu, Zn Cd y Se en agua y sedimento del lago de Chapala, comparadas con reportes previos. (¹Shine *et al.*, 1998; ²CIATEJ, 2012; ³Trujillo-Cárdenas *et al.*, 2010; ⁴Hansen, 1992).

Meta l	Sedimento (mg kg ⁻¹)		Agua (mg L ⁻¹)	
	Observado	Previo	Observado	Previo
[Hg]	0.140 ± 0.016	8.4 ⁴	< 0.001	<0.001 ²
[Cu]	29.2 ± 2.7	38.2 ³	0.005 ± 0.004	0.004 ¹
[Zn]	105 ± 9	140 ³	0.039 ± 0.012	0.026 ¹
[Cd]	15.1 ± 2.5	14.9 ³	< 0.001	0.002 ¹
[Se]	7.0±1.6	-	0.013±0.003	-

El Hg se encontró por debajo de los LOD (<0.05 mg kg⁻¹) en los tres tejidos y bajo todos los tiempos de muestreo. Las figuras 1, 2 y 3 muestran los patrones de bioacumulación para Cu, Zn y Cd respectivamente en los 3 órganos analizados a) músculo, b) branquia, c) hígado.

Las concentraciones promedio de Se fueron de 2.107 ± 0.557 mg kg⁻¹ en músculo, de 2.288 ± 0.846 mg kg⁻¹ en branquia y 2.366 ± 0.481 mg kg⁻¹ en hígado, sin mostrar una tendencia a través del tiempo.

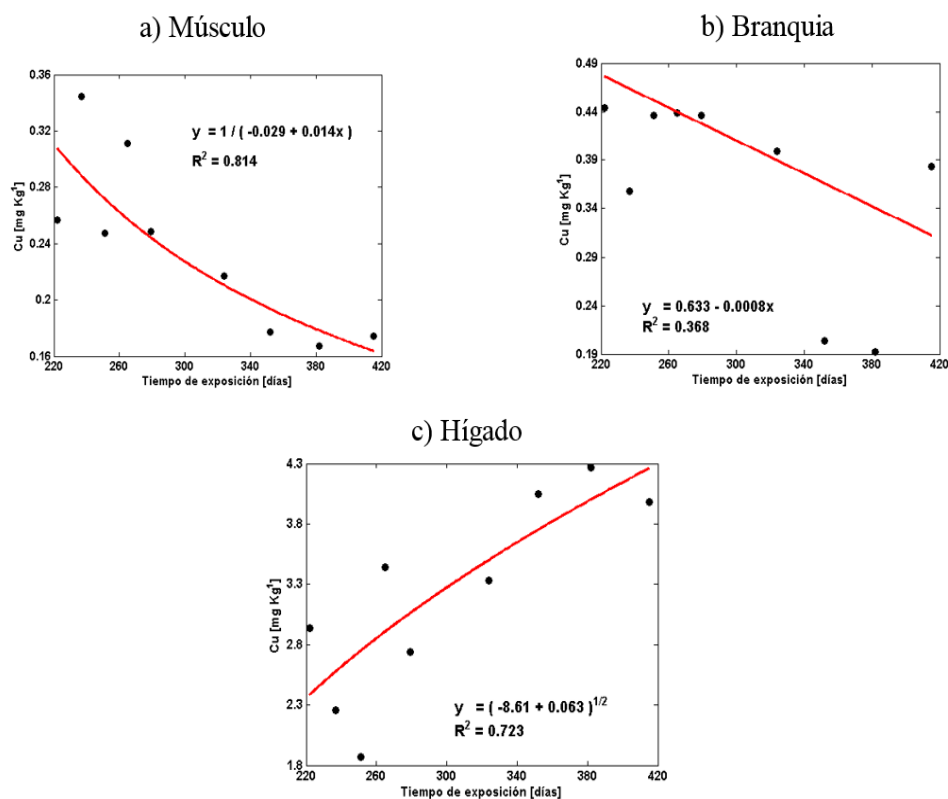


Figura 1. Patrones de bioacumulación de Cu en tejidos de bagre cultivado en lago de Chapala, con respecto al tiempo: a) músculo, b) branquias, c) hígado.

Discusión

Las concentraciones de metales en sedimento y agua coinciden con lo reportado previamente en la literatura para el lago de Chapala (Shine *et al.* 1998; Trujillo-Cárdenas *et al.*, 2010). Hansen *et al.*,

(1992) reportó que los metales pesados que llegan al lago de Chapala son mayormente adsorbidos por los sedimentos y gracias a un complejo equilibrio aparecen en la columna de agua a muy bajas concentraciones. Los factores que intervienen en la adsorción y precipitación de metales son el pH básico del lago (pH 8.4-9.2), la materia orgánica y los sólidos disueltos (Hansen A, 1992; Hansen y Maya, 1997). Este hecho explicaría la baja concentración de metales encontrada en el agua del lago de Chapala. A estos factores debemos sumar otros que intervienen en la bioacumulación de metales en peces que son la salinidad y dureza del agua (Olsson *et al.*, 1998).

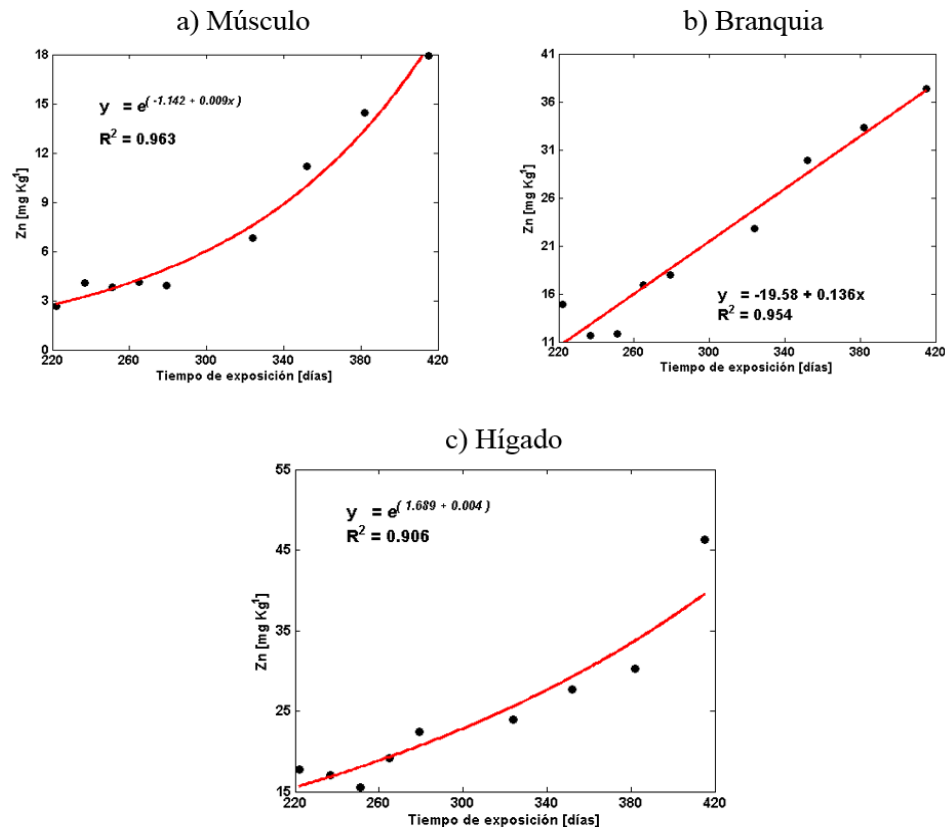


Figura 2. Patrones de bioacumulación de Zn en tejidos de bagre cultivado en lago de Chapala con respecto al tiempo: a) músculo, b) branquias, c) hígado.

El Hg no se encontró en ningún tejido analizado, contrario a lo reportado previamente para diversidad de peces en el lago de Chapala (Ford *et al.*, 2000; Jay y Ford, 2001; Trasande *et al.*, 2010; Stong *et al.*, 2013; Torres *et al.*, 2014). Esto se explica porque el alimento suministrado a los bagres durante el presente trabajo, estaba libre de Hg. Reportes previos señalan que la vía oral es predominante en la bioabsorción de Hg por el pez (Hall, 1997). Es factible suponer que los peces nativos incorporan el mercurio a través de su alimentación: plancton, partículas de sedimento u otros peces con Hg. Los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran que el control del alimento permite limitar el ingreso de Hg al pez, produciendo así un alimento apropiado para el consumo humano.

El patrón de bioacumulación de Cu mostró tres diferentes comportamientos con respecto al tiempo: en músculo disminuyó, en branquia mostró una primera etapa estable hasta el día 320 en que muestra una cuneta y en hígado incrementó. Además se observó que las concentraciones de Cu en hígado fueron en promedio 10 veces superiores a las concentraciones en músculo y branquia. Estos hallazgos sobre bioacumulación de Cu en hígado han sido previamente reportados para diversidad de peces tanto en



lagos de agua dulce como en ambientes marinos (McGeer *et al.*, 2000; Farkas *et al.*, 2003; Kraemer *et al.*, 2005; Canli y Atli, 2003). El comportamiento estable y acumulativo de Cu en hígado permite proponerlo como órgano biomonitor de Cu. En contraste se observó que las branquias son altamente susceptibles a variación y el músculo ejerce un efecto dependiente del crecimiento del pez, por lo que no son buenos indicadores de exposición crónica.

Las concentraciones de Zn en pescado mostraron coincidencia con reportes en otras especies del lago de Chapala (Shine *et al.*, 1998) y con concentraciones de Zn en diversos órganos de bagre en otros lagos (Wagner *et al.*, 1995; McCoy *et al.*, 1995). El monitoreo de Zn es de importancia debido a que Zn y Cd comparten mecanismo de detoxificación mediante (Cd, Zn)-metalotioneína, de tal suerte que aunque la toxicidad de Zn es baja, resta capacidad para detoxificación de Cd, un metal altamente tóxico (De Smet *et al.*, 2001; Olsson *et al.*, 1998). Las concentraciones observadas de Zn fueron en ascenso en los tres tejidos, lo que permite considerarlos en el monitoreo de este metal, principalmente a hígado y branquia. La concentración muscular de Zn presentó aproximadamente la mitad de lo observado en hígado y branquia.

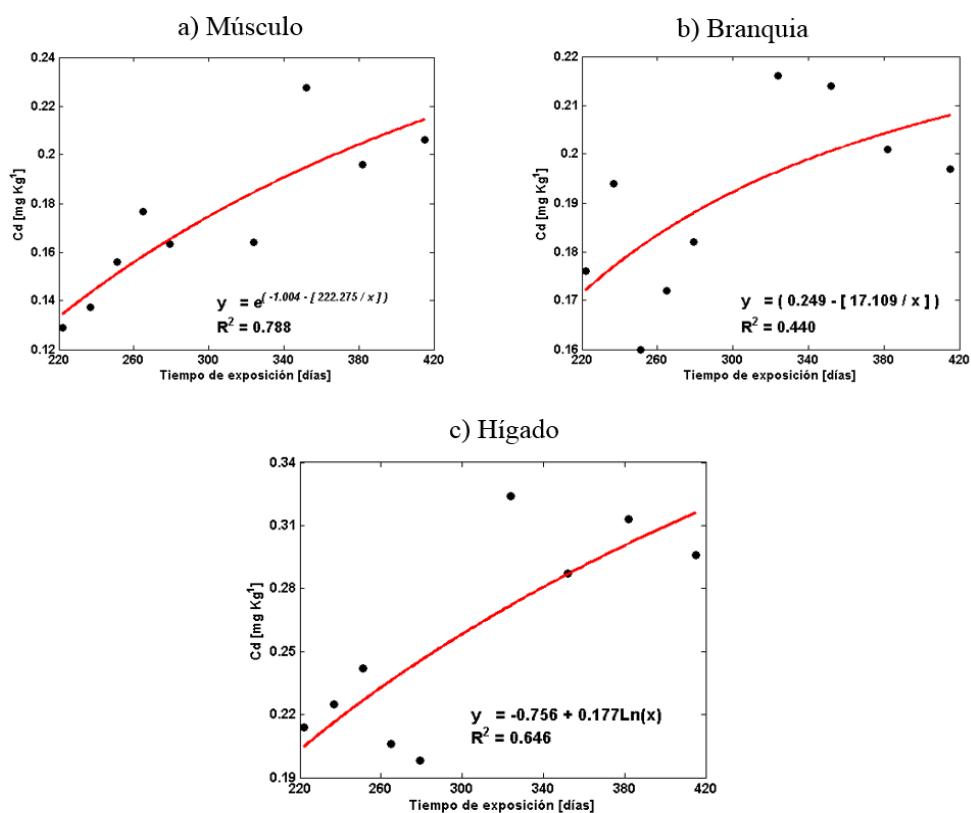


Figura 3. Patrones de bioacumulación de Cd en tejidos de bagre cultivado en lago de Chapala, graficado con respecto al tiempo: a) músculo, b) branquias, c) hígado.

El Cd, un metal tóxico, presentó en los tres tejidos investigados incrementos discretos y constantes. Un hallazgo que llama la atención es el incremento de Cd en branquia, aun cuando no se observó el metal en agua. La branquia es el órgano que regula el acceso y acumulación de Cd por vía respiratoria del pez (Kraemer *et al.*, 2005; De Smet *et al.*, 2001). En ambientes libre de Cd, no se observa su presencia en branquias, contrario a lo que fue observado en el presente trabajo (McGeer *et al.*, 2000; De Smet *et al.*, 2001). Una probable explicación es que el agua contenga Cd, pero nuestros LOD no permitan

su detección (LOD 0.001 mg L⁻¹). Nuestros LOQ cubren la normativa mexicana sobre agua potable (0.005 mg L⁻¹) (NOM-127-SSA1-1994), sin embargo es necesario ampliar en al menos un orden de magnitud los LOQ con objeto de detectar menores concentraciones.

De acuerdo a estudios en carpas sometidas a exposición por Cd en agua (280 µg L⁻¹), la saturación del hígado se alcanza aproximadamente a una concentración de 46 mg kg⁻¹ (De Smet *et al.*, 2001). El máximo valor encontrado en hígado de bagre de Chapala fue de 0.324 mg kg⁻¹, dos órdenes de magnitud por abajo del nivel tóxico en carpa. Por otra parte, las concentraciones promedio en músculo (0.173 mg kg⁻¹) se encontraron por debajo de los límites permisibles de la FAO (0.2 mg kg⁻¹). Estudios a más largo plazo permitirían confirmar los umbrales de toxicidad para bagre.

Conclusiones

Se conocía con anterioridad de la presencia de metales en el ambiente tanto en sedimentos como en agua del lago de Chapala, haciendo factible su incorporación por los organismos que viven en él. No se observó la presencia de Hg en ningún punto muestreado, confirmando lo que se ha reportado sobre la predominancia de que es la vía oral el mecanismo de absorción de Hg. Por tal motivo, cuando se suministra un alimento libre de Hg, no hay acceso del metal al pez. El Cu tuvo un patrón de bioacumulación en hígado que permite su monitoreo, mientras que en el caso de branquia y músculo no se observaron tendencias claras. El Zn y el Cd tuvieron un incremento sostenido y gradual respecto del tiempo en todos los órganos, sin mostrar alguno predominante.

Las características para considerar a un organismo como bioindicador de tóxicos son, que bajo exposición crónica presente una acumulación prolongada a través del tiempo, además de una limitada capacidad de homeóstasis que permita la acumulación. Zn, Cd y Cu en hígado mostraron dicha capacidad. El Se mostró un comportamiento errático a través del tiempo y mantuvo sus concentraciones alrededor de una media de 2.184 mg kg⁻¹, sin distinción del tejido. Todas las concentraciones se mantuvieron por abajo del límite recomendado por la FAO (4 mg kg⁻¹).

Agradecimientos

Los autores agradecen a la sociedad “Luz de Malla” por las facilidades proporcionadas para la realización de este estudio.

Bibliografía

- Canli M., G. Atli. 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution* 121: 129-136.
- CEM.(2004). Application notes. Method 5BI-8. CEM Corporation. Matthews NC.
- De Smet H., B. De Wachter, Lobinski R., R. Blust. 2001. Dynamics of (Cd, Zn)-metallothioneins in gills, liver and kidney of common carp *Cyprinus carpio* during cadmium exposure. *Aquatic Toxicology*. 52: 269–281.
- Farkas A., J. Salánki, A. Specziár. 2003. Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Research* 37: 959–964.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO Fishery circular No. 764. Fish and Agriculture Organization: Rome, Italy.
- Ford T.E., R. Ika, J. Shine, L. Dávalos-Lind, O. Lind. 2000. Trace metal concentrations in *Chirostoma* sp. from Lake Chapala, Mexico: Elevated concentrations of mercury and public health implications. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. A35: 313-325.
- Hall, B.D., R.A. Bodaly, R.J.P. Fudge, J.W.M. Rudd, D.M. Rosenberg. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury



- uptake by fish. *Water, Air, and Soil Pollution*. 100: 13-24.
- Hansen A.M. 1992. Metales pesados en el sistema Lerma-Chapala: distribución y migración. *Ingeniería Hidráulica en México* 7: 92-98.
- Hansen A.M., J.C. Corzo. 2011. Evaluation of the Pollution of Hydrological River Basins: Priorities and Needs. *In: Oswald-Spring U. (Editor). Water Resources in Mexico: Scarcity, Degradation, Stress, Conflicts, Management, and Policy.* Springer Berlin Heidelberg. pp. 201-215.
- Hansen A.M., P. Maya. 1997. Adsorption-desorption behaviors of Pb and Cd in lake Chapala, Mexico. *Environment International* 23:553-564.
- Jay J.A., T.E. Ford. 2001. Water Concentrations, Bioaccumulation, and Human Health Implications of Heavy Metals in Lake Chapala. *In: The Lerma-Chapala Watershed: Evaluation and Management* en Anne M. Hansen y Manfred van Afferden, Eds. Kluwer Academic / Plenum Publishers. pp. 123-136.
- Kraemer L.D., P.G.C. Campbell, L. Hare. 2005. Dynamics of Cd, Cu and Zn accumulation in organs and sub-cellular fractions in field transplanted juvenile yellow perch (*Perca flavescens*). *Environmental Pollution*. 138: 324-337.
- Lind O.T., L.O. Dávalos-Lind. 2002. Interaction of water quantity with water quality: the Lake Chapala example. *Hydrobiologia* 467: 159-167.
- McCoy C.P., T.M. O'Hara, L.W. Bennett, C.R. Boyle. 1995. Liver and kidney concentration of zinc, copper and cadmium in channel catfish (*Ictalurus punctatus*): variations due to size, season and health status. *Veterinary and Human Toxicology* 37: 11-14.
- McGeer J.C., C. Szebedinszky, D. McDonald, C.M. Wood. 2000. Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow trout 2: tissue specific metal accumulation. *Aquatic Toxicology*. 50: 245-256.
- NOM-117-SSA1-1994. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica. *Diario Oficial de la Federación*.
- NOM-127-SSA1-1994. 2000. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación*.
- Olsson P.E., P. Kling, C. Hogstrand. 1998. Mechanisms of heavy metal accumulation and toxicity in fish. *In: Metal Metabolism in Aquatic Environments.* William J. Langston and Maria João Bebianno (Eds.). Springer-Verlag US. 321-350.
- Sandoval-Moreno A., M.A. Ochoa-Ocaña. 2010. Grupos locales, acceso al agua y su problemática de contaminación en la Ciénega de Chapala, Michoacán. *Economía, Sociedad y Territorio*. 34: 683-719.
- Shine J.P., D.K. Ryan, T.E. Ford. 1998. Annual cycle of heavy metals in a tropical lake-lake Chapala, Mexico. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* A33: 23-43.
- Stong T., C. Alvarado, H. Shear, S. de Anda, G. Ramírez, T. Díaz. 2013. Mercury concentrations in common carp (*Cyprinus carpio*) in Lake Chapala, Mexico: A lakewide survey. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 48: 1835-1841.
- Torres Z., M.A. Mora, R.J. Taylor, B.D. Alvarez, H.R. Buelna, A. Hyodo. 2014. Accumulation and Hazard Assessment of Mercury to Waterbirds at Lake Chapala, Mexico. *Environmental Science & Technology* 48: 6359-6365.
- Trasande L., J.E. Cortes, P. Landrigan, L.M. Abercrombie, R.F. Bopp, E. Cifuentes. 2010. Methylmercury exposure in a subsistence fishing community in Lake Chapala, Mexico: an ecological approach. *Environmental Health* 9: 1-10.
- Trujillo-Cárdenas J.L., N.P. Saucedo-Torres, P.F. Zárate del Valle, N. Ríos-Donato, E. Mendizábal, S. Gómez-Salazar. 2010. Speciation and sources of toxic metals in sediments of Lake Chapala, Mexico. *Journal of Mexican Chemical Society* 54: 79-87.
- von Bertrab E. 2003. Guadalajara's water crisis and the fate of Lake Chapala: a reflection of poor water management in Mexico. *Environment and Urbanization* 15:127-140.
- Wagner A., J. Boman. 2003. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish. *Spectrochimica Acta Part B* 58: 2215-2226.



Persistencia ante la adversidad

Poza Churince, Cuatro Ciénegas, Coahuila



Autor: Leonardo García Vázquez





Sección 3

Metabolismo lacustre, dinámica comunitaria y manejo de ríos y lagos



Autora: Brenda Berenice Martínez Villa

Ganadora de Mención Honorífica en el Concurso para la selección del Logotipo del VI Congreso Nacional de Limnología

Es la unión de círculos, uno que engloba el número 6, que enmarca el sexto evento que se va a celebrar y es de un color azul que significa el agua, otro círculo forma la letra C de Congreso con un extremo que es azul y forma parte del número 6, el extremo que está coloreado de verde, señala las zonas continentales, de manera que se enlazan y forman en un concepto abstracto lo que es la Limnología. Del círculo que forma al 6 emerge un pez, en la parte superior del logo esta simbolizada la aleta caudal; de la boca se forma una abertura en forma del que va a crear un espacio para colocar la palabra LIMNOLOGÍA.



Dinámica limnológica estacional e interanual de dos lagos tropicales de alta montaña en el centro de México

Ibarra Diana¹, Alcocer Javier², Oseguera Luis A.² y Merino-Ibarra Martín³

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, FES Iztacala, UNAM. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala. 54090 Tlalnepantla, Edo. de México, México. Autor de correspondencia: melanosim@hotmail.com.

² Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, UNAM. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala. 54090 Tlalnepantla, Edo. de México, México.

³ Laboratorio de Biogeoquímica Acuática. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

Resumen

Los lagos de alta montaña se ubican por encima de la “*timberline*” que en el caso de los tropicales alcanza los 3,500 a 4,800 m s.n.m. Son polimícticos y están sujetos a fuertes dosis de radiación UV, son pobres en minerales y materia orgánica; su pH es ácido. Se encuentran en sitios remotos y poco perturbados del planeta. Son sensibles al cambio global y excelentes centinelas de éste. Sin embargo, para utilizarlos como sensores de dicho cambio es preciso reconocer sus procesos naturales para distinguirlos de los cambios antrópicos. En este proyecto se caracterizó la variabilidad interanual de los dos lagos ubicados en el cráter del volcán Nevado de Toluca, “El Sol” y “La Luna”, comparando dos ciclos anuales con una separación temporal de 5 años (2000-2001 y 2006-2007). Se midieron variables físicas y químicas [temperatura, oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad (K_{25}), porcentaje de la radiación fotosintéticamente activa que alcanza el fondo (%SPAR), nitritos (N-NO₂), nitratos (N-NO₃), amonio (N-NH₄), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo soluble reactivo (P-PSR), sílice soluble reactivo (Si-SiSR), cociente de Redfield (NID:P-PSR)] y concentración de clorofila “a” (Clor-*a*). La temperatura no presentó cambios entre lagos ni entre 2000-2001 y 2006-2007. En ambos lagos hubo un aumento en el pH, OD y una disminución de N-NO₃ y Clor-*a* hacia el segundo periodo de muestreo. Las variaciones encontradas entre lagos y entre periodos de muestreo no parecen estar relacionadas con impactos antrópicos o cambio climático, más bien parecen variaciones intrínsecas a procesos naturales en los lagos.

Abstract

High mountain lakes are located above the “*timberline*”, which in the tropics reaches between 3,500 and 4,800 m a.s.l. They are polymictic and are exposed to high amounts of UV radiation. Their waters are poorly mineralized, acidic, and with low dissolved organic matter concentration. High mountain lakes are located in remote and undisturbed areas of the planet. Their environmental conditions turn these lakes vulnerable to acid rain, air pollutants, and climate change. This “susceptibility” makes them natural sentinels of global change. However, to be used as sensors of global or local change it’s necessary to know their natural variability to be able to differentiate it from the anthropogenic change. We analyzed the interannual variability of two tropical, high mountain lakes, “El Sol” and “La Luna”, by studying two annual cycles with a temporal separation of 5 years: 2000-2001 and 2006-2007. We measured physical and chemical parameters [temperature, pH, dissolved oxygen (DO), conductivity (K_{25}), percent of photosynthetically active radiation reaching the bottom (%SPAR), nitrites (N-NO₂), nitrates (N-NO₃), ammonium (N-NH₄), dissolved inorganic nitrogen (DIN), soluble reactive phosphorus (P-PSR), soluble reactive silica (Si-SiSR), and Redfield ratio (DIN:P-PSR)] as well as phytoplankton biomass expressed as chlorophyll a (Chl-*a*) concentration. We found no differences in the water temperature between the lakes or sampling periods. Differently, both lakes increased their pH and DO concentration, while decreased in N-NO₃ and Chl-*a* concentration from 2000-2001

to 2006-2007. The variations found between lakes and sampling periods do not seem to be related with anthropic impacts or climatic change but seem to be related to natural process of the lakes.

Palabras clave: Cambio climático, parámetros fisicoquímicos, biomasa fitoplanctónica

Introducción

Los lagos de alta montaña se caracterizan por ubicarse por arriba de la cota de crecimiento de la vegetación arbórea o “*timberline*”. En latitudes tropicales esta cota se localiza entre los 3,500 y los 4,800 metros sobre el nivel del mar (Margalef, 1983). Debido a su elevada altitud, los lagos tropicales de alta montaña tienen condiciones climáticas similares a los lagos templados y árticos. Ejemplos de esto son las bajas temperaturas del agua (3 a 10° en la superficie), la presencia de nieve y, en ocasiones, una capa de hielo que cubre la superficie del lago (Löffler, 1964, Margalef, 1983). Sin embargo, el patrón de radiación solar diario y anual es diferente entre ellos; en los trópicos hay una radiación de intensidad similar durante todo el año, motivo por el cual no se observa una estacionalidad tan marcada como en las regiones templadas (Lewis, 1996).

Debido a que la mayoría son someros presentan una circulación frecuente y un régimen térmico más uniforme durante todo el año por lo que se describen como polimícticos ya sea cálidos o fríos. Además, se caracterizan por presentar aguas poco mineralizadas, pH bajo -ácido- y concentración de materia orgánica reducida (Sommaruga, 2001). Sus cuencas están conformadas por una cubierta vegetal muy pobre y la escasa presencia de suelos (Granados *et al.*, 2006).

Los cuerpos de agua de las regiones de alta montaña se cuentan entre los sitios más remotos y menos perturbados del planeta. Sin embargo a pesar de lo apartado de su ubicación, estas regiones no se encuentran exentas de las amenazas producto del cambio global. Los lagos localizados en estas regiones resultan ser especialmente sensibles a los factores de cambio local o global. Debido a esta sensibilidad son excelentes sensores de dicho cambio. Sin embargo, es preciso reconocer primero la variabilidad natural en sus procesos fisicoquímicos y biológicos para poder distinguirlos de aquellos cambios inducidos antropogénicamente. Por lo anterior en este proyecto se planteó reconocer y comparar la dinámica fisicoquímica y de la biomasa fitoplanctónica de los dos lagos de altura ubicados en el cráter del volcán Nevado de Toluca, así como los cambios ocurridos entre dos ciclos anuales separados temporalmente 5 años (2000-2001 y 2006-2007).

Área de estudio

El volcán Nevado de Toluca se encuentra ubicado en el estado de México, a 19° 10'N y 99° 45'O; dentro de su cráter, a una altitud de 4,200 m s.n.m., se encuentran dos lagos de alta montaña: “El Sol” y “La Luna” (Fig.1), ubicados aproximadamente 200 m por encima de la línea de crecimiento arbóreo. “El Sol” tiene una superficie de 237,321 m², una profundidad máxima de 15m y una profundidad promedio de 6m, mientras que “La Luna” tiene una superficie de 31,083 m², una profundidad máxima de 10m y una profundidad promedio de 5m (Alcocer *et al.*, 2004).

La zona presenta un clima frío de tundra alta y semifrío húmedo en las faldas del volcán. La temperatura media anual es de 4.28°C (Alcocer *et al.*, 2004). La precipitación varía a lo largo del año con un promedio anual de 1,200 mm; la evaporación promedio anual es de 990 mm (CONABIO, 2014). El tipo de vegetación cercana a los lagos es muy escasa, típica de la tundra alta y del tipo zacatonal



alpino, compuesta por algunas especies de musgos, pastos y líquenes (Rzedowski, 1981; Banderas *et al.*, 1991).



Figura 1. Ubicación geográfica de los lagos cráter “El Sol” y “La Luna”, Nevado de Toluca, México (Tomada y modificada de Google Earth y Google Maps).

Material y Métodos

Se estableció una estación de muestreo en la zona central y más profunda de cada uno de los lagos. Se realizaron muestreos mensuales durante dos ciclos anuales (marzo de 2000 a marzo de 2001 y agosto de 2006 a octubre de 2007). En cada salida de campo se realizaron las siguientes mediciones *in situ*: a) perfiles verticales metro a metro de temperatura (T°), oxígeno disuelto (OD), conductividad (K_{25}) y pH utilizando una sonda multiparamétrica (*Hydrolab Datasonde 4*) y b) medición del porcentaje de radiación fotosintéticamente activa (PAR) en el fondo de los lagos mediante un perfilómetro de fluorescencia natural (*Biospherical PNF-300*). Asimismo, se obtuvieron muestras de agua para la determinación de la concentración de nutrientes (N, P y Si).

Para el análisis de nutrientes se tomaron muestras de agua a tres profundidades (superficie, media agua y fondo) con ayuda de botella muestreadora *UWITEC* de 5 L. Cada muestra se pasó por una filtro de $0.45 \mu\text{m}$ de apertura de poro (*Millipore*) y se analizó en un autoanizador de flujo segmentado (*Skalar*) para obtener la concentración de nitritos (N- NO_2), nitratos (N- NO_3), amonio (N- NH_4), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo soluble reactivo (P-PSR) y sílice soluble reactivo (Si-SiSR). Se midió además la biomasa fitoplanctónica expresada a través de la concentración de clorofila “a” (Clor-a). De las mismas muestras de agua tomadas como se indicó en el apartado anterior se filtraron volúmenes de 250 ml a través de un filtro de fibra de vidrio (*Whatman GF/F*) con apertura de poro nominal de $0.7 \mu\text{m}$. La extracción y cuantificación de la Clor-a se realizó siguiendo el método 445.0 de Arar y Collins (1997).

Con los datos obtenidos de las mediciones de los parámetros fisicoquímicos y biomasa fitoplanctónica se graficó la dinámica presentada a lo largo de los periodos de muestreo con ayuda del programa Sigma Plot versión 10.0. Para las comparaciones entre ciclos y entre lagos se realizaron gráficos de caja y bigote con ayuda del programa SPSS versión 18. Para analizar la presencia de cambios entre los dos ciclos anuales en cada uno de los parámetros, en primer lugar se verificó si los datos se ajustaban a la distribución normal con la ayuda de las pruebas Kolmogorov-Smirnov ($n > 30$) o Shapiro-Wilk ($n < 30$). En las comparaciones en las que los datos se ajustaron a la normal, se analizó su homocedasticidad con la prueba F de Fisher; cuando las varianzas fueron homogéneas se realizaron por medio de *t de student* con un intervalo de confianza del 95%, de lo contrario se compararon mediante la prueba *U de Mann-Whitney* con un intervalo de confianza del 95%. Para analizar los cambios entre los lagos “El Sol” y

“La Luna” en cada uno de los parámetros, se realizó el mismo tratamiento estadístico descrito en el párrafo anterior. Para reconocer si los datos se agrupan influidos por la estacionalidad (p.ej., periodos de lluvias y secas) se realizó un análisis de cúmulos tomando en cuenta únicamente los valores de los parámetros ambientales registrados como se detalló anteriormente (T°C, pH, O.D. y K₂₅).

Resultados

Comparación entre periodos de muestreo

En “El Sol” la temperatura fue el único parámetro que no presentó variación entre periodos de muestreo. Del resto de los parámetros evaluados, el pH, OD, K₂₅, P-PSR y Si-SiSR aumentaron en el periodo 2006-2007 respecto al 2000-2001, mientras que el %SPAR, N-NO₂, N-NO₃, N-NH₄, NID y Clor-*a* disminuyeron para el periodo 2006-2007. Por su parte el cociente NID:P-PSR se invirtió denotando que el nutriente limitante pasó de ser el fosforo en 2000-2001 a ser el nitrógeno en 2006-2007 (Tabla 1).

Tabla 1. Valor promedio (± desviación estándar) de los parámetros fisicoquímicos y biomasa fitoplanctónica en el lago “El Sol”. (Est = Significancia de la prueba estadística, N.S. = No significativo. S = Significativo, Dif = diferencia registrada en el valor promedio entre periodos de muestreo).

Variable	2000-2001	2006-2007	Est.	Dif.
	X ± d.e.	X ± d.e.		
Temperatura (°C)	9.2±1.5	8.1±1.9	N.S.	
OD (mg L ⁻¹)	6.6±0.6	7.3±0.7	S	0.7±0.1
pH	5.5±0.3	6.7±1.2	S	1.2±0.9
K ₂₅ (µS cm ⁻¹)	16±0.7	58.1±6.2	S	42.1±5.5
%SPAR en el fondo	10±5	1±1	S	9±4
N-NO ₂ (µg L ⁻¹)	2.7±3.2	0.85±0.21	S	1.85±2.99
N-NO ₃ (µg L ⁻¹)	66.0±44.3	7.27±8	S	58.73±36.3
N-NH ₄ (µg L ⁻¹)	38.06±21.4	21.94±23.1	S	14.12±1.7
NID (µg L ⁻¹)	106.7±57.7	30.06±26.9	S	76.64±30.8
P-PSR (µg L ⁻¹)	5.8±3.6	14.3±9.6	S	8.5±6
Si-SiSR (µg L ⁻¹)	68.9±56.6	2,138.2±409	S	2,069.3±352.4
NID:P-PSR	37±44	3±1	S	34.6±42.6
Clor- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	1.67±1.55	1.6±0.53	S	0.02±1.02

En “La Luna” tampoco se registró variación en el comportamiento de la temperatura entre periodos de muestreo. Adicionalmente, el N-NH₄, P-PSR y el cociente NID:P-PSR se mantuvieron sin cambios. Dentro de los parámetros que registraron valores más altos en el periodo 2006-2007 se tienen el pH, OD, N-NO₂ y Si-SiSR. Por otro lado la K₂₅, %SPAR, N-NO₃, NID y Clor-*a* disminuyeron para ese segundo periodo de muestreo (Tabla 2).

Comparación entre lagos

La comparación del comportamiento de las variables evaluadas entre ambos lagos en el periodo



2000-2001 arrojó que los parámetros que no presentan diferencias son la temperatura, el OD y el N-NH₄.

Por su parte, el pH, K₂₅, N-NO₂, P-PSR, Si-SiSR y Clor-*a* fueron mayores en “El Sol”; el %SPAR, N-NO₃, NID y NID:PSR fueron mayores en “La Luna”. El cociente NID:P-PSR indica que el nutriente limitante en ambos lagos en el periodo 2000-2001 fue el fosforo (Tabla 3).

Tabla 2. Valor promedio (\pm desviación estándar) de los parámetros fisicoquímicos y biomasa fitoplanctónica en el lago “La Luna”. (Est = Significancia de la prueba estadística, N.S. = No significativo. S = Significativo, Dif = diferencia registrada en el valor promedio entre periodos de muestreo).

Variable	2000-2001	2006-2007	Est.	Dif.
	X \pm d.e.	X \pm d.e		
Temperatura (°C)	8.5 \pm 1.7	8.65 \pm 1.6	N.S.	
OD (mg L ⁻¹)	6.8 \pm 0.8	7.0 \pm 0.6	S	0.2 \pm 0.2
pH	4.7 \pm 0.3	5.4 \pm 0.7	S	0.7 \pm 0.4
K ₂₅ (μ S cm ⁻¹)	13.7 \pm 0.8	6.1 \pm 2.5	S	7.6 \pm 1
%SPAR en el fondo	44 \pm 12	26 \pm 13	S	18.9 \pm 1
N-NO ₂ (μ g L ⁻¹)	0.5 \pm 0.2	1.8 \pm 0.7	S	1.3 \pm 0.5
N-NO ₃ (μ g L ⁻¹)	316.7 \pm 28	146.38 \pm 34.67	S	170.32 \pm 6.67
N-NH ₄ (μ g L ⁻¹)	39.02 \pm 20.66	44.48 \pm 23.32	N.S.	
NID (μ g L ⁻¹)	356.4 \pm 23.6	192.66 \pm 48.53	S	163.74 \pm 24.93
P-PSR (μ g L ⁻¹)	3.97 \pm 4.5	2.52 \pm 1.18	N.S.	
Si-SiSR (μ g L ⁻¹)	17.3 \pm 28.4	79.96 \pm 70.8	S	62.66 \pm 42.1
NID:P-PSR	244 \pm 256	89.85 \pm 40.76	N.S.	
Clor- <i>a</i> (μ g L ⁻¹)	0.6 \pm 0.35	0.37 \pm 0.17	S	0.23 \pm 0.18

Por otro lado, la comparación de los parámetros entre los lagos en el periodo 2006-2007 muestra que el único parámetro que no varió fue la temperatura. Aquellos que presentaron valores mayores en “El Sol” fueron el pH, OD, K₂₅, P-PSR, Si-SiSR y Clor-*a*. Por su parte los que se presentaron más elevados en “La Luna” fueron el %SPAR, N-NO₂, N-NO₃, N-NH₄ y el NID. El cociente NID:P-PSR indica que el nutriente limitante en “La Luna” en este periodo fue el fósforo, mientras que en “El Sol” fue el nitrógeno (Tabla 4).

Estacionalidad en 2000-2001

El análisis de cúmulos con los parámetros ambientales en ambos lagos formó tres grupos de meses. El agrupamiento en cada lago es diferente, pero presentan características comunes. Es decir, incluyen meses que comparten características similares. Por ejemplo, El primer grupo en “El Sol” abarca de abril a octubre de 00, mientras que en “La Luna” abarca de mayo a octubre 00. En ambos casos concuerda con los meses de mayor precipitación en la zona (> 24.7 mm y > 78.7 mm mensuales respectivamente). Otro grupo incluye en “El Sol” diciembre y enero de 01, y en la luna diciembre 00, enero 01 y marzo 01, lo que concuerda con los meses que presentan valores más bajos en la temperatura atmosférica (< 4.6°C y < 3°C respectivamente).

El tercer grupo abarca meses con baja precipitación, sin ser los más bajos y temperaturas intermedias.

En “El Sol” está formado por noviembre 00, febrero, marzo 01 y marzo 00 mientras que en “La Luna” esté integrado por marzo, abril y noviembre 00 y marzo 01(Fig. 2).

Tabla 3. Valor promedio (\pm desviación estándar) de los parámetros fisicoquímicos y biomasa fitoplanctónica en el periodo de muestreo 2000-2001. (Est = Significancia de la prueba estadística, N.S. = No significativo. S = Significativo, Dif = diferencia registrada en el valor promedio entre periodos de muestreo).

Variable	"El Sol"	"La Luna"	est	dif
	X \pm d.e.	X \pm d.e.		
Temperatura ($^{\circ}$ C)	8.5 \pm 1.7	8.65 \pm 1.6	N.S.	
OD (mg L ⁻¹)	6.8 \pm 0.8	7.0 \pm 0.6	S	0.2 \pm 0.2
pH	4.7 \pm 0.3	5.4 \pm 0.7	S	0.7 \pm 0.4
K ₂₅ (μ S cm ⁻¹)	13.7 \pm 0.8	6.1 \pm 2.5	S	7.6 \pm 1
%SPAR en el fondo	44 \pm 12	26 \pm 13	S	18.9 \pm 1
N-NO ₂ (μ g L ⁻¹)	2.7 \pm 3.2	0.5 \pm 0.2	S	2.2 \pm 3
N-NO ₃ (μ g L ⁻¹)	66.0 \pm 44.3	316.7 \pm 28	S	250.7 \pm 16.3
N-NH ₄ (μ g L ⁻¹)	38.06 \pm 21.4	39.02 \pm 20.66	N.S.	
NID (μ g L ⁻¹)	106.7 \pm 57.7	356.4 \pm 23.6	S	332.8 \pm 34.1
P-PSR (μ g L ⁻¹)	5.8 \pm 3.6	3.97 \pm 4.5	N.S.	
Si-SiSR (μ g L ⁻¹)	68.9 \pm 56.6	17.3 \pm 28.4	S	51.6 \pm 28.2
NID:P-PSR	37 \pm 44	244 \pm 256	N.S.	207 \pm 212
Clor- <i>a</i> (μ g L ⁻¹)	1.67 \pm 1.55	0.6 \pm 0.35	S	1.07 \pm 1.2

Tabla 4. Valor promedio (\pm desviación estándar) de los parámetros fisicoquímicos y biomasa fitoplanctónica en el periodo de muestreo 2006-2007. (Est = Significancia de la prueba estadística, N.S. = No significativo. S = Significativo, Dif = diferencia registrada en el valor promedio entre periodos de muestreo).

Variable	"El Sol"	"La Luna"	est	dif
	X \pm d.e.	X \pm d.e.		
Temperatura ($^{\circ}$ C)	8.1 \pm 1.9	8.65 \pm 1.6	N.S.	
OD (mg L ⁻¹)	7.3 \pm 0.7	7.0 \pm 0.6	S	0.3 \pm 0.1
pH	6.7 \pm 1.2	5.4 \pm 0.7	S	1.3 \pm 0.5
K ₂₅ (μ S cm ⁻¹)	58.1 \pm 6.2	6.1 \pm 2.5	S	52 \pm 3.7
%SPAR en el fondo	1 \pm 1	26 \pm 13	S	25 \pm 12
N-NO ₂ (μ g L ⁻¹)	0.85 \pm 0.21	1.8 \pm 0.7	S	0.95 \pm 0.49
N-NO ₃ (μ g L ⁻¹)	7.27 \pm 8	146.38 \pm 34.67	S	139.1 \pm 26.67
N-NH ₄ (μ g L ⁻¹)	21.94 \pm 23.1	44.48 \pm 23.32	S	22.54 \pm 0.22
NID (μ g L ⁻¹)	30.06 \pm 26.9	192.66 \pm 48.53	S	162.6 \pm 21.63
P-PSR (μ g L ⁻¹)	14.3 \pm 9.6	2.52 \pm 1.18	S	11.78 \pm 8.42
Si-SiSR (μ g L ⁻¹)	2,138.21 \pm 409	79.96 \pm 70.8	S	2058.25 \pm 338.2
NID:P-PSR	3 \pm 1	89.85 \pm 40.76	S	86.85 \pm 39.76
Clor- <i>a</i> (μ g L ⁻¹)	1.6 \pm 0.53	0.37 \pm 0.17	S	1.23 \pm 0.38



Estacionalidad en 2006-2007

El análisis de cúmulos en los parámetros ambientales dio como resultado tres grupos en “El Sol”. El primero abarca de marzo a octubre de 2007 y corresponde a un periodo donde se registraron valores variables en la precipitación con predominancia de valores altos (de 25.1 mm a 208.5 mm mensuales). Además coinciden con los registros de los valores más elevados de la temperatura ambiente ($> 4^{\circ}\text{C}$).

El segundo cúmulo está formado por enero y febrero de 2007 el cual corresponde a un periodo de menor precipitación (< 7.7 mm mensuales) y donde se registraron los valores más bajos en la temperatura ambiente ($< 3.6^{\circ}\text{C}$). El tercer cúmulo va de agosto a diciembre de 2006, este parece ser un periodo de transición puesto que corresponde con meses en los cuales la precipitación va decayendo paulatinamente (desde 254.5 mm a 1.5 mm; Fig. 3). En “La Luna” el análisis generó los mismos cúmulos apreciados en “El Sol”. Es decir están influidos por las mismas condiciones de precipitación y temperatura ambiental.

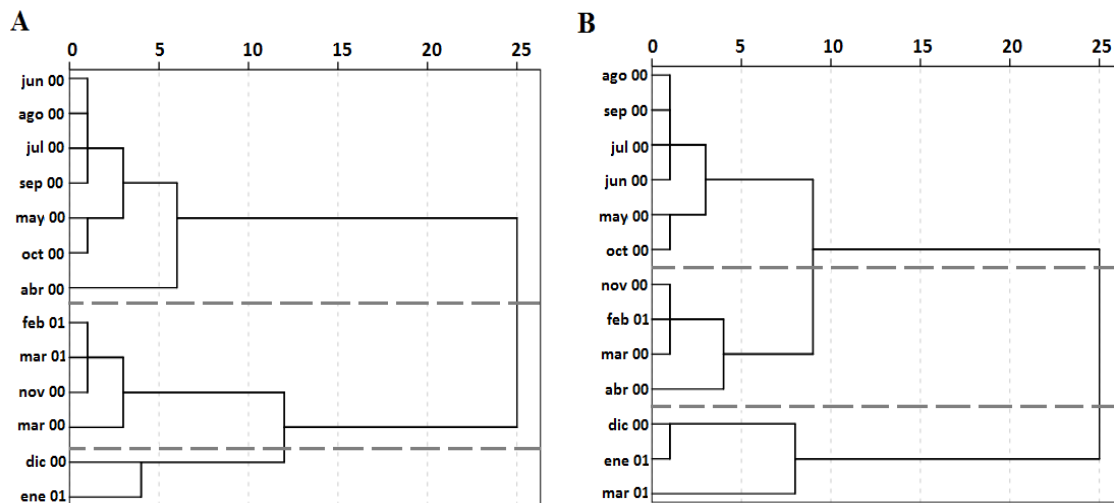


Figura 2. Análisis de cúmulos de los parámetros ambientales medidos en los lagos en el periodo de muestreo 2000-2001. A) “El Sol”. B) “La Luna”.

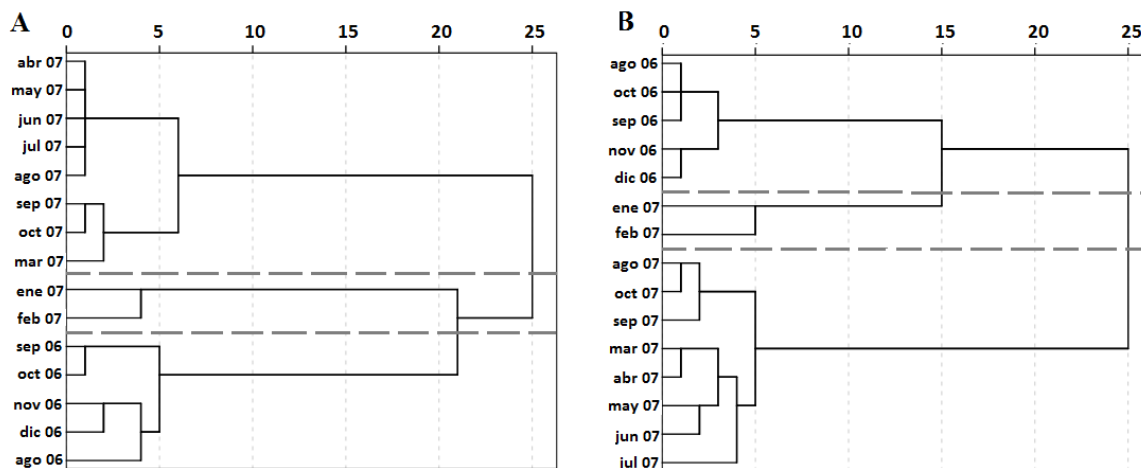


Figura 3. Análisis de cúmulos de los parámetros ambientales medidos en los lagos en el periodo de muestreo 2006-2007. A) “El Sol”, B) “La Luna”.

Este análisis nos permitió conocer cómo se agrupan los meses del año de acuerdo con la similitud en los parámetros ambientales ahí registrados. Con esto se pudo determinar que, a pesar de las diferencias en los valores de los mismos entre los lagos, a lo largo del año presentan un comportamiento que fuertemente sugiere que está influido por eventos estacionales.

Discusión

El parámetro que destaca por la variación que presentó entre periodos de muestreo es el pH. Este parámetro en ambos lagos aumentó sus valores. Es decir, ambos lagos se basificaron en el periodo de cinco años transcurridos entre ambos periodos de muestreo. Estas observaciones resultan intrigantes ya que el impacto esperado con base en los reportes de la literatura mundial, era una acidificación de los cuerpos de agua producto de la contaminación urbana e industrial, de la precipitación ácida y/o del incremento en la concentración de CO₂ atmosférico. Sin embargo se observó justamente el efecto contrario.

Dentro de los fenómenos asociados con o que explicarían un aumento en el pH se encuentran la asimilación de NO₃ (Brewer y Goldman, 1976) y la captación de CO₂ (Uusitalo *et al.*, 1996). Tanto la asimilación del NO₃ como la captación de CO₂ son procesos asociados con aumento en la actividad biológica (Hofslagare *et al.*, 1983). Si bien en este estudio no se realizaron mediciones de CO₂, si se realizaron mediciones de N-NO₃. En este sentido, en concordancia con el aumento en el pH, en ambos lagos se presentó una disminución en las concentraciones de N-NO₃; es decir, el aumento en el pH de los lagos coincide con una disminución del N-NO₃. Esta disminución en la concentración del NO₃ podría estar asociada con un incremento en la actividad biológica.

En este estudio se realizó la comparación de la concentración de Clor-*a* como medida indirecta de la biomasa fitoplanctónica. En ambos lagos ésta aumentó discreta pero significativamente entre los dos periodos de muestreo. Así pues, siguiendo esta línea de análisis, en ambos lagos hubo un aumento en la biomasa fitoplanctónica, lo cual pudo haberse reflejado en la disminución del NO₃ y por ende, en la basificación del sistema.

Con relación a la temperatura, que es la variable que se espera mostrara una variación indicativa de cambio climático, no se presentaron cambios entre periodos de muestreo, ni entre lagos. De hecho fue el parámetro más estable. Dado que la temperatura del agua es influida por la temperatura atmosférica, el no haber encontrado cambios sugiere que, al menos en el área de estudio no hay evidencia de cambio climático. La falta de evidencia clara de cambio climático en este estudio, es coincidente con Cuna *et al.* (2014) quienes no encontraron evidencias de cambios ambientales “modernos” (i.e., 1910 a la fecha) inducidos por el hombre en su análisis de un núcleo sedimentario procedente de La Luna.

Conclusiones

Al comparar el comportamiento de los parámetros ambientales y biomasa fitoplanctónica entre los dos periodos de muestreo, entre lagos y a lo largo de cada periodo de muestreo, se encontró que existen variaciones pero, al parecer, ninguna de esas variaciones responden a los cambios asociados con cambio climático, precipitación ácida o depósito de contaminantes atmosféricos. Por lo tanto, las variaciones encontradas, probablemente sean intrínsecas a los procesos limnológicos naturales de cada lago.



Agradecimientos

El presente trabajo fue parcialmente apoyado por el Programa de Investigación en Cambio Climático (PINCC), UNAM, “Los lagos del Nevado de Toluca, México: centinelas para la detección y análisis del cambio global”. La Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna (CEPANAF, Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México) otorgo los permisos requeridos para llevar a cabo la presente investigación científica en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Agradecemos también al Dr. Alfonso Lugo (FES Iztacala, UNAM) y M. en C. Francisco Cuéllar (Cinvestav-Zacatenco) por sus valiosos aportes en el procesamiento de la información y sus acertados comentarios en la interpretación de los resultados.

Bibliografía

- Alcocer J., L. A. Oseguera, E. Escobar, L. Peralta, A. Lugo. 2004. Phytoplankton biomass and water chemistry in two high mountain lakes in Central Mexico. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 36 (3): 342-346.
- Banderas T. A., R. González & G. De la Lanza. 1991. Limnological aspects of a high- mountain lake in Mexico. *Hydrobiology* 224: 1-10.
- Brewer P., J. C. Goldman. 1976. Alkalinity changes generated by phytoplankton growth. *Limnology and Oceanography* 21(1): 108-117.
- Cuna, E., W. Zawisza, M. Caballero, A.C. Ruiz-Fernández, S. Lozano-García, J. Alcocer. 2014. Environmental impacts of Little Ice Age cooling in central Mexico recorded in the sediments of a tropical alpine lake. *Journal of Paleolimnology* 51: 1-14.
- Hofslagare O., G. Samuelsson, S. Sjöberg and N. Ingri. 1983. A precise potentiometric method for determination of algal activity in an open CO₂ system. *Plant, Cell and Environment* 6: 195-201.
- Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO). 2014 http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_066.html
- Granados I., M. Toro. A. R. Rubio. 2006. *Laguna grande de Peñalara, 10 años de seguimiento limnológico*. Dirección General del Medio Natural. Madrid. 198pp.
- Lewis M. Jr. 1996. Tropical lakes: How latitude makes a difference. pp. 43-64. In: F. Shiemer & K.T. Boland (Eds.). *Perspectives in Tropical Limnology*. Academic Publishing, Amsterdam.
- Löffler H. 1964. The limnology of tropical high-mountain lakes. *Verhandlunge Internationale Vereinigungfür Theoretische und Angewandte Limnologie* 15: 176-193.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Roldan-Perez G.A., J.J. Ramírez Restrepo. 2008. *Fundamentos de Limnología neotropical*. 2ª edición. Bogotá. Colombia. pp. 249-251.
- Rzedowski J. 1981. *La vegetación de México*. Limusa. México. 730 pp.
- Sommaruga R. 2001. The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology* 62: 35-42.
- Uusitalo J. 1996. Algal carbon uptake and the difference between alkalinity and high pH (“alkalinization”), exemplified with a pH drift experiment. *Scientia Marina* 60(1): 129-134.
- Wetzel R. G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego. 1006 pp.





Dinámica fitoplanctónica del río La Antigua, Veracruz, México

Ramírez-García Pedro¹, Gaytán-Herrera Martha L.¹, Cuna-Pérez Estela² y
Martínez-Bonilla Francisco J.¹

¹ Laboratorio de Bacteriología-CyMA, División de Investigación y Posgrado, FES Iztacala-UNAM, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090 Tlalnepantla Estado de México, México. Autor de correspondencia: micro@unam.mx.

² Programa de Doctorado en Ciencias Biológicas, UNAM.

Resumen

Dada la necesidad actual de un manejo planificado de los recursos acuáticos a nivel mundial, el estudio sobre la ficoflora en los ríos en México ha ido en aumento, pero aún es insuficiente debido al gran número de ríos que existen en nuestro país. Con el propósito de contribuir al conocimiento de estos sistemas, realizamos una campaña de muestreo anual en el río La Antigua, localizado en el municipio de Cardel, Veracruz. Esta área ha sido poco estudiada, a pesar de poseer alta biodiversidad y de haber sido declarada Área Hidrológica Prioritaria por la CONABIO. En la presente contribución describimos un ciclo anual en el cual durante los meses de junio a septiembre (temporada de lluvias) observamos aumento en la turbiedad y en concentración de nutrientes (fósforo reactivo soluble y nitratos) y una disminución de la conductividad, de la clorofila a y del fitoplancton. A partir del mes de octubre hasta el mes de abril, la comunidad fitoplanctónica se recuperó debido a condiciones favorables como: aumento de nutrientes disponibles, baja turbiedad y disminución de la velocidad de corriente. Dicha comunidad estuvo dominada por diatomeas, considerando tanto la riqueza de especies como el biovolumen, pero encontramos varias especies euplanctónicas como *Carteria* spp., *Chlamydomonas* spp., *Eudorina* sp, *Pandorina morum*, *Coelastrum* spp., *Monoraphidium* spp., *Scenedesmus* spp., *Pediastrum* spp., *Oscillatoria princeps*, *Planktothyx agardhii*, *Peridinium* spp., *Euglena* spp., *Trachelomonas* sp. y *Cryptomonas* spp., entre otras. La presencia de especies de chlorococcales, volvocales y euglenofíceas indican la tendencia del río a la eutrofia.

Abstract

Given the current need for a planned management of water resources worldwide, the study on phycoflora in rivers in Mexico has been increasing, but still insufficient due to the large number of rivers that exist in our country. In order to contribute to the knowledge of these systems, we conducted a campaign of annual sampling in the river La Antigua, located in the city of Cardel, Veracruz. This area has been little studied, despite having high biodiversity and have been declared Hydrological Priority Area by CONABIO. In this contribution we describe an anual cicle in which during the months of June to September (rainy season) we observed increases in turbidity and nutrient concentration (soluble reactive phosphorus and nitrates) and a decrease in conductivity, chlorophyll-a and phytoplankton. From October to April, the phytoplankton community was recovered due to favorable conditions such as increased nutrient availability, low turbidity and decreased flow velocity. This community was dominated by diatoms, considering both species richness and biovolume, but we found also several euplanktonic-species like *Carteria* spp., *Chlamydomonas* spp., *Eudorina* sp, *Pandorina morum*, *Coelastrum* spp., *Monoraphidium* spp., *Scenedesmus* spp., *Pediastrum* spp., *Oscillatoria princeps*, *Planktothyx agardhii*, *Peridinium* spp., *Euglena* spp., *Trachelomonas* sp. and *Cryptomonas* spp., among others. The presence of species chlorococcales, volvocales and euglenophytes indicate the trend of river to eutrophication.

Palabras clave: Fitoplancton, ríos tropicales

Introducción

Los ríos son ambientes que se caracterizan por tener un flujo unidireccional, el cual corre a través de un canal, y por presentar una gran variedad de nichos a nivel espacial y temporal, lo cual brinda a las comunidades de organismos que habitan en ellos, un gran número de ambientes susceptibles de ser colonizados (Bojorge *et al.*, 2006). Las comunidades que los habitan cambian a través del gradiente longitudinal, y su presencia está influenciada principalmente por factores abióticos tales como la velocidad de corriente, el tipo de sustrato, la pendiente, temperatura e iluminación, así como la concentración de nutrientes, y por los factores intrínsecos como son: la competencia, la predación, el mutualismo y la simbiosis. Al respecto, se debe de considerar que las actividades biológicas de las comunidades que habitan en la cuenca alta de los ríos influyen en las comunidades presentes aguas abajo (Fisher, 1983).

En México, el estudio de la ficoflora en ríos era escaso, enfocándose hacia las algas bentónicas, dado que estas se adaptan mejor a la velocidad de corriente existente (ejem. Montejano *et al.*, 2000; Valadez, 2006; Ramírez *et al.*, 2001). No obstante, en ríos anchos como La Antigua, en donde la velocidad de corriente disminuye, se puede albergar una verdadera comunidad potamoplanctónica constituida por el fitoplancton y el zooplancton (Hynes, 1974).

Área de estudio

El río la Antigua nace en la vertiente este de la Sierra Madre Oriental, al norte del Pico de Orizaba, con el nombre de río Chichiquila y a su curso se unen numerosos ríos que bajan del Cofre de Perote (Fig. 1). Cuenta con un área de cuenca de 2,827 km², 0-3,000 m s.n.m.), con un escurrimiento medio superficial de 2,139 millones de m³/año que recorren una longitud de 139 km hasta desembocar en el Golfo de México.

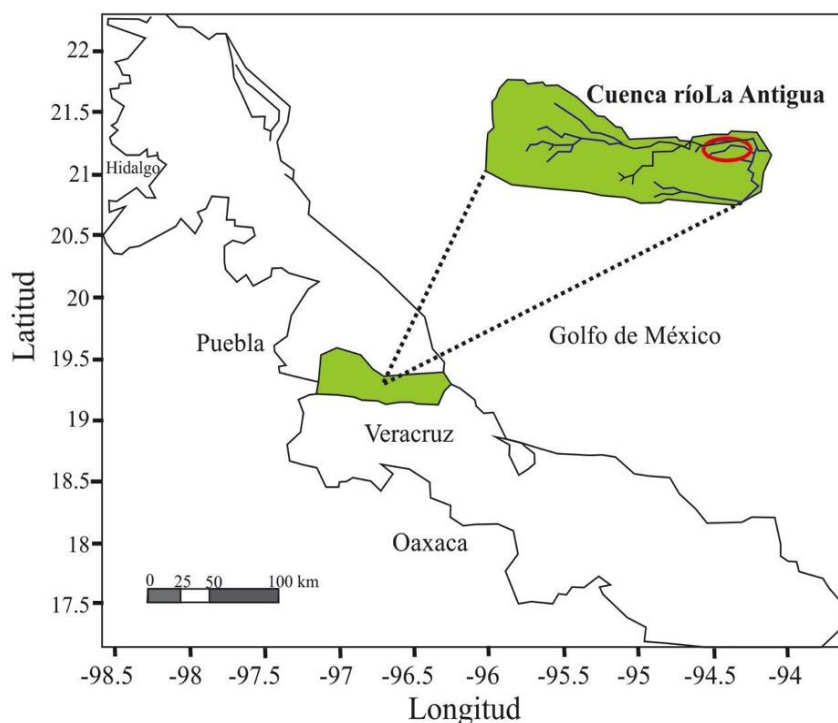


Figura 1. Ubicación geográfica de la cuenca del río La Antigua, Veracruz.



El río presenta contaminación agroquímica, doméstica y por residuos industriales, así como deforestación en la parte alta y baja de la cuenca (CONAGUA, 2011). Debido a su diversidad e importancia como región hidrológica, la cuenca del río la Antigua fue declarada como Área de Alta Biodiversidad y Área Hidrológica Prioritaria por la CONABIO (2000).

El clima de la zona principalmente es cálido subhúmedo con lluvias en verano, pero en la cuenca podemos encontrar los tipos de clima cálido húmedo, semi-cálido húmedo, templado húmedo y semi-frío húmedo con lluvias todo el año distribuidas en temporadas de nortes (fría y húmeda, de noviembre a marzo) y de lluvias (cálida con abundante precipitación de julio a septiembre) (Williams-Linera, 2007). La temperatura media anual es de 18-26°C y la precipitación total anual de 500-2 500 mm (CONABIO, 2000).

Material y métodos

Se realizó un muestreo mensual durante un periodo de un año (marzo de 2013 - febrero de 2014), en 5 estaciones. Se hicieron determinaciones *in situ* de la profundidad (sondaleza), la temperatura del agua, el oxígeno disuelto (sonda YSI 85) y el pH (potenciómetro Conductronic), en el centro y en ambos márgenes de cada estación. En estos puntos se tomaron volúmenes iguales de agua y se mezclaron para obtener una muestra compuesta por estación de muestreo. A partir de ella se determinaron el fósforo reactivo soluble, los nitratos (YSI fotómetro), la turbiedad, la clorofila-*a* (extracción con acetona, lectura con fluorómetro Turner), así como la identificación y conteo de fitoplancton.

Para el análisis del fitoplancton se colectaron 500 ml de la muestra compuesta y se fijaron con acetato de lugol. El conteo se realizó en un microscopio invertido de luz (D-Carl Zeiss) utilizando cámaras de sedimentación de 10 ml, siguiendo el método de Utermöhl (APHA, 1995). Se colectaron muestras en red para apoyar la identificación de organismos. Cuando fue posible la determinación se realizó hasta el nivel de especie. Para la identificación de los taxones se utilizaron las claves de Comas (1990), Huber-Pestalozzi (1962), Huber-Pestalozzi (1968), Komárek (2003, 2005), Komárek y Anagnostidis (1999, 2005), Komárek (2003), Komárek y Fott (1983), Krammer y Lange-Bertalot (1986-1991a y b), Round (1990), Tell y Conforti (1986) y Popovsky (1990).

Para la limpieza de diatomeas se empleó el método de digestión ácida (Battarbee, 1986). Una vez limpias las frústulas se montaron en resina NAFRAX para su observación en microscopio de luz con contraste de fases (ZEISS) y también se hicieron montajes en cilindros de aluminio para la identificación de los organismos pequeños con microscopía electrónica de barrido (JEOL-JSM6380LV). La abundancia del fitoplancton (número de células por ml) fue transformada a biovolumen siguiendo las fórmulas propuestas por Sun y Liu (2003).

Resultados

El promedio de la temperatura del agua fue de $26 \pm 3^\circ\text{C}$, los valores de temperatura más altos ($> 28^\circ\text{C}$) correspondieron al periodo de marzo a junio, se observó un descenso gradual hasta los 21°C en diciembre (Fig. 2). El valor promedio de la profundidad fue 1.7 ± 0.3 m, en los meses de junio a septiembre este valor presentó un incremento (Fig. 2).

El valor promedio para la concentración del oxígeno disuelto fue 8.9 ± 2.6 mg L⁻¹, registrando el valor más alto (15.1 mg L⁻¹) en abril y los valores más bajos (< 8 mg L⁻¹) durante mayo a agosto (Fig.

2). El valor promedio para el pH fue 7.8 ± 0.4 , el valor máximo se registró en octubre (8.9) y el valor mínimo en agosto (7.2) (Fig. 2). El valor promedio de la turbiedad fue 10.6 ± 7.2 UNT, con el valor máximo en septiembre (21.9 UNT) y el valor mínimo en abril (2.7 UNT), presentando valores iguales o inferiores a 5 UNT en los meses de enero a mayo (Fig. 2).

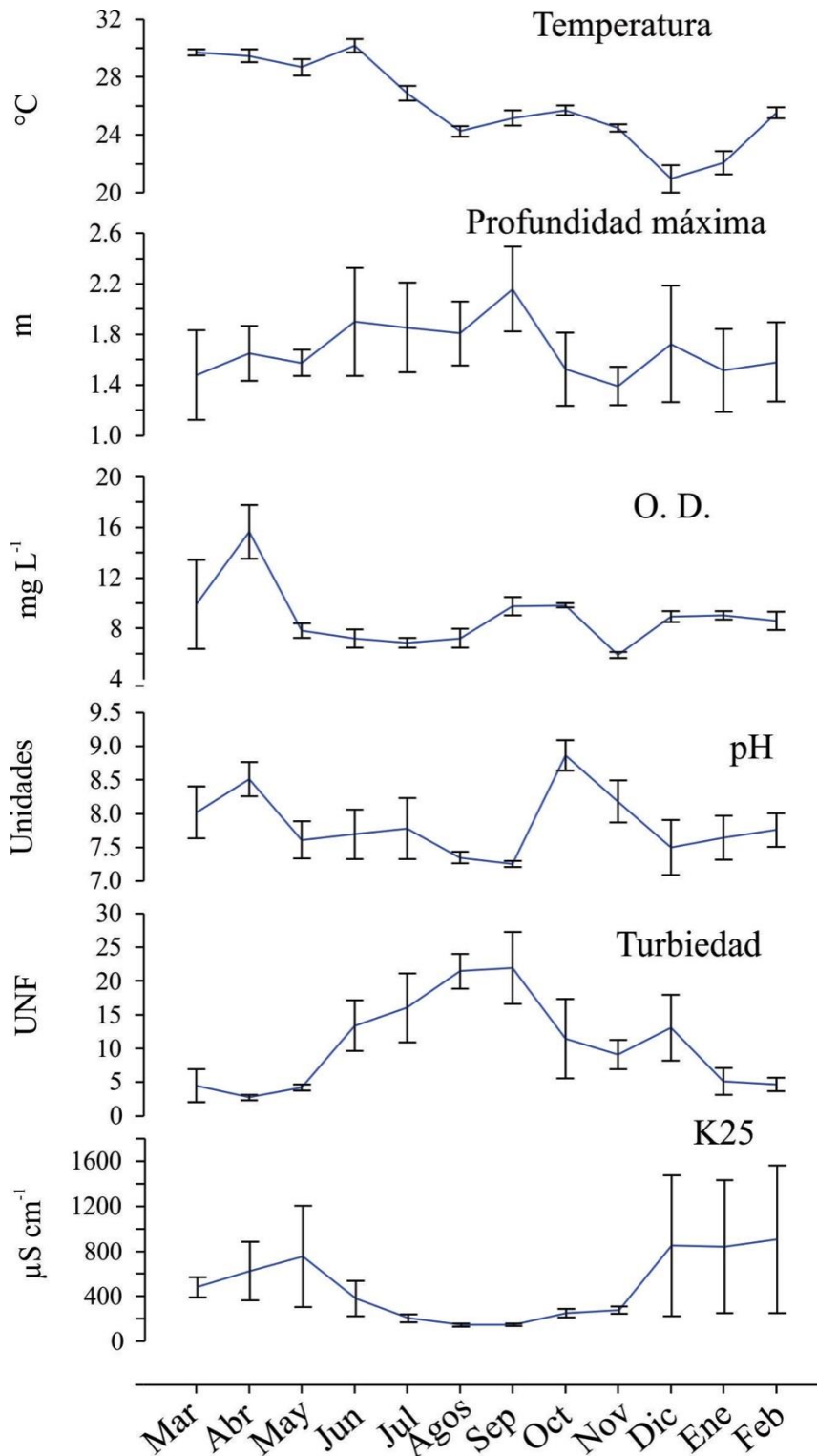


Figura 2. Parámetros físico-químicos determinados en el río La Antigua durante el periodo marzo-2013 a febrero 2014.

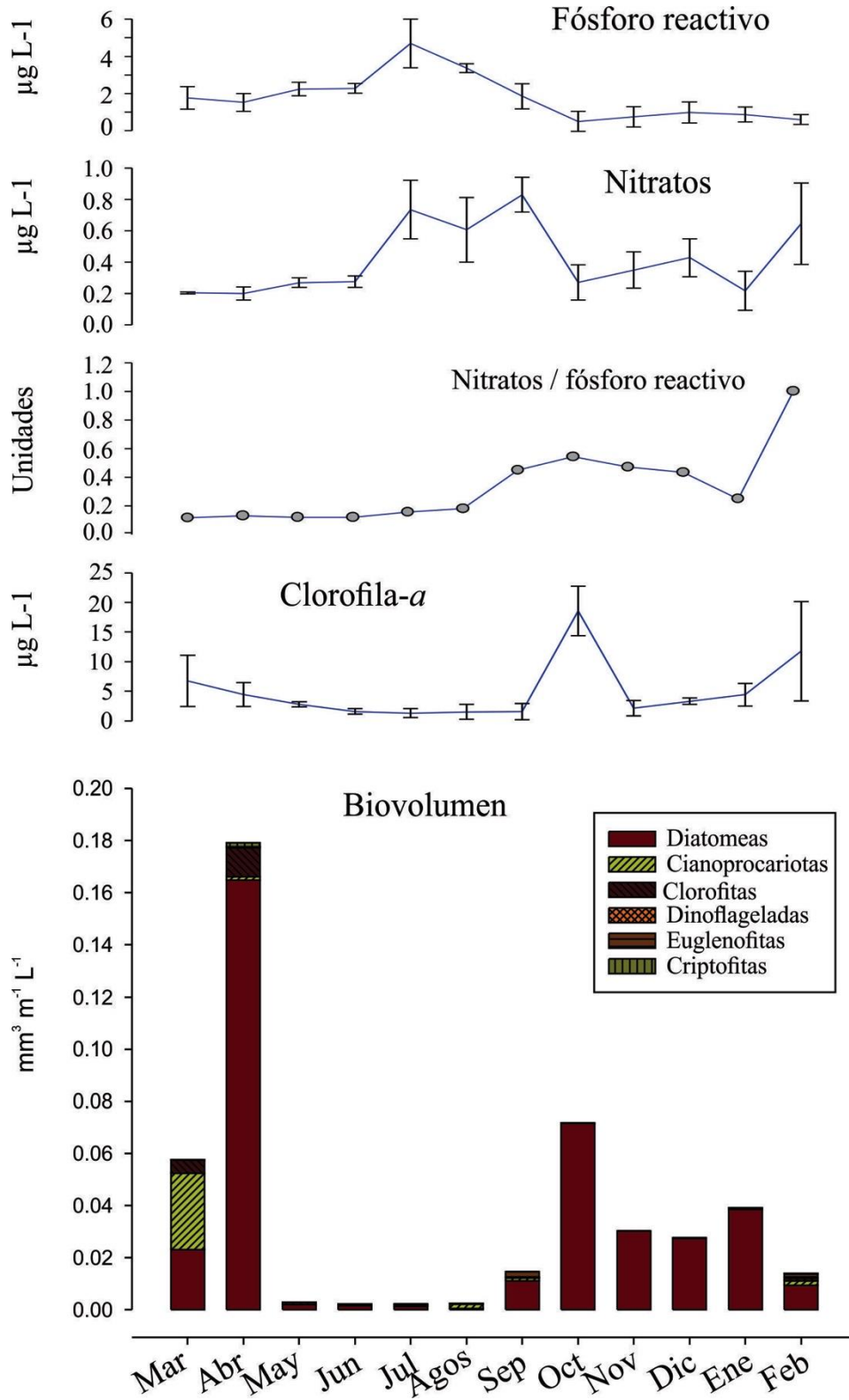


Figura 3. Valores de nutrientes, clorofila-a y biovolumen, por grupo algal, determinados en el río La Antigua durante el periodo marzo-2013 a febrero 2014.

La conductividad eléctrica, con $487.9 \pm 431.9 \mu\text{S cm}^{-1}$ de promedio (Fig. 2), presentó un fuerte gradiente, desde bajo contenido de sales, con valores promedio de 356, 416 y $607 \mu\text{S cm}^{-1}$ para las estaciones 1 a 3 en los meses de diciembre a mayo, hasta alcanzar los valores promedio de 863 y $1569 \mu\text{S cm}^{-1}$ en las estaciones cercanas a la desembocadura del río (4 y 5). Esta tendencia disminuyó en la época lluviosa, cuando se homogeneizó el contenido de sales con valores $\sim 224 \mu\text{S cm}^{-1}$.

El promedio del fósforo reactivo soluble fue de $2.6 \pm 2.6 \text{ mg L}^{-1} \text{ P-PO}_4^{-3}$, siendo $>1.0 \text{ mg L}^{-1} \text{ P-PO}_4$ durante el periodo de marzo a septiembre, con un descenso a partir de este mes (Fig. 3). La concentración de nitrato tuvo un promedio de $0.6 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$, con mayores concentraciones de julio a septiembre (Fig. 3). Los valores promedio de clorofila-a fueron de $5 \mu\text{g L}^{-1}$, con valores menores de $7 \mu\text{g L}^{-1}$ en todo el periodo de muestreo excepto en octubre, cuando se observó el mayor pulso, con $18.55 \mu\text{g L}^{-1}$ y en febrero, cuando obtuvimos lecturas de $11.78 \mu\text{g L}^{-1}$ (Fig. 3).

El valor promedio de biovolumen fitoplanctónico fue $7,408 \pm 10,054 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-1}$, los valores máximos se registraron durante los meses de marzo, abril y octubre ($11,545$; $35,845$; $14,360 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-1}$, respectivamente). De mayo a agosto se observó una reducción en los valores de biovolumen ($<1,000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-1}$). La microflora algal estuvo constituida *grosso modo* por 205 taxones, dominada por las bacillariophyceas tanto en número de especies (75 especies, Fig. 4) como en biovolumen (Fig. 3).

Las clorofíceas presentaron una alta riqueza de especies (68 especies, Fig. 4), pero poco biovolumen, evidente sólo en los meses de febrero a abril (Fig. 3). Las cianoprocaríotas ocuparon el tercer lugar en riqueza específica (23 especies) y su biovolumen fue notorio en el mes de marzo y en agosto, cuando se elevó el número de nostocales (Figs. 3 y 4). Las euglenofíceas, dinofíceas, cryptofíceas y crisofíceas tuvieron menor riqueza (14, 11, 7 y 7 especies respectivamente) y menor biovolumen (Figs. 3 y 4).

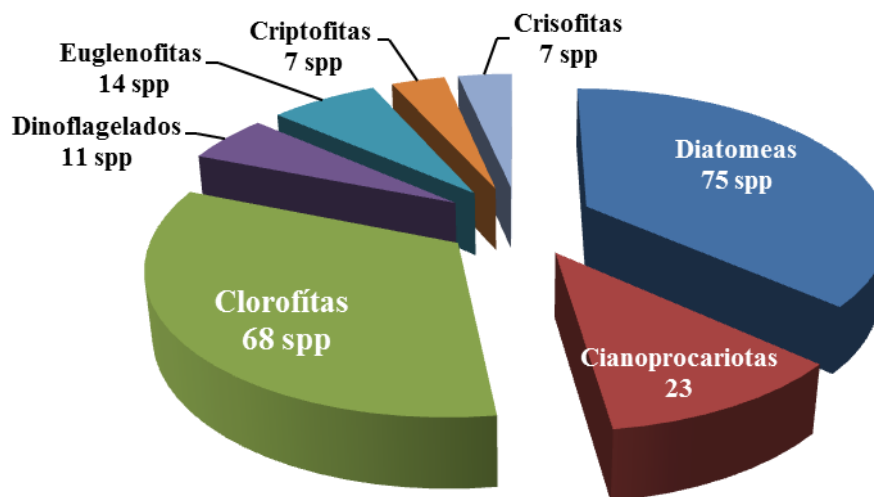


Figura 4. Número total de especies distribuido entre las principales divisiones algales en el río La Antigua durante el periodo marzo-2013 a febrero 2014.

Discusión

La temperatura del agua, con un valor mínimo de 21°C en el mes de diciembre (Fig. 2), confirma el clima tropical que impera en la región. La profundidad promedio es característica de un río medianamente profundo. Las aguas presentaron valores altos de oxígeno disuelto (Fig. 2), como corresponde a cuerpos



de agua con movimiento turbulento. El valor alto presentado en el mes de octubre se asocia al proceso de fotosíntesis, lo cual se sustenta con el valor de clorofila-*a* registrado para este mes (Figs. 2 y 3), lo que no sucede con el valor más alto de abril. Los valores de pH fueron cercanos a siete durante el periodo más lluvioso (agosto-septiembre) e incrementaron en octubre como resultado del incremento en la fotosíntesis evidenciada por el aumento en clorofila-*a* (Figs. 2 y 3). Los valores menores de turbiedad (≤ 5 UNF) fueron registrados en los meses de secas, marzo a mayo -secas cálidas- y de enero a febrero -secas frías-. Los valores incrementaron en la temporada de lluvias (julio-septiembre), correspondiendo los valores más altos con los meses de mayor precipitación (agosto y septiembre) (Fig. 2).

El gradiente de sales disueltas observado se corresponde con la temporada de secas (diciembre-mayo). Los altos valores en la desviación estándar observados en este periodo son resultado de la variación en la conductividad entre las estaciones de muestreo. De la estación 1 a la estación 4 el agua se clasifica como dulce ($<1000 \mu\text{S cm}^{-1}$, Wetzel, 2001), y la estación 5 presenta condiciones salobres ($>1,000 \mu\text{S cm}^{-1}$). La disminución de agua dulce en esta época permite una mayor entrada del agua marina hacia el canal del río, generando este patrón. Existe un estrés salino para los organismos adaptados al agua dulce y se esperaría poca diversidad debido a tal estrés, hecho que no ocurrió, como se describe más adelante. Las concentraciones de FRS fueron siempre mayores de $100 \mu\text{g L}^{-1}$, que es el valor umbral que marca condiciones eutróficas (OECD, 1982). Las concentraciones promedio de nitratos fueron bajas, de $505 \mu\text{g L}^{-1}$ y el cociente N:P fue bajo, indicando limitación de nitrógeno (Fig. 3).

Durante los meses de junio a noviembre la disminución de la conductividad y el aumento de la turbiedad y de la concentración de nutrientes (Figs. 2 y 3) reflejan los cambios que se producen en el ecosistema por la presencia de lluvias. Al aumentar el volumen de agua, aumenta la velocidad de corriente que no permite el desarrollo de comunidades planctónicas, lo que se percibe en la disminución drástica de la clorofila, el biovolumen y la riqueza algal (Figs. 3 y 4).

En el mes de octubre se observa una recuperación gradual de la comunidad, posiblemente por el decremento de la velocidad de corriente, recuperación que se sostiene hasta abril (Fig. 3). En este periodo se encontró una cantidad apreciable de fósforo soluble reactivo, que aunado a la baja turbiedad, permite el desarrollo de un verdadero plancton (potamoplancton), el cual estuvo dominado por diatomeas centrales, como *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclotella* sp., *Melosira* spp., *Thalassiosira* spp.; las volvocales: *Carteria* spp., *Chlamydomonas* spp., *Eudorina* sp., *Pandorina morum*; las chlorococcales: *Coelastrum* spp., *Monoraphidium* spp., *Scenedesmus* spp., *Pediastrum* spp.; las cianoprocarotas: *Oscillatoria princeps* y *Planktothyx agardhii*; los dinoflagelados: *Peridinium* spp.; las euglenofíceas: *Euglena* spp., *Trachelomonas* sp., *Phacus* aff. *Pussilus* y las *Cryptomonas* spp. como representantes de las cryptofíceas.

La dominancia de las diatomeas estuvo conformada también por las pennadas epifíticas: *Amphora holsatica*, *Amphora lybica*, *A. veneta*, *A. ovalis*, *Gyrosigma*, *Navicula capitoradiata*, *N. ryncocephala*, *Nitzschia palea* y *Tryblionella* spp. Asimismo, encontramos en este periodo especies características de lagos alpinos como *Surirella spiralis*, *S. gemma*, entre otros taxones.

La dominancia de diatomeas en sistemas lóticos ha sido bastante documentada y se debe a la presencia de un rafe, estructura que les permite adherirse a varios tipos de sustratos como rocas, gravas o inclusive vegetación. También es importante mencionar que observamos frústulas de *Fragilaria goulardii* deformes, deformidad que se expresa cuando hay factores de estrés. Como factores de estrés podemos mencionar la fuerte contaminación del río y los cambios de salinidad en este transecto.

Fueron importantes en los meses de febrero a abril varias especies de volvocales, *Eudorina* sp., *Pandorinamorum*, *Chlamydomonas* spp., *Carteria cordiformis* y *Carteria* spp. y varias chlorococcales como *Actinastrum hanschii*, *Desmodesmus quadricauda*, *Pediatrum boryanum*, *P. simplex*, *S. acuminatus*, *Coelastrum microporum*, *C. astroideum*, *Coelastrum indicum*. Las cianoprocaritas, cuyo biovolumen fue importante en el mes de abril, estuvieron representadas principalmente por las chroococcales: *Merismopedia convoluta*, *Aphanocapsa* spp., *Chroococcus* aff. *mipitensis* y también por *Oscillatoria princeps*.

Las chroococcales mencionadas son especies metafiticas, cuya presencia se ve favorecida cuando el caudal se reduce y las condiciones son parecidas a sistemas lénticos (Cantoral, 1993). También estuvieron presentes especies de euglenophytas, cryptomonas y dinoflagelados. La presencia de especies de agua dulce, salobre y de ambientes alpinos, probablemente provenientes del deshielo en la cuenca alta del río, cuyo inicio es en el Cofre de Perote, dan evidencia de la variedad de fuentes que aportan algas al sistema y que se suman a la gran diversidad encontrada en este río. Las especies de chlorococcales, volvocales y euglenofíceas indican la tendencia del río a la eutrofia, la cual no se manifiesta del todo por tratarse de sistemas donde no se almacenan los nutrientes, sino que se transportan en el flujo de la corriente hasta desembocar al mar.

Es necesario remarcar que el plancton no es indígena del río, sino que es acarreado de sistemas que vierten sus aguas en él. Los taxa reportados fueron los que aportaron mayor biovolumen, pero es elevado el número de especies raras, algunos de ellas pertenecientes a las desmidiáceas que probablemente provienen de lagos oligotróficos con pH cercano a siete. Debido al enorme número de especies observadas, se necesita más tiempo para su estudio detallado, este reporte ofrece sólo un panorama general del comportamiento de este río.

Agradecimientos

El presente trabajo se realizó con el apoyo del Proyecto DGAPA/PAPIIT IN213413. Agradecemos también la colaboración de Rafael Quintanar y César Flores por el apoyo en la Microscopia Electrónica de Barrido en la Unidad de Biotecnología y Prototipos, FES-Iztacala.

Bibliografía

- American Public Health Association. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. APHA, AWWA, WPCF. Washington (DC).
- Bojorge G.G. M. 2006. Indicadores biológicos de la calidad del agua en el Río Magdalena, México, D.F. Tesis de Maestría. UNAM, México.
- Carmona J.J., M. Bojorge-García, Y. Beltrán, R. Ramírez-Rodríguez. 2009. Phenology of *Sidorotia suecica* (Batrachospermaceae, Rhodophyta) in a high-altitude stream in central Mexico. *Phycological Research* 57: 118-126
- Cantoral-Uriza E.A., G. Montejano-Zurita. 1993. Las algas de El Salto, San Luis Potosí, México: un ejemplo de estudios florísticos en ambientes cambiantes. *Bol. Soc. Bot. México* 53: 3-20
- Comisión Nacional del Agua. 2011. Atlas del Agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. 2000. Programa de regiones hidrológicas prioritarias. México, D. F.
- Comas A. 1996. Las Chlorococcales dulceacuícolas de Cuba. *Bibliotheca Phycologica*. Band 99. J. Cramer. Berlin-Stuttgart.
- Battarbee R. W. 1986. Diatom analysis. In: E. B. Berglund (Ed.). *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley and Sons. Chichester. Pp 423-448.



- Fisher S.G. 1983. Succession in streams. In: Barnes, J.R. and G.W Minshall (Eds.). Stream ecology: Application and testing of general ecology theory. Plenum Press, New York and. Pp 7-27.
- Huber-Pestalozzi G. 1962. Das phytoplankton des süßwassers: Systematik und biologie. 2 Teil. Chrysophyceen, Farblose Flagellaten Heterokonten. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhanlung. Stuttgart.
- Huber-Pestalozzi G. 1968. Das phytoplankton des süßwassers: Systematik und biologie. 16 (3,2).Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhanlung. Stuttgart.
- Hynes H.B.N. 1974. The biology of polluted waters. University of Toronto Press, Toronto. 201 pp.
- Komárek J. 2003. Coccoid and colonial cyanobacteria. In: Wehr, J.D. y R.G. Sheat (Eds.) Freshwaters algae of North America. Ecology and classification. Academic Press. New York.Pp. 117-196
- Komarek J., K. Anagnostidis. 1999. Cyanoprokaryota 1 Teil: Chroococcales. H. Etts, G. Gartner, H. Heynig and D. Mollenhauer (Eds.) Jena, Gustav Fischer.
- Komarek J., K. Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota 2 Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. Susswasserflora von Mitteleuropa 19/2. B. Budel, L. Krienitz, G.Gartner and M. Schagerl (Eds.) Heidelberg, Elsevier/Spektrum.
- Komárek J., B. Fott. 1983. Das phytoplankton des süßwassers, Systematik und biologie. 7/1. 16. Chlorophyceae (Grüalgen). Ordnung: Chlorococcales. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Krammer K., H. Lange-Bertalot. 1986. Süßwasser flora von Mitteleuropa. Band 2/1: Bacillariophyceae. 2. Teil: Naviculaceae. Gustav Fisher.
- Krammer K., H. Lange-Bertalot. 1988. Süßwasser flora von Mitteleuropa. Band 2/2: Baccillariophyceae (Epithemiaceae, Surirellaceae). Gustav Fisher.
- Krammer K., H. Lange-Bertalot. 1991a. Süßwasser flora von Mitteleuropa. Band 2/2: Baccillariophyceae (Centrales, Fragilariaceae, Eunotiacea). Gustav Fisher.
- Krammer K., H. Lange-Bertalot. 1991b. Süßwasser flora von Mitteleuropa. Band 2/4: Baccillariophyceae (Achnanthes, Kristische Ergannzung zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema).Gustav Fisher.
- Montejano Z.G., J. Carmona-Jiménez, E. Cantoral-Uriza. 2000. Algal communities from calcareous springs and streams in La huasteca, central Mexico: a synthesis. In: Munawar, M., Lawrence, S.G., Munawar, I.F. y Malley, D.F. (Eds.). Aquatic Ecosystems of Mexico: Status & Scope. Backhuys Publishers, Leiden. Pp 135-149.
- OECD. 1982: Eutrophication of Waters. Momitoring Assesment and Control. Organization for Economic cooperation and Development, Paris.
- Popovsky J., L.A. Pfiester. 1990. Süßwassers von Mitteleuropa. Begr A. Pascher Bd 6, 1 Aufl. Dinophyceae (Dinoflagellida). Gustav Fisher Verlag, Jena/Stuttgart
- Ramírez Vázquez M., Beltrán Magos, Y., Bojorge García, M., Carmona Jiménez J., Cantoral Uriza E.A., Valadez Cruz, F. 2001. Flora algal del río Magdalena Distrito Federal, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 68: 45-67.
- Ramírez, R.R., J.J. Carmona, D.C. Martorell. 2007. Microhabitat and morphometric variation in two species of Prasiola (Prasiolales, Chlorophyta) from streams in central Mexico. Aquat. Ecol. 41:161-168
- Round E., Crawford, R. and Mann D. 1990. The Diatoms. Biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, USA.
- Sun J., D. Liu. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. Journal of Plankton Research 25(11): 1331-1346.
- Tell G., V. Conforti. 1986. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. Biblioteca. Band 75. J. Cramer. Berlin/Stuttgart. Corporation, New York/London.
- Valadez-Cruz, F., J. Carmona Jiménez, E.A. Cantoral Uriza. 1996. Algas de ambientes lóticos en el estado de Morelos, México. Anales Inst. Biól. Univ. Nac. Autón. México. Ser. Bot. 67(2): 227-282.
- Wetzel, R.G. Limnology: Lake and River Ecosystems, 3rd ed. Academic Press (2001).
- William-Linera G. 2007. El Bosque de niebla del centro de Veracruz: Ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. INECOL-CONABIO, Xalapa, Veracruz.





Dinámica metabólica del periliton de ríos de la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, México

Ramírez-Babativa Daniel¹, Vázquez Gabriela², Ramírez Alonso³ y Caballero Margarita⁴

¹ Maestría en Ciencias, Instituto de Ecología A.C. Carretera antigua a Coatepec 351, Congregación El Haya, Xalapa CP 91070, Veracruz, México, Autor de correspondencia: danielferley@gmail.com.

² Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología A.C. Carretera antigua a Coatepec 351, Congregación El Haya, Xalapa CP 91070, Veracruz, México.

³ Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Puerto Rico, Río Piedras, San Juan CP 00919, Puerto Rico. ⁴ Instituto de Geofísica, UNAM, Ciudad Universitaria, Coyoacán CP 04510, México D.F.

Resumen

A través de un experimento se pretendió analizar el cambio en la biomasa (mg clorofila *a* m⁻²) y la Productividad Primaria Neta (PPN) de la comunidad perilitica de la cuenca alta del río La Antigua, respecto a los lixiviados de hojarasca de la vegetación arbórea ribereña durante la temporada seca. Se seleccionaron cuatro ríos de bajo orden, con una cobertura mayor al 60% de bosque mesófilo de montaña (dos conservados) y de pastizales (dos alterados) para realizar incubaciones del periliton en sustratos artificiales. Posteriormente se desarrollaron mesocosmos durante dos semanas con lixiviados de *Liquidambar styraciflua*, *Alnus acuminata* y *Platanus mexicana*. Se analizaron los cambios de nitrato (NO₃⁻), amonio (NH₄⁺) y ortofosfato (PO₄⁻³) durante cinco días, y a diferentes horas los cambios de oxígeno disuelto. El lixiviado de *L. styraciflua* presentó los valores máximos de concentración de nutrientes (2.25 mg L⁻¹ NO₃⁻, 12.30 mg L⁻¹ NH₄⁺, 11.37 mg L⁻¹ PO₄⁻³), seguido de *P. mexicana* (0.82 mg L⁻¹ NO₃⁻, 3.70 mg L⁻¹ NH₄⁺, 0.50 mg L⁻¹ PO₄⁻³) y *A. acuminata* (0.51 mg L⁻¹ NO₃⁻, 2.18 mg L⁻¹ NH₄⁺, 0.75 mg L⁻¹ PO₄⁻³). Se registró una biomasa perilitica promedio mayor en ríos alterados (3.16 mg clorofila *a* m⁻²) respecto a los conservados (0.27 mg clorofila *a* m⁻²). La PPN presentó una tendencia a aumentar en ríos conservados y a disminuir en ríos alterados. El análisis mediante un modelo lineal mixto determinó que no existen diferencias significativas entre la condición de los ríos en cada lixiviado, el tiempo y la variación de biomasa (F=0.73, p=0.54) o metabolismo (F=1.94, p=0.13).

Abstract

We develop an experiment to analyze the change in biomass (mg chlorophyll *a* m⁻²) and Net Primary Productivity (NPP) of epilithic community from upper La Antigua river basin, regarding leachate litter of riparian trees during a dry season. Four rivers of low order selected with greater coverage to 60% of tropical montane cloud forest (two conserved) and grassland (two disturbed) for incubations of epilithic community on artificial substrates. Subsequently, mesocosms developed during two weeks with leachates of *Liquidambar styraciflua*, *Alnus acuminata* and *Platanus mexicana*. Changes in nitrate (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺) and orthophosphate (PO₄⁻³) for five days, and dissolved oxygen analyzed at different times. The leaching of *L. styraciflua* showed the maximum concentration values of nutrients (2.25 mg L⁻¹ NO₃⁻, 12.30 mg L⁻¹ NH₄⁺, 11.37 mg L⁻¹ PO₄⁻³), followed by *P. mexicana* (0.82 mg L⁻¹ NO₃⁻, 3.70 mg L⁻¹ NH₄⁺, 0.50 mg L⁻¹ PO₄⁻³) and *A. acuminata* (0.51 mg L⁻¹ NO₃⁻, 2.18 mg L⁻¹ NH₄⁺, 0.75 mg L⁻¹ PO₄⁻³). Epilithic average biomass was greater in disturbed rivers (3.16 mg chlorophyll *a* m⁻²) with respect to conserved (0.27 mg chlorophyll *a* m⁻²). NPP showed a tendency to increase in preserved rivers and to decrease in disturbed rivers. Analysis using a linear mixed model determined that there were no significant differences between the condition of rivers in each leachate and variation of time, biomass (F =0.73, p=0.54) or metabolism (F =1.94, p=0.13).

Palabras clave: Productividad primaria neta, biomasa, periliton, metabolismo

Introducción

La mayoría de los estudios limnológicos sobre ríos en el trópico se han enfocado principalmente en descripciones de las comunidades biológicas que habitan estos ecosistemas, y sus respuestas frente a cambios en los factores ambientales (Roldán y Ramírez, 2008). Debido a que los ríos pueden atravesar diferentes tipos de ecosistemas terrestres, y establecer condiciones fisicoquímicas diferenciales a lo largo de su cauce (Wetzel, 2001), la descomposición de la hojarasca y el impacto sobre la zona ribereña de múltiples actividades antropogénicas, han sido considerados más frecuentemente en estudios sobre el metabolismo lótico para el neotrópico (Silva-Junior *et al.*, 2014). A partir de este enfoque, se ha incrementado el número de investigaciones relacionando metabolismo y la zona ribereña, sugiriendo usarlos como indicadores funcionales y medidas integradoras del ecosistema (Fellows *et al.*, 2006).

Las evaluaciones experimentales del impacto de la pérdida de la zona ribereña sobre las comunidades acuáticas de las regiones tropicales aún son pocas, principalmente en ríos de órdenes inferiores a tres (Gonçalves Jr. *et al.*, 2014). Los cambios en el uso de suelo y la disminución en la extensión y amplitud de la zona ribereña alteran la radiación fotosintéticamente activa, la temperatura del agua y la entrada de MO (Pozo *et al.*, 1997), afectando drásticamente el funcionamiento de comunidades como el perifiton (Hill *et al.*, 2001).

La alteración de la vegetación ribereña interrumpe la conexión río-ribera (Snyder *et al.*, 2003), y puede tener consecuencias adversas no sólo sobre la biodiversidad, sino también sobre procesos de los cuales dependen todas las comunidades acuáticas a lo largo de la cuenca: la Productividad Primaria (PP), la Respiración (R) y los ciclos de nutrientes (Sweeney *et al.*, 2004; Lepori *et al.*, 2005). La dinámica metabólica depende de la entrada de materia orgánica e inorgánica proveniente de los compartimentos laterales y verticales, y es muy sensible a los cambios en factores ambientales como la disminución en la cobertura de la vegetación ribereña, ocasionada generalmente por la deforestación en las microcuencas (Wallace *et al.*, 1999; Silva-Junior *et al.*, 2014), y los cambios en el régimen hidrológico, influenciados por la variación de las temporadas de lluvias y secas (Young y Huryn, 1997; Young *et al.*, 2008).

El metabolismo en ríos

La entrada al río de la materia orgánica (MO) para ser metabolizada puede ser por materia orgánica particulada (MOP) procedente de la zona ribereña, o por materia orgánica disuelta (MOD) originada aguas arriba. Cuando la MOP ingresa al río tiene tres opciones: 1) se almacena en la zona bentónica, 2) es metabolizada por bacterias y otros heterótrofos, o 3) es transportada aguas abajo (Wantzen *et al.*, 2008a). La MOP que ingresa al río es principalmente hojas, pero también pueden ser ramas, pedazos de madera, flores y frutos, así como insectos terrestres y acuáticos, que posteriormente se fragmentan y degradan a partículas (Webster *et al.*, 1999; Wantzen *et al.*, 2008b).

La composición y densidad del dosel arbóreo influye fuertemente sobre la calidad y la cantidad de entrada de MO, y los tiempos de aporte de hojarasca pueden variar marcadamente debido a la fenología vegetativa, la retención de MOP, la frecuencia e intensidad de las precipitaciones y la época estacional (Davies *et al.*, 2008). Generalmente los ríos de órdenes uno a tres conservados (sin deforestación) son considerados heterotróficos, debido a que la cantidad producida del carbono total por respiración (R) es mayor que la producida dentro del sistema por la productividad primaria bruta (PPB). Esto se debe



principalmente a la limitación de la intensidad lumínica por la vegetación ribereña, la cual disminuye la fotosíntesis de las comunidades autótrofas, haciendo que el resto de comunidades dependan de fuentes externas de carbono orgánico (CO) (Allan y Castillo, 2007; Boot, 2007).

Si se presentan pérdidas de la vegetación ribereña aumentará la tasa fotosintética bentónica, y se incrementará la PPB debido al incremento en el aporte de sedimentos y CO, como ocurre el cultivo de pastizales para ganadería (Bunn *et al.*, 1999). La diferencia entre PPB y R, conocida como productividad primaria neta (PPN), sirve como un índice de la entrada de CO al ecosistema, y puede ser una medida de cualquier transición metabólica que ocurra a lo largo de la cuenca (Vannote *et al.*, 1980; Allan y Castillo, 2007). Al depender de la entrada alóctona y tener una baja productividad autóctona de CO, estos ríos tienden a ser ineficientes en el procesado de MO, exportándola mayormente aguas abajo (Webster *et al.*, 1999; Wantzen *et al.*, 2008a).

La comunidad perilitica y los nutrientes

En los ríos de bajo orden los principales productores primarios son las algas bentónicas que forman biopelículas (Margalef, 1983; Stevenson, 1996). Esta es una estructura usualmente compuesta de polímeros, como polisacáridos y péptidos, resultado del metabolismo bacteriano y algal (Sabater y Romani, 1996; Proia *et al.*, 2012). En particular, se denomina “periliton” al perifiton que se desarrolla sobre el sustrato rocoso, y su composición y abundancia varían en respuesta a cambios estacionales y ambientales (Roldán y Ramírez, 2008).

El metabolismo del periliton depende de la estructura de la comunidad, y es sensible a cambios en el contenido de nutrientes del río, provenientes de los lixiviados de la MOPG (Tuchman *et al.*, 2006), que no solo determinan su composición, sino también su abundancia relativa de autótrofos/heterótrofos, y con ello su función ecológica (Boot, 2007). Según Larned (2010), entre los principales factores fisicoquímicos y de nutrientes que controlan el metabolismo del perifiton están: la intensidad lumínica, el pH, la temperatura, la velocidad del caudal, la MO, la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y las interacciones posibles entre dos o tres de estos factores. Las respuestas metabólicas son muy rápidas en el tiempo, y pueden ser fácilmente medibles debido a las características físico-químicas del agua, al tamaño celular algal (1-100 μm), y a las altas tasas de productividad que presentan, haciendo del periliton una comunidad muy sensible a las alteraciones del medio donde se encuentre.

Los nutrientes más importantes para la productividad primaria y los microorganismos heterótrofos son el nitrógeno y el fósforo (Allan y Castillo, 2007). Estos provienen de una amplia gama de sustancias orgánicas, producto de la descomposición o del procesamiento de materia orgánica como la hojarasca (Strauss y Lamberti, 2002). La lixiviación, que es la extracción de compuestos solubles por el agua, puede ocurrir cuando las hojas ingresan a los ríos. La lixiviación suelen alcanzar su máxima tasa entre 24 a 48 horas después de la inmersión de la hojarasca, aunque puede variar entre las especies (France *et al.*, 1997). Esta descomposición aporta detritos que sirven de alimento para los invertebrados y la disolución de compuestos orgánicos para la biomasa de microalgas, como las periliticas (Fazi y Rossi, 2000).

La cuenca alta del río La Antigua es una región hidrológica de gran importancia ecológica, pero debido a la pérdida de la vegetación ribereña por el uso del suelo (principalmente agricultura, ganadería y urbanización), la diversidad y el funcionamiento de las comunidades biológicas en los ecosistemas acuáticos ha cambiado, especialmente en los ríos de primer y segundo orden que la conforman

(Martínez *et al.*, 2009). La pérdida del bosque mesófilo de montaña (BMM) en la cuenca alta es una de las perturbaciones antrópicas más drásticas sobre los ríos que la conforman, debido a que ocasiona cambios físico-químicos sobre las variables ambientales que determinan la formación, estructura y metabolismo del periliton. Por ende, cualquier alteración de la vegetación ribereña ocasionado por cambios en el uso del suelo, causará directamente diferentes variaciones a nivel de estructura o función biológica dentro de esta comunidad, y las que dependen directamente de esta río abajo.

Las biopelículas de periliton pueden ser usadas para estudiar los efectos del cambio de uso del suelo sobre los ríos de bajo orden en regiones tropicales, ya que responden a condiciones específicas de las microcuencas (Vázquez *et al.*, 2011). Los análisis de variables de respuesta como la biomasa (MO), la PP y la R del periliton reflejan los efectos de los cambios en la vegetación ribereña, específicamente de los lixiviados de MO, sobre las funciones integradas de la comunidad perifítica (Hauer y Lamberti, 2007). El objetivo de este estudio fue analizar los cambios en biomasa, productividad primaria y respiración de la comunidad perilitica de ríos de la cuenca alta del río La Antigua, a partir de los lixiviados provenientes de la vegetación arbórea ribereña en época de secas. La hipótesis de estudio es que, debido a las diferencias en la concentración de los nutrientes lixiviados por la vegetación ribereña, el periliton entre los ríos perturbados y conservados es diferente en biomasa y productividad primaria.

Materiales y métodos

La cuenca hidrológica del río La Antigua se ubica en la zona montañosa del centro del estado de Veracruz, entre los 19°05' y 19°34' latitud norte, y los 96°06' y 97°16' longitud oeste (Martínez *et al.*, 2009). La cuenca abarca parte de los estados de Puebla y Veracruz, siendo en este último donde ubica su desembocadura hacia el Golfo de México (Fig. 1). Se sabe que el 86.6% del bosque mesófilo de montaña (BMM) de esta zona (23.032 ha) ha sido transformado a pastizales (12.387 ha) y cultivos (7.559 ha) (Williams-Linera, 2007). Con base en el uso de suelo de la cuenca alta, se seleccionaron dos ríos conservados (>60% BMM) y dos alterados (>60% pastizales) (Tabla 1). Se obtuvo el periliton (biopelícula) de cada río utilizando sustratos artificiales (placas de cerámica), durante dos semanas en la temporada de secas (marzo de 2014). Según Biggs y Kilroy (2000), a partir de siete días el proceso de colonización presenta información permanente. La hojarasca se obtuvo de tres árboles del BMM de los ríos seleccionados según el mayor índice de valor de importancia (I.V.I.) obtenido por Astudillo (2014): *Liquidambar styraciflua* (Hammamelidaceae), *Platanus mexicana* (Platanaceae), y *Alnus acuminata* (Betulaceae).

Los lixiviados se obtuvieron utilizando tres recipientes de vidrio con capacidad de 20 litros, adicionándoles agua deionizada y 2.5 g L⁻¹ de hojarasca. Después de 24 horas se traspasaron los lixiviados a frascos de vidrio de capacidad de dos litros, y se agregaron las placas con las biopelículas, adicionando un control (con agua deionizada). Se utilizaron bombas de aire y mangueras para mantener una agitación constante, evitando la precipitación de nutrientes. Se mantuvieron en fotoperíodo de 12/12 horas con luz fluorescente blanca fría, sin renovación del lixiviado durante dos semanas. Se midieron las concentraciones de NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄⁻³ (APHA, 1992) en cinco días diferentes.

Como variables de respuesta se midió la biomasa (clorofila *a*) y la producción primaria neta (PPN). Para calcular la PPN de la comunidad perilitica, se realizó la medición de oxígeno disuelto en cámaras metabólicas a diferentes horas del día con un equipo multiparamétrico (YSI556): seis horas en luz y seis horas en oscuridad (Rice *et al.*, 2012). Para las cámaras se utilizaron recipientes plásticos, transparentes, herméticos y esterilizados de 17 cm x 10 cm x 10 cm, que posibilitaron la entrada de la



sonda del equipo multiparamétrico, sin formar turbulencia o mover la placa de periliton. El cálculo de la biomasa se realizó mediante el raspado de las placas y el filtrado de la muestra con papel Whatman GF/C (tamaño de poro 1.2 μm), utilizando metanol al 90% para extraer los pigmentos clorofílicos.

Debido a que los grupos tienen diferentes pigmentos fotosintéticos, cuantificar la clorofila *a* se ha convertido en un procedimiento estándar como medida de la biomasa viva y fotosintética, debido a ser el pigmento más abundante en las algas perifíticas, incluso en las cianobacterias (Biggs, 2000). Se guardó en frío y oscuridad durante 24 horas para su posterior lectura en el espectrofotómetro (Marker *et al.*, 1980; Hansson, 1988; Rivera *et al.*, 2005).

A cada medición se le realizó la corrección por turbidez a una lectura de 750 nm. No se realizó corrección para feopigmentos, aunque se reconoce que otros métodos lo incluyen, su baja fiabilidad ha desaconsejado su uso (Gómez *et al.*, 2009). Finalmente, para detectar patrones temporales y las características de las variables de respuesta a cada nivel propuesto, se ajustaron los datos a un modelo lineal mixto mediante el programa R (R Core Team, 2013).

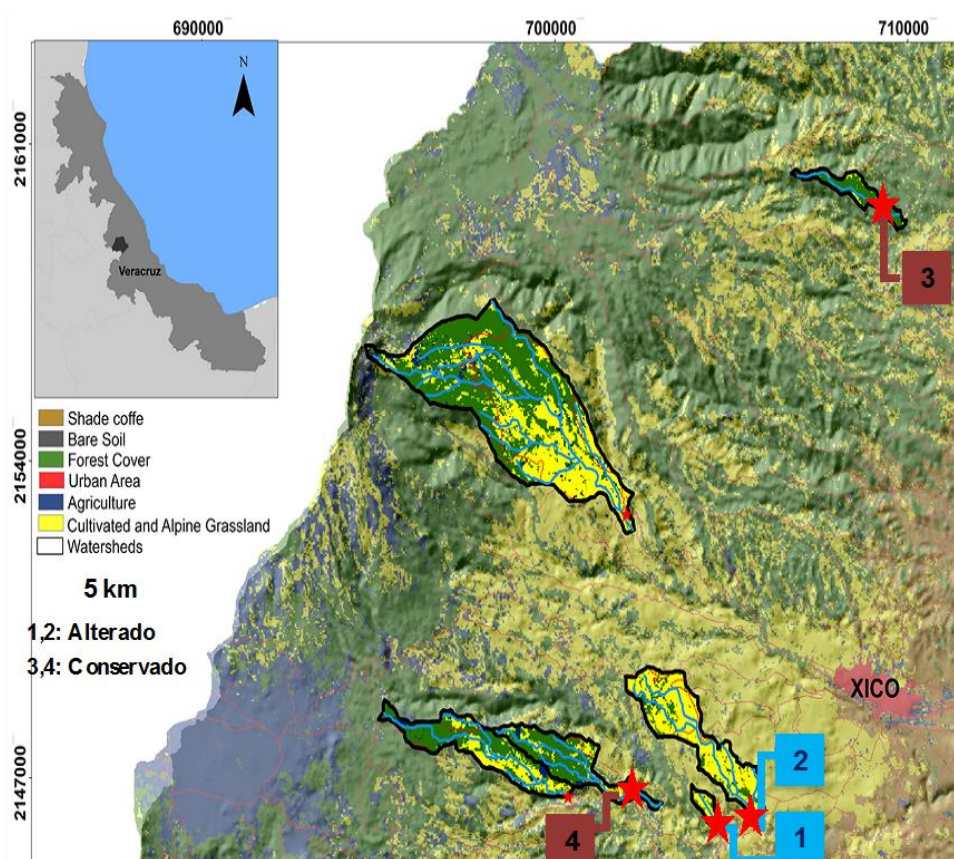


Figura. 1. Mapa de uso de suelo de las microcuencas de los ríos seleccionados de la cuenca alta del río La Antigua, ubicada en la zona montañosa del centro del estado de Veracruz. Se indican los puntos de instalación de las placas para obtener el periliton.

Resultados

Las condiciones ambientales a las cuales estuvieron expuestas las biopelículas se presentan en la Tabla 2. Se utilizaron placas de 0.0034 m^2 en tamaño debido a que facilita una adecuada manipulación en

laboratorio. La intensidad lumínica con luz blanca fría de 2013.8 lumens m⁻² presentó poca variabilidad para evitar aumentos drásticos en la temperatura del agua de los mesocosmos.

La temperatura de los mesocosmos se mantuvo entre los 20.84 a 21.40 °C, el oxígeno disuelto entre 6.20 a 6.34 mg L⁻¹, y el porcentaje de saturación del agua entre 70.12 a 71.48%. Los valores más altos de conductividad y pH se registraron en los mesocosmos con *P. mexicana* (126.8 μS cm⁻¹ y pH 7.35), seguido de *L. styraciflua* (86.5 μS cm⁻¹ y pH 7.29) y *A. acuminata* (31.8 μS cm⁻¹ y pH 7.04). De manera contraria, el lixiviado de *L. styraciflua* presentó los valores máximos de concentración de nutrientes (2.25 mg L⁻¹ NO₃⁻, 12.29 mg L⁻¹ NH₄⁺, 11.37 mg L⁻¹ PO₄⁻³), respecto a *P. mexicana* (0.82 mg L⁻¹ NO₃⁻, 3.7 mg L⁻¹ NH₄⁺, 0.49 mg L⁻¹ PO₄⁻³), mientras *A. acuminata* permaneció con los valores más bajos de las tres especies arbóreas (0.51 mg L⁻¹ NO₃⁻, 2.18 mg L⁻¹ NH₄⁺, 0.75 mg L⁻¹ PO₄⁻³), ubicándose sólo por encima del control (Tabla 3).

Tabla 1. Valores promedios (± desviación estándar) de las características de las microcuencas seleccionadas.

	Ríos conservados		Ríos alterados	
	Chibiscoyo	Monte Grande	Pastizal	Avestruces
Microcuenca				
Área (km ²)	0.41	0.69	0.17	1.07
Altitud (m s.n.m.)	1801	1692	1653	1579
Uso del suelo (%)				
Bosque	80.00	65.36	18.00	15.52
Pastizal	16.00	27.33	79.00	80.55
Cultivos	0.12	5.32	2.4	1.21
Área urbana	3.00	2.00	1.00	2.72
Características				
Orden	1	2	1	2
Longitud (m)	1723.86	2291.49	348.53	3348.53
Ancho (m)	1.49 (±0.76)	4.29 (±2.03)	2.04(±1.02)	7.10(±3.39)
Profundidad (m)	0.05 (±0.04)	0.11 (±0.10)	0.14(±0.06)	0.36(±0.16)

Tabla 2. Promedios y desviaciones estándar de las condiciones generales del sitio del experimento donde se ubicaron los mesocosmos.

Característica	Valor
Área de las placas (m ²)	0.0034 ±0.0006
Intensidad lumínica (lm m ⁻²)	2010.8 ± 385.3
Volumen de cámara metabólica(mL)	950.7 ± 31.4
Temperatura (°C)	22.9 ± 2.65
Humedad (%)	62.5 ± 4.35
Fotoperíodo (horas)	12 luz/12 oscuridad

Los valores obtenidos de PPN y biomasa presentaron alta variabilidad entre los tipos de ríos (Tabla 4). En la PPN se obtuvieron valores negativos para las dos condiciones de los ríos, y los mayores valores se presentaron en los ríos alterados, indicando en general una condición metabólica marcada por la heterotrofia. Luego de la exposición a los lixiviados se observó una tendencia a aumentar la PPN en ríos conservados, mientras en los ríos alterados tiende a disminuir.



Para la biomasa perilitica se registró un promedio mayor en los ríos alterados (>3.16 mg clorofila *a* m⁻²) respecto a los conservados (>0.27 mg clorofila *a* m⁻²). La mayor biomasa se presentó en el lixiviado de *P. mexicana* en los ríos alterados (6.26 mg clorofila *a* m⁻²), seguida de *L. styraciflua* (4.03 mg clorofila *a* m⁻²), *A. acuminata* (3.76 mg clorofila *a* m⁻²) y el control (3.16 mg clorofila *a* m⁻²). Los valores menores de biomasa se obtuvieron en los ríos conservados (<0.44 mg clorofila *a* m⁻²).

Tabla 3. Promedios obtenidos de los mesocosmos. T°: temperatura (°C), Cond: conductividad (µS cm⁻¹), pH: unidades de pH, O₂: oxígeno disuelto (mg L⁻¹), % sat: porcentaje de saturación de oxígeno.

Río	Lixiviado	T°	O ₂	%sat	Cond	pH	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁻³
Conservados	<i>Platanus</i>	21.40	6.30	71.12	124.9	7.31	0.82	3.70	0.46
	<i>Liquidambar</i>	21.19	6.29	71.48	86.5	7.26	2.25	12.30	11.37
	<i>Alnus</i>	20.84	6.34	71.00	31.8	7.04	0.51	2.18	0.68
	Control	21.39	6.24	70.92	9.1	7.24	0.08	0.14	0.02
Alterados	<i>Platanus</i>	21.26	6.28	70.77	126.8	7.35	0.78	3.55	0.50
	<i>Liquidambar</i>	21.11	6.24	70.59	86.3	7.29	2.17	11.04	11.18
	<i>Alnus</i>	21.40	6.20	70.12	31.2	7.23	0.51	2.16	0.75
	Control	21.38	6.26	71.02	11.6	7.14	0.10	0.42	0.08

Tabla 4. Promedios y errores estándar de las variables por condición de río y lixiviado (n=160).

Condición	Lixiviado	PPN (mg C m ⁻² d ⁻¹)	Biomasa (mg Cl <i>a</i> m ⁻²)
Conservado	<i>Platanus</i>	-98.8±51.7	0.44±0.09
	<i>Liquidambar</i>	-33.6±38.5	0.34±0.08
	<i>Alnus</i>	-71.3±37.1	0.32±0.09
	Control	-44.7±39.5	0.27±0.09
Alterado	<i>Platanus</i>	-17.0±42.8	6.26±1.48
	<i>Liquidambar</i>	-66.2±35.6	4.03±0.94
	<i>Alnus</i>	-55.5±40.6	3.76±0.94
	Control	-24.5±31.9	3.16±1.06

Tabla 5. Resultados del análisis de varianza al modelo. (*) indica diferencias significativas (p<0.05). (g.l.: grados de libertad, num = numerador, den = denominador)

Variables	g.l. num	g.l. den	Biomasa		PPB		R	
			F	p	F	p	F	p
condición (2)	1	5	13.35	0.014*	6.80	0.048*	2.13	0.20
lixiviado (4)	3	106	0.35	0.79	0.14	0.93	0.35	0.79
tiempo (5)	1	106	12.09	0.0007*	2.07	0.15	0.98	0.32
condición:lixiviado	3	106	0.31	0.81	1.47	0.23	0.61	0.61
lixiviado:tiempo	3	106	0.82	0.49	0.21	0.89	0.43	0.73
condición:tiempo	1	106	7.67	0.0066*	11.74	0.0009*	6.33	0.013*
lixiviado:condición:tiempo	3	106	0.73	0.54	2.59	0.057	1.65	0.18

El ANDEVA del modelo lineal mixto (Tabla 5) presentó diferencias significativas de la biomasa del periliton respecto a la variable condición de ríos (alterado y conservado) y el tiempo (los cinco días de seguimiento), así como en la interacción de estas. Para la PPB se obtuvieron igualmente estas

diferencias a excepción del tiempo. Únicamente se presentaron diferencias significativas en la interacción condición-tiempo. No se presentaron diferencias significativas para ninguna de las variables de respuesta respecto a la interacción entre tiempo, lixiviado y condición de río.

Discusión

Este estudio brinda algunas herramientas para analizar la respuesta a los nutrientes liberados por la hojarasca y el metabolismo de la comunidad perilitica en ríos tropicales con condiciones de conservación contrastantes, ya que el conocimiento científico relacionado con la pérdida de la vegetación ribereña aún es escaso. Las condiciones experimentales muestran que las placas estuvieron en un promedio cinco veces más bajo a la intensidad lumínica del sol, que con cielo despejado el promedio es de 11000 lm m^{-2} (Biggs y Kilroy, 2000), aunque este valor no incluye la pérdida por nubosidad o cobertura de la vegetación que se evitó en condiciones de laboratorio. A nivel de formación de las biopelículas, los resultados indican que durante la temporada de secas se desarrolla una mayor biomasa algal en los ríos alterados respecto de los alterados, debido a una mayor intensidad lumínica ocasionada por la falta de vegetación ribereña arbórea, como lo indica el ANDEVA ($p=0.014$).

Los resultados obtenidos de alta disponibilidad de nutrientes han sido explicados por Wantzen *et al.* (2008a), a través del rápido rompimiento osmótico de las paredes celulares y el ablandamiento de los elementos estructurales de la hojarasca (lámina, nervaduras, pecíolo), permitiendo la liberación de los nutrientes al medio acuático. De esta manera, la MO pueden modificar significativamente las tasas metabólicas mediante el cambio en la disponibilidad de luz que llega al periliton (Mosisch *et al.*, 2008; Davies *et al.*, 2008). Por ende, las altas concentraciones de nutrientes (nitratos, amonio y ortofosfatos) liberadas por *L. styraciflua* muestran la importancia de la zona ribereña en el aporte de MO en funciones ecológicas a nivel local (Williams-Linera, 2007), así como en procesos metabólicos acuáticos (Boot, 2006) de la cuenca alta del río La Antigua.

Comparando con Muñoz-Villers (2008), se establece que las altas concentraciones de PO_4^{-3} y NH_4^+ respecto al NO_3^- obtenidas en los lixiviados se deben a la falta de reacciones con compuestos orgánicos y aluminatos liberados por el suelo. Esto permitió mayor disponibilidad de nutrientes para la productividad primaria de las biopelículas, ocasionando una alta tasa y variabilidad de PPB y R del periliton proveniente de pastizales, donde son muy escasos los nutrientes ($<0.5 \text{ mg L}^{-1}$).

Además de lo anterior, el periliton de ríos alterados tiene una cantidad mayor de biomasa que le permite metabolizar más rápido los nutrientes cuando son abundantes en el agua, sugerido por el ANDEVA de PPB y R ($p=0.009$ y $p=0.013$). Asimismo, Proia *et al.* (2012) sugieren que la baja actividad metabólica de las biopelículas en condiciones de estrés, similares a las obtenidas en el control de este estudio, son producidas por bacterias y otros heterótrofos microscópicos, como una respuesta diferencial a las bajas concentraciones de nutrientes ($<0.01 \text{ mg L}^{-1}$).

Finalmente, el uso de los mesocosmos experimentales propuestos en este estudio puede proporcionar una base para la comprensión de los procesos metabólicos asociados a la presencia de MO. Además, tienen ventajas como una relativa facilidad y velocidad de medición, asociados a experimentaciones de bajo costo ex situ de varios ríos simultáneamente (Bunn y Davies, 2000; Gessner y Chauvet, 2002; Mulholland *et al.*, 2005; Young *et al.*, 2008).



Conclusión

El metabolismo perilítico de los ríos de bajo orden de la cuenca alta del río La Antigua es sensible a los cambios en el contenido de los nutrientes en el río, principalmente de las fuentes de nitrógeno (nitratos y amonio) y fósforo (ortofosfato). Estos nutrientes pueden provenir de lixiviados de la hojarasca de las especies ribereñas más abundantes, principalmente en la época de senescencia arbórea o en temporadas secas. Los ríos conservados presentan un metabolismo heterotrófico y una baja biomasa algal debido a la presencia de bosque mesófilo de montaña en la microcuenca, en comparación con los ríos alterados que presentan escasa vegetación ribereña, y con ello generan una tendencia hacia el metabolismo autotrófico. La dinámica del oxígeno es una herramienta moderadamente sensible para la medición de la fotosíntesis algal y la respiración de la comunidad perilítica.

Agradecimientos

Al CONACyT por la beca para realizar los estudios de posgrado y el proyecto “Biodiversidad y función de ecosistemas riparios en un paisaje fragmentado”(No. 101542).

Bibliografía

- Allan J., M. Castillo. 2007. Stream ecosystem metabolism. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Springer Science. Business Media BV, 287-316.
- American Public Health Association (APHA) y American Water Works Association (AWWA). 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. APHA/AWWA/WPCF. 1714 pp.
- Astudillo M. 2014. Relación del estado de conservación de la vegetación ribereña con la comunidad de insectos acuáticos y la calidad del agua en la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, México. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz, México.
- Biggs B., C. Kilroy. 2000. Stream periphyton monitoring manual. NIWA. 246 pp.
- Boot T. 2007. Primary productivity and community respiration. En: Hauer R., G. Lamberti, eds. *Methods in stream ecology*. 2nd ed, pp. 663-690.
- Bunn S., P. Davies, T. Mosisch. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41 (2):333-345.
- Davies P., S. Bunn, S. Hamilton. 2008. Primary Production in Tropical Streams and Rivers. En: Dudgeon D, ed. *Tropical stream ecology*. Elsevier Inc, pp. 24-42.
- Fazi S., L. Rossi. 2000. Effects of macro-detritivores density on leaf detritus processing rate: a macrocosm experiment. *Hydrobiologia* 435: 127-134.
- Fellows C., J. Clapcott, J. Udy, S. Bunn, B. Harch, M. Smith, P. Davies. 2006. Benthic metabolism as an indicator of stream ecosystem health. *Hydrobiologia* 572: 71-87.
- France R., H. Culbert, C. Freeborough, R. Peters. 1997. Leaching and early mass loss of boreal leaves and wood in oligotrophic water. *Hydrobiologia* 345: 209-214.
- Gessner M., E. Chauvet. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological applications* 12: 498-510.
- Gómez N., J. Rondon, A. Giorgi, H. Guasch, P. Mateo, S. Cortés. 2009. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En: ELOSEGIA, SABATER S. Eds. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. pp. 219-242.
- Gonçalves Jr. J., R. De Souza-Rezende, R. Gregorio, G. Valentin. 2014. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters* 44: 40-48.
- Hansson L. 1988. Chlorophyll a determination of periphyton on sediments: identification of problems and recommendation of method. *Freshwater Biology* 20: 347-352.
- Hauer F., G. Lamberti, eds. 2011. *Methods in stream ecology*. Academic Press. 896 pp.
- Hill W., P. Mulholland, E. Marzolf. 2001. Stream ecosystem responses to forest leaf emergence in spring. *Ecology* 82(8):2306-2319.
- Larned S. 2010. A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. *Journal of the North American Benthological Society* 29 (1):182-206.

- Lepori F., D. Palm, B. Malmqvist. 2005. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology* 42:228–238.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Omega. 1024 pp.
- Marker A., C. Crowther, R. Gunn. 1980. Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll a and phaeopigments by spectrophotometry. *Ergebnisse der Limnologie* 14:52-69.
- Martínez M., O. Pérez-Maqueo, G. Vázquez, G. Castillo-Campos, J. García-Franco, K. Mehlreter, M. Equihua, R. Landgrave. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management* 258: 1856–1863.
- Mulholland P., J. Houser, K. Maloney. 2005. Stream diurnal dissolved oxygen profiles as indicators of in-stream metabolism and disturbance effects: Fort Benning as a case study. *Ecological Indicators* 5: 243–252.
- Muñoz-Villers L. 2008. Efecto del cambio en el uso de suelo sobre la dinámica hidrológica y calidad de agua en el trópico húmedo del centro de Veracruz, México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana, México D.F.
- Pozo J., E. Gonzalez, J. Diez, J. Molinero, A. Elosegui. 1997. Inputs of particulate organic matter to stream with different riparian vegetation. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 602–611.
- Proia L., A. Romani, S. Sabater. 2012. Nutrients and light effects on stream biofilms: a combined assessment with CLSM, structural and functional parameters. *Hydrobiologia* 695(1): 281-291.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Rice E., R. Baird, A. Eaton, L. Clescerl, eds. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF) Denver. USA. 22th Ed. 1496 pp.
- Rivera C., A. Zapata, G. Pinilla, J. Donato, B. Chaparro, P. Jiménez. 2005. Comparación de la estimación de la clorofila-A mediante los métodos espectrofotométrico y fluorométrico. *Acta Biológica Colombiana* 10(2): 95-103.
- Roldán G., J. Ramírez. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. Universidad de Antioquia, Colombia. 442 pp.
- Sabater S., A. Romani. 1996. Metabolic changes associated with biofilm formation in an undisturbed Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 335: 107–113.
- Silva-Junior E., T. Moulton, I. Boëchat, B. Gücker. 2014. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators* 36: 195-204.
- Snyder C., J. Young, R. Villella, D. Lemarie. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18:647–664.
- Stevenson R. 1996. An introduction to algae ecology in freshwater benthic habitats. En Stevenson R, Bothwell M, Lowe R, eds. *Algal Ecology*. Academic Press, San Diego, CA. pp. 3-30.
- Strauss E., G. Lamberti. 2002. Effect of dissolved organic carbon quality on microbial decomposition and nitrification rates in stream sediments. *Freshwater Biology* 47: 65–74.
- Sweeney B., T. Bott, J. Jackson, L. Kaplan, J. Newbold, L. Standley, W. Hession, R. Horwitz. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 14132–7.
- Tuchman N., M. Schollett, S. Rier, P. Geddes. 2006. Differential heterotrophic utilization of organic compounds by diatoms and bacteria under light and dark conditions. *Hydrobiologia* 561:167-177.
- Vannote R., G. Minshall, K. Cummins, J. Sedell, C. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130–137.
- Vázquez G., J. Aké-Castillo, M. Favila. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia* 667:173–189.
- Wantzen K., C. Yule, J. Mathooko, C. Pringle. 2008 a. Organic matter processing in tropical streams. In: Dudgeon, D. (Ed.), *Tropical Stream Ecology*. Academic Press, London, pp. 44–64.
- Wantzen K., C. Yule, K. Tockner, W. Junk. 2008 b. Riparian wetlands of tropical streams. In: Dudgeon, D. (Ed.), *Tropical Ecology Stream*. Academic Press, London, pp. 199–217.
- Webster J., E. Benfield, T. Ehrman, M. Schaeffer, J. Tank, J. Hutchens, D. D'angelo. 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* 41(4): 687-705.
- Wetzel R. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press. 1006 pp.
- Young R., A. Huryn. 1999. Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecological Applications* 9(4): 1359–1376.
- Young R., C. Matthaei, C. Townsend. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 605–625.



Evaluación de las diferencias de los flujos de carbono particulado en la zona pelágica de un lago tropical profundo

Pascoe-Orrala Tania¹, Alcocer Javier² y Oseguera Luis A.²

¹Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM..A.P, 70-305. Colonia Universidad Nacional Autónoma de México. 04510. Delegación Coyoacán. México, D.F.

²Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. Proyecto de Investigación en Limnología Tropical. Av. de los Barrios No.1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México 54090 México. Autor de correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

Con el fin de tener un mejor entendimiento sobre el papel que tienen los lagos tropicales dentro del ciclo de carbono, y especialmente como sumideros de carbono, se realizó en Alchichica la cuantificación de los flujos de MTP, CTP y Clo-a para determinar las posibles diferencias, del centro a la orilla del lago. La variación de los flujos fue de 612 a 4,480 mg m⁻² d⁻¹ para el FMTP, de 140 a 772 mg m⁻² d⁻¹ para el FCTP y de 0.9 a 8.8 mg m⁻² d⁻¹ para el FClo-a. Respecto a la variación temporal, los mayores flujos coinciden con los dos florecimientos del lago. Espacialmente, en las estaciones cercanas a la orilla se contabilizaron las magnitudes más altas para los tres flujos analizados y además mayores a las registradas en trabajos anteriores sobre Alchichica. Los resultados confirmaron la existencia de una variación horizontal para los flujos de MTP, CTP y Clo-a probablemente transportados por las corrientes generadas por el viento. La diatomea *C. alchichicana* resultó ser la principal constituyente de la MTP.

Abstract

In order to have a better understanding of the role that tropical lakes have in the carbon cycle, particularly as carbon sinks, we quantify MTP, CTP and Clo-a to determine possible differences from the center to the shoreline of the Alchichica lake. The variation of fluxes were 612 to 4.480 mg m⁻² d⁻¹ for FMTP, 140 to 772 mg m⁻² d⁻¹ for FCTP and 0.9 to 8.8 mg m⁻² d⁻¹ for FClo-a. In regards to temporal variation, the largest fluxes match with the two blooms of the lake. Spatially, the largest magnitudes were counted at stations near to the shoreline for the three fluxes analyzed; they are also higher than the values from past studies at Alchichica. The results confirmed a horizontal variation for CTP, MTP and Clo-a fluxes probably carried by the currents generated by the wind. The diatom *C. alchichicana* was the main constituent of the MTP.

Palabras clave: carbono particulado, secuestro de carbono y lagos tropicales

Introducción

La cuantificación de los flujos de carbono en lagos tropicales es fundamental para entender su papel en el ciclo de carbono global y regional así como reconocer su relevancia en los ecosistemas, ya que la mayoría de estudios sobre flujos de carbono se enfocan en lagos de regiones templadas. La dinámica del carbono particulado se asocia normalmente a florecimientos fitoplanctónicos (Viner *et al.*, 2003) y se consideran una vía potencial de exportación de seston a la zona profunda (Oseguera y Alcocer, 2011).

En Alchichica se ha puesto especial atención a los florecimientos fitoplanctónicos por su importancia para entender las rutas que sigue la materia orgánica particulada (Oseguera y Alcocer, 2011). La biomasa fitoplanctónica de Alchichica es mayoritariamente de talla grande (> 2 μm; Adame *et al.*, 2008); lo anterior hace que, además de su mayor peso, exista una baja presión de depredación sobre éste (Velasco

et al., 2011), características que definen en gran medida las rutas de carbono en el lago, siendo una de las principales la exportación directa al fondo.

Debido a que los florecimientos fitoplanctónicos en Alchichica generan el principal aporte de materia orgánica, que no se refleja totalmente en el material de las trampas de sedimento ubicadas al centro y fondo del lago, se cree que el flujo de carbono particulado se incrementará del centro a la orilla del lago producto del transporte que llevan a cabo las corrientes generadas por el viento, particularmente de la especie *Nodularia spumigena* debido a sus mecanismos de flotabilidad (Oseguera *et al.*, 2011).

El objetivo de este estudio es determinar si existen diferencias en la dinámica temporal y espacial (del centro a la orilla) de los flujos de carbono total particulado (FCTP), de la materia total particulada (FMTP) y de la clorofila *a* (FClo-*a*), así como reconocer a los constituyentes principales de la MTP.

Materiales y métodos

Alchichica es un lago cráter que se encuentra en el estado de Puebla, México (19°24.7' N; 97°24.0' O; 2,350 m s.n.m.). Este lago es oligotrófico profundo (Z_{max} 62 m) con una superficie de 2.3 km², hiposalino (8.5 g L⁻¹), alcalino (pH = 8.7-9.2), su fuente principal de abastecimiento es el manto freático y presenta monomixis cálida, patrón que se expresa en dos florecimientos fitoplanctónicos: el primero de diatomea (*Cyclotella alchichicana*) durante la circulación invernal y el segundo en primavera, a inicios de la estratificación, dominado por la cianobacteria *N. spumigena*. En la zona predominan vientos de 7.5 m s⁻¹ generalmente todo el año (Oseguera *et al.*, 2010).

El trabajo de campo se realizó mensualmente durante un ciclo anual (2010). Se designaron cuatro estaciones, aproximadamente equidistantes, entre el centro del lago y la línea de costa (E1, 62 m; E2, 61 m; E3, 60 m y E4, 50 m de profundidad); para cada estación se instaló un sistema con dos trampas de acrílico marca KC-Denmarck de 74 mm de diámetro interno, 450 mm de longitud, 1.9 L de volumen y con una proporción de largo-diámetro mayor a seis, la cual garantiza que el material capturado no se resuspenda y que es la recomendada para aguas con corriente baja (Bloesch, 1994). El material obtenido se filtró a través de una malla de 100 µm para eliminar el zooplancton.

La evaluación del flujo de carbono total particulado (FCTP) se realizó por duplicado con un equipo de filtración marca Millipore® usando filtros Whatman tipo GF/F de 13 mm de diámetro y 0.7 µm de retención nominal pre calcinados (500 °C, 4 hrs). Posteriormente, se secaron en un horno Lab-Line Instruments a una temperatura de 60 °C por 48 horas y se procesaron con un analizador elemental (CarboErba®, modelo NC100). Para determinar el flujo de materia total particulada (FMTP) la filtración se realizó con equipos marca Millipore® de 47 mm pre calcinados y pesados a temperatura ambiente con una balanza analítica marca Mettler Toledo®. Seguido de esto, los filtros fueron secados (60°C, 48 hrs.) y pesados nuevamente a temperatura ambiente. Adicionalmente, se estimó la concentración de clorofila *a* (Clo-*a*) con el método 445.0 de la EPA (Arar y Collins, 1997); éste se realizó filtrando por duplicado 5 mL de cada muestra a través de filtros de fibra de vidrio GF/F Whatman®, 13 mm de diámetro y 0.7 µm de retención nominal y se almacenaron en un frasco con sílica-gel bajo congelación y en oscuridad.

La extracción del pigmento se realizó con acetona al 90% durante 18 horas, en frío y oscuridad. La concentración de clorofila *a* se midió con un fluorómetro digital marca Turner Designs modelo 10-AU. Las fórmulas utilizadas para determinar los FCTP y FMTP se realizaron de acuerdo a Karl *et*



al. (1991) y para la Clo-a Arar y Collins (1997). Por último, se utilizó el método de Utermöhl (1958) para la identificación de los componentes de la MTP y se contabilizó el porcentaje relativo de los constituyentes del material sedimentado con ayuda de un microscopio invertido marca LEICA® en el que se instaló un equipo fotográfico digital (marca SONY). El software empleado para el análisis estadístico fue IBM-SPSS Statistics Versión 20.

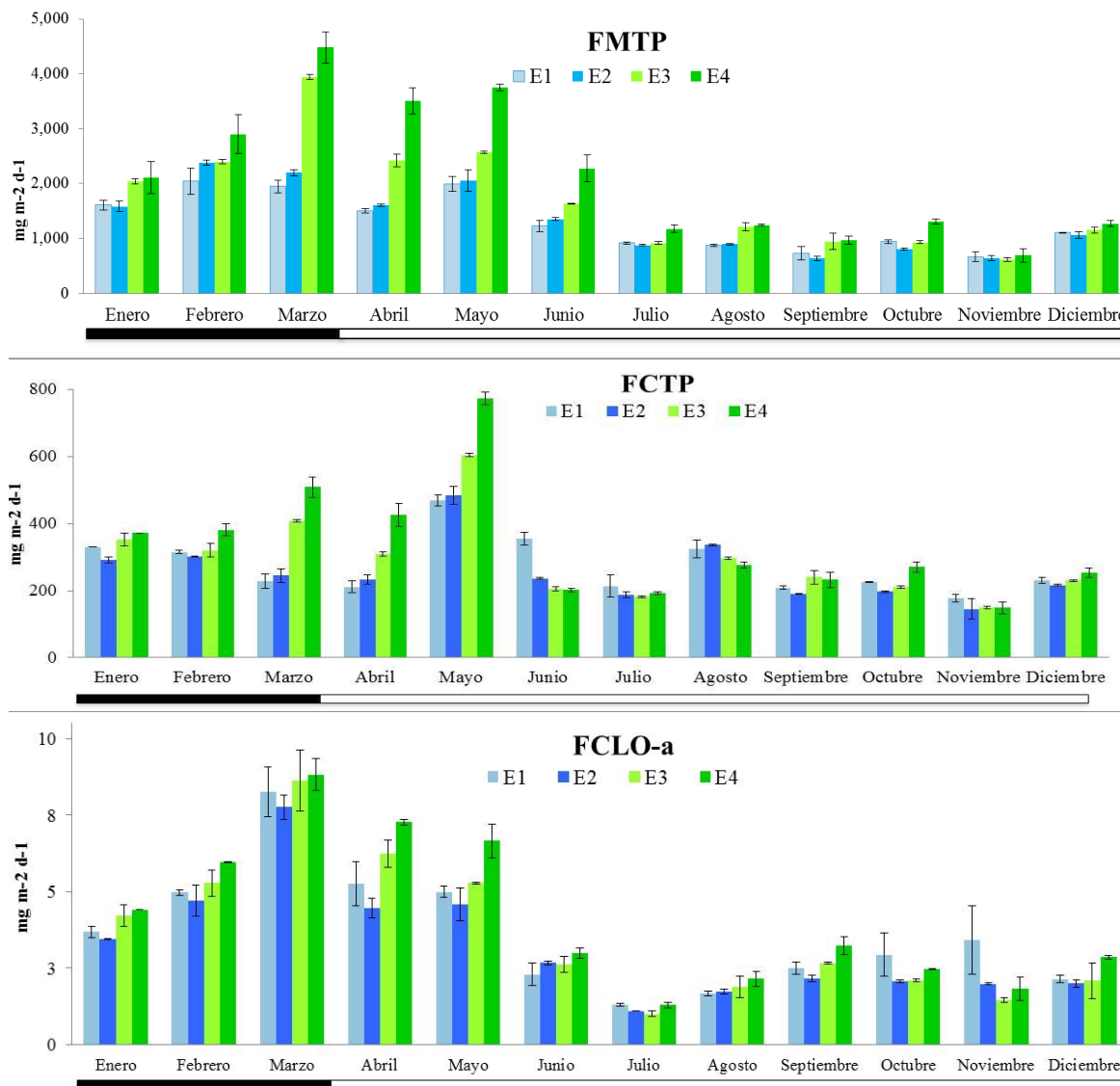


Figura 1. Resultados de los tres flujos analizados. Las barras negras muestran la temporada de mezcla y las blancas estratificación.

Resultados

La variación de los FMTP fue de 612 a 4,480 mg m⁻² d⁻¹, para el FCTP fue de 140 a 772 mg m⁻² d⁻¹, para el FClo-a de 0.9 a 8.8 mg m⁻² d⁻¹; el flujo promedio anual fue de 1,607 ± 859, 279 ± 113 y 3.3 ± 2 mg m⁻² d⁻¹, respectivamente. Respecto a la identificación de los constituyentes de la MTP, la fracción orgánica representó un porcentaje relativo promedio anual del 84.2% (polen, diatomeas centrales, diatomeas pennales y cianobacterias), mientras que la inorgánica alcanzó el 15.8% (vidrió volcánico). Como principal representante de la materia orgánica particulada (MOP) se contabilizó a la diatomea

C. alchichicana con contenido celular y sus frústulos vacíos (41 y 25% respectivamente).

Se presentaron diferencias significativas mayores ($p < 0.05$) sólo para las diatomeas centrales y vidrio volcánico tanto en mezcla como en estratificación, entre las estaciones más cercanas a la orilla (E3 y E4) con respecto a las centrales (E1 y E2), sin embargo, no presentaron una tendencia constante. Temporalmente, para los tres flujos las magnitudes mayores se reportaron en la temporada de mezcla; éstos coinciden con el florecimiento de *C. alchichicana*. Espacialmente, en las estaciones cercanas a la orilla se contabilizaron los mayores flujos de CTP, MTP y Clo-a.

Discusión

Los valores obtenidos para los flujos de CTP, MTP y Clo-a en este estudio resultaron mayores comparándolos con magnitudes reportadas en estudios previos hechos igualmente en Alchichica (Tabla 1), donde contrastan diferencias tanto en mezcla como en estratificación. Asimismo se destaca que los valores de las muestras cercanas a la orilla fueron mayores que las del centro del lago, tanto en las del estudio actual como en anteriores.

Tabla 1. Comparación promedio anual entre estaciones en las dos fases principales de la hidrodinámica del lago y entre otros estudios y el presente. *Las comparaciones realizadas de CTP entre este estudio y carbono orgánico particulado (COP) de otros lagos, son viables debido a que el aporte mayoritario en el lago Alchichica proviene de la MOP.

Flujo	Estación	Mezcla mg m ⁻² d ⁻¹	Estratificación mg m ⁻² d ⁻¹	Referencia
MTP	centro	602 ± 230	355 ± 78	Oseguera y Alcocer. 2011
	centro	1865 ± 228	1105 ± 421	Este estudio
	orilla	3163 ± 1208	1798 ± 1121	
COP*	centro	301 ± 115	177 ± 39	Oseguera et al. 2011
	centro	291 ± 291	268 ± 268	Este estudio
	orilla	420 ± 76	308 ± 116	
Clo-a	centro	7.7 ± 4.3	1.9 ± 1.8	Oseguera y Alcocer. 2011
	centro	5.6 ± 2.4	3.1 ± 1.4	Este estudio
	orilla	6.4 ± 2.2	3.3 ± 2.1	

En comparación con otros lagos profundos igualmente se encontraron diferencias relativamente mayores a pesar de presentar estados tróficos similares. Para el caso de los flujos de MTP, el lago Malawi (29,600 km² y Z_{max}= 706 m; Pilskaln 2004), donde como en Alchichica el principal origen del seston es autóctono, sus magnitudes bajas (10-480 mg m⁻² d⁻¹) se relacionaron con que es más grande y profundo. Con relación al FCOP, comparando al lago Maggiore, igualmente de dimensiones



superiores a Alchichica (212.5 km^2 y $Z_{\text{max}} = 372 \text{ m}$), éste es más productivo y su principal exportación al fondo se da por grandes agregados ($5\text{-}250 \mu\text{m}$) de fitoplancton de talla pequeña ($< 2\mu\text{m}$; Calleri 1997), a diferencia del fitoplancton de talla grande ($>2\mu\text{m}$) que domina en Alchichica, sin embargo, se mostraron magnitudes menores ($32\text{-}375 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) que las del presente estudio.

Es importante mencionar que se descartan los eventos de resuspensión en este lago como ya se ha mencionado en estudios anteriores (Oseguera y Alcocer, 2011) y debido a que los valores de Alchichica se encuentran por debajo del intervalo que muestra la teoría dinámica de los lagos (calculado dividiendo la raíz cuadrada de la superficie en km^2 entre la profundidad media, m; por lo tanto $\sqrt{2.3 \text{ km}^2} / 40.9 = 0.04$; rango de 0.1 - 1.1; según Hakanson y Janson, 2002).

Sobre los componentes de la MTP, se sabe que el material exportado al fondo se compone principalmente por la fracción orgánica (Oseguera y Alcocer, 2011), la cual se integra básicamente por la diatomea *C. alchichicana* y sus frústulos vacíos (Ardiles *et al.*, 2011, Oseguera y Alcocer, 2011) lo que se corrobora en este estudio, tanto para las estaciones cercanas a la costa del lago como para las alejadas de ésta. El porcentaje de la cianobacteria *N. spumigena* sólo fue representativo durante su florecimiento, donde, como en otros lagos se ha observado que este material es arrastrado por el viento y acumulado en las orillas (Miyaguchi *et al.*, 2006).

Conclusiones

Se confirma que existe una variación horizontal entre las estaciones analizadas, registrada por un incremento en las magnitudes de los flujos de CTP, MTP y Clo-a de las estaciones cercanas a la orilla del lago, causado probablemente por el transporte que llevan a cabo las corrientes generadas por el viento no solo para *Nodularia spumigena* sino también para los demás constituyentes de la MTP. Además, se demuestra la alta capacidad de exportación de carbono particulado en Alchichica, reflejado en una alta sedimentación, aun mayor a la que ya se conocía (Tabla 1), y por ende una alta probabilidad de secuestrar carbono orgánico en los sedimentos, característica que posiblemente esta involucrada en la capacidad de amortiguamiento de cambio climático a nivel local. Por lo anterior, se resalta la importancia de las mediciones hechas en la horizontal (centro-orilla) para un mejor entendimiento sobre la ruta del carbono en los sistema lacustres, en este caso un lago oligotrófico tropical.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado por el Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT 103332) y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM.

Bibliografía

- Adame M.F., J. Alcocer, E. Escobar. 2008. Size- fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology*. 53:22-31.
- Arar J., B. Collins. 1997. Method 445.0. In Vitro determination of chlorophyll a and pheophytin in marine and freshwater algae by fluorescence. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati 22 pp.
- Ardiles V., J. Alcocer, G. Vilaclara, L. Oseguera, L. Velasco. 2011. Diatom fluxes in a tropical, oligotrophic lake dominated by large-sized phytoplankton. *Hydrobiologia*. 697:77-90.
- Bloesch J. 1994. A review of methods used to measure sediment resuspension. *Hydrobiology*. 284: 13- 18.

- Hakanson L., M. Janson. 2002. Principles of Lake Sedimentology. Blackburn Press. Caldwell. 332 pp.
- Karl D.M., D.V. Hebel, C. Winn. 1991. Procedures for Particulate carbon, nitrogen, phosphorous and total mass analysis used in the US-JGOFS Hawaii ocean time-series program. Marine particles: Analysis and characteri-zation (Eds.) Hurd D.C., Spencer D.W. Geophysical Monograph 63. American Geophysical Union, Washing-ton 71-77.
- Miyaguchi H., T. Fujiki, T. Kikuchi, Kuwahara, V. Y. T. Toda. (2006) Relationship between the bloom of *Noctiluca scintillans* and environmental factors in the coastal waters of Sagami bay, Japan, Journal of Plankton Research, 28: 313-324 .
- Oseguera L., J. Alcocer. 2011. Flujos de seston en el lago de Alchichica, México. En: Interacciones del Planeta Tie-rra. Gío-Argáez F. Raúl & Rosales Hoz M.T. Leticia editores. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 151- 159.
- Oseguera L., J. Alcocer, L. Peralta. 2011. Flujo de carbono particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande. En: Interacciones del Planeta Tierra. Gío-Argáez F. Raúl & R. Hoz M.T. Leticia editores. ICMYL, UNAM. 141-150.
- Utermöhl H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodick. Mitteilungen-Internationale Vereinigung für Limniogie, 9: 1-38.
- Velasco L., V. Ardiles, J. Alcocer. 2010. Sedimentación de las principales especies de fitoplancton en el lago de Alchicca, México. En: Interacciones en el Planeta Tierra. Gío-Argaez R. y Rosales-Hoz M.T.L. Editores. ICMYL, UNAM. 161-173.
- Viner Y., T. Zohary, A. Gasith. 2003. Dinoflagellate bloom development and collapse in Lake Kinneret: a sediment trap study. Journal of Plankton Research, 25:591-602.



Evaluación de un lago tropical como fuente o sumidero de CO₂ a la atmósfera (Alchichica, Puebla, México)

Guzmán–Arias Andrea¹, Alcocer Javier², Ramírez-Zierold Jorge³, Merino-Ibarra Martín³, Oseguera Luis A.² y García-Oliva Felipe⁴

¹ Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México. Autor de correspondencia: andreaguzman07@gmail.com.

² Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México.

³ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

⁴ Centro de Investigaciones en Ecosistema. CIECO, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua carretera Pátzcuaro N° 8701. Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190. Morelia, Michoacán, México

Resumen

El cambio climático es una de las amenazas ambientales más importantes que enfrenta la humanidad actualmente; los lagos son considerados centinelas de este cambio ya que responden rápidamente a modificaciones en radiación solar, precipitación, viento, hidrología y una variedad de aportes atmosféricos y terrestres. Alchichica es considerado uno de los lagos tipo que puede contribuir a conocer el papel de los sistemas epicontinentales mexicanos en el ciclo global del carbono y en especial los lagos salinos tropicales. Este estudio se llevó a cabo de abril de 2013 a marzo de 2014. En muestras de agua superficial se determinaron la alcalinidad y el carbono inorgánico disuelto (CID), cuyos valores se usaron para estimar la fugacidad de CO₂ - $f(\text{CO}_2)$. Durante el ciclo anual se evidenció una gran dinámica de $f(\text{CO}_2)$ mostrando que el lago se comporta tanto como fuente de CO₂ a la atmósfera como sumidero de C. El predominio con un 75% del tiempo fue hacia la liberación de CO₂ a la atmósfera (fuente de C) mientras que solo un 25% funcionó como sumidero de C. El promedio anual de $f(\text{CO}_2)$ fue de 224.3 ± 310.5 ppm con un $\Delta f(\text{CO}_2)$ de 945.3 ppm entre los meses con los valores más altos y los más bajos durante el año estudiado.

Abstract

Climate change is one of the most important environmental threats humanity faces nowadays; lakes are considered sentinels of change, since they quickly respond to modifications in solar radiation, precipitation, wind, hydrology, and a wide range of atmospheric and land inputs. Alchichica is considered one of the type-lakes that can contribute to the understand the role that epicontinental Mexican aquatic ecosystems play on the global carbon cycle, particularly in tropical saline lakes. This research took place from April 2013 to March 2014. We measured surface water alkalinity and dissolved inorganic carbon (DIC); these variables allowed to estimate the CO₂ - $f(\text{CO}_2)$ -fugacity. Along the annual cycle, $f(\text{CO}_2)$ display a large dynamics showing the lake function as a carbon source and also as a CO₂ sink. 75% of time the lake releases CO₂ to the atmosphere (C source), whereas the remaining 25% it behaved as a C sink. The annual $f(\text{CO}_2)$ average was 224.3 ± 310.5 ppm with a $\Delta f(\text{CO}_2)$ of 945.3 ppm between the highest and the lowest monthly values.

Palabras clave: carbono inorgánico disuelto, alcalinidad, lagos tropicales, fugacidad de CO₂

Introducción

El cambio climático global es considerado una de las amenazas más graves a los ecosistemas en todo el mundo; es, sin lugar a dudas, una de las amenazas ambientales más importantes a las que se ha enfrentado el ser humano (Adrian *et al.*, 2009). Debido a lo anterior es que la ciencia se ha abocado a evaluar la respuesta de los tres reservorios planetarios principales (terrestre, océano y atmósfera) ante el aumento en las emisiones de CO₂ que se están liberando hacia la atmósfera y la acumulación de gases de efecto invernadero, junto con la identificación de las perturbaciones en el ciclo global del carbono y el clima. Aunque se conoce que la corteza terrestre y el océano son los grandes reservorios de carbono (Libes, 2009, Cole *et al.*, 2007), aún no es claro el papel que los ecosistemas acuáticos epicontinentales juegan en el ciclo global del carbono.

Los lagos en particular pueden actuar como centinelas del cambio climático debido a que constituyen una gran red distribuida geográficamente que pueden proporcionar información valiosa sobre los patrones y los mecanismos de cómo los ecosistemas terrestres y acuáticos están respondiendo al cambio climático (Williamson *et al.*, 2009). Es por esta razón que se considera importante el estudio de los lagos y en particular los ubicados en zonas tropicales ya que han sido menos estudiados y entendidos.

La información que existe sobre lagos tropicales no permite aún conocer si éstos funcionan como fuentes o sumideros de carbono (Cole *et al.*, 1994). Un caso interesante lo constituye Alchichica, el cual a pesar de ser un lago tropical oligotrófico, su biomasa fitoplanctónica está dominada por organismos de talla grande, particularmente organismos > 40 µm como la diatomea *Cyclotella alchichicana* (Adame *et al.*, 2008). De acuerdo a lo anterior, se presenta una mayor exportación y por ende acumulación de carbono orgánico particulado -COP- en el fondo, en comparación con otros lagos de estado trófico similar (Ardiles *et al.*, 2012; Oseguera *et al.*, 2011).

Alcocer *et al.* (2011) mencionan que los lagos pequeños, como Alchichica, contribuyen con el almacén de carbono en los sedimentos, como reflejo no sólo de su productividad sino también de la tasa de acumulación y capacidad de preservación de los sedimentos debido a que: a) el hipolimnion permanece anóxico una parte importante del año (≥ 6 meses), b) se encuentra a una temperatura relativamente baja ($\sim 14.5^{\circ}\text{C}$) y c) hay una escasa presencia de fauna bentónica.

Por otro lado, si bien el lago Alchichica presenta características que parecen favorecer la retención de carbono, otras favorecerían la emisión de CO₂ hacia la atmósfera al ser un lago tropical, salino y alimentado por aguas subterráneas ricas en CO₂, características mencionadas por Duarte *et al.* (2008) como factores promotores de la emisión de CO₂ a la atmósfera. Si bien se conoce más sobre el papel de Alchichica como exportador de carbono hacia los sedimentos por haberse realizado algunos trabajos al respecto, se desconocen sus tasas de emisión de CO₂ a la atmósfera; por lo anterior, este trabajo tuvo como objetivo el evaluar el papel del lago Alchichica como emisor de CO₂ a la atmósfera y si ésta emisión es mayor a la cantidad de carbono que se exporta al fondo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a través de muestreos mensuales durante un año (abril de 2013 a marzo de 2014). El lago Alchichica está ubicado en la porción poblana de la cuenca Oriental (19° 24.7' N; 97° 24.0'



W) a 2,345 m s.n.m. (Alcocer *et al.*, 2007). Es un lago tropical, oligotrófico y monomítico cálido; la mezcla se lleva a cabo desde finales de diciembre o principios de enero hasta el inicio del periodo de estratificación, a finales de marzo o principios de abril (Alcocer *et al.*, 2000; Oseguera *et al.*, 2011). Presenta aguas hiposalinas (8.5 g L^{-1}), alcalinas y de pH básico (~ 9) (Vilaclara *et al.*, 1993). Alchichica cuenta con un área casi circular de 2.3 km^2 y profundidad máxima de 62 m (Filonov *et al.*, 2006).

Medición de parámetros fisicoquímicos

La medición de parámetros fisicoquímicos in situ se realizó con una sonda multiparamétrica de calidad de agua marca Hydrolab modelo DS5 acoplado a un registrador SVR 4, con la cual se registraron los valores de oxígeno disuelto, pH, temperatura y turbidez, a profundidad 0.1m donde se tomó una muestra de agua con ayuda de una botella UWITEC de 5 L para determinar carbono inorgánico disuelto (CID), el valor de CID obtenido es usado para la estimación la especie $[\text{HCO}_3^*]$ la cual se usó en las estimaciones de las constantes K_0 y K_1 y usadas para el cálculo de la fugacidad de CO_2 [$f(\text{CO}_2)$].

Obtención y análisis de muestras para CID

Para las muestras de CID se utilizaron botellas de DBO de 60 ml. En éstas se adicionaron 50 ml de muestra a la que se le agregaron $25 \mu\text{L}$ de una solución saturada al 50% de cloruro mercuríco (HgCl_2) como conservador. Las concentraciones de CID se midieron con un equipo Shimadzu TOC 5050. Las muestras fueron inyectadas en una solución de ácido fosfórico que libera el CO_2 el cual es acarreado a un detector infrarrojo.

Determinación de pH y alcalinidad

Para las determinaciones de pH, alcalinidad e iones mayores, las muestras se guardaron en envases de polipropileno. El pH se midió con un potenciómetro Oakton serie 510. Los análisis de alcalinidad se realizaron siguiendo el método de titulación (APHA, AWWA, WPCF, 2005).

Los valores obtenidos se usaron en las ecuaciones que describen el sistema de CO_2 en el agua epicontinental, para este caso en el lago Alchichica. Estas ecuaciones incluyen las contribuciones sólo de bicarbonatos, carbonatos, boratos e hidróxidos a la alcalinidad total. Los sistemas están definidos por tres ecuaciones de balance de masas y cinco constantes de estabilidad (Grasshoff *et al.*, 2002)

Fugacidad del CO_2

La $f(\text{CO}_2)$ describe la concentración o actividad de CO_2 disuelto, mientras que la presión parcial ($p\text{CO}_2$) constituye la fracción molar del CO_2 en la atmósfera. La fugacidad de un gas tal como el CO_2 puede ser entonces expresada de la siguiente manera utilizando dos caminos (DOE, 1994):

Cálculo de fugacidad usando pH y A_T (alcalinidad total)

$$A_c = A_T + \{\text{H}^+\} - K_w / \{\text{H}^+\} B_T / (1 + \{\text{H}^+\} / K_B) \quad (1)$$

donde:

A_c corresponde a alcalinidad por carbonatos

B_T corresponde al borato total

$$f(\text{CO}_2) = \frac{A_c \{H^+\}^2}{K_o K_l (\{H^+\} + 2K_2)} \quad (2)$$

Cálculo de fugacidad usando pH y C_T (carbono total)

$$f(\text{CO}_2) = \frac{C_T \{H^+\}^2}{K_o (\{H^+\} K_l \{H^+\} + K_l K_2)} \quad (3)$$

$$C_T = \frac{A_c (\{H^+\}^2 / K_l + \{H^+\} + K_2)}{\{H^+\} + 2K_2} \quad (4)$$

Los datos de $f(\text{CO}_2)$ fueron comparados con los datos de promedios mensuales de $p\text{CO}_2$ reportados por la NOAA (ftp://aftp.cmdl.noaa.gov/products/trends/co2/co2_mm_mlo.txt) y, de esta manera, de acuerdo al comportamiento del CO_2 en la capa de intercambio entre agua y atmósfera, se determinó si Alchichica funcionaba como fuente (valores positivos) o como sumidero (valores negativos) de carbono.

Resultados

Los valores de $f(\text{CO}_2)$ calculados para Alchichica usando pH y AT así como pH y CT no presentaron diferencias significativas después de hacer el tratamiento estadístico *t student* ($t\ 0.763 > 0.0003$) lo cual indicó que los dos métodos dan resultados equivalentes. Los resultados de $f(\text{CO}_2)$ muestran una alta variación con respecto al valor medio anual (224.3 ± 310.5 ppm) (Fig. 1).

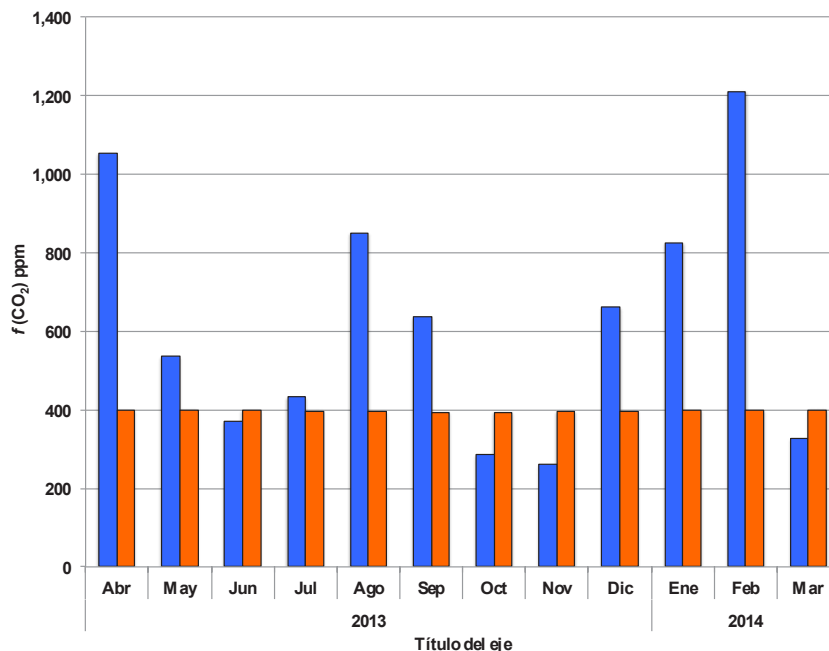


Figura 1. Valores mensuales de $f(\text{CO}_2)$ calculados para Alchichica (azul) y los reportados por la NOAA (naranja).

Los valores fluctuaron entre 812.8 ppm y -132.5 ppm. Los valores más positivos, indicativos de que el lago está funcionando como fuente de CO_2 se dieron en abril, agosto (2013) y febrero (2014), mientras que los más negativos, cuando el lago funciona como sumidero de C de presentaron en junio,



octubre-noviembre (2013) y marzo (2014) (Figura 2).

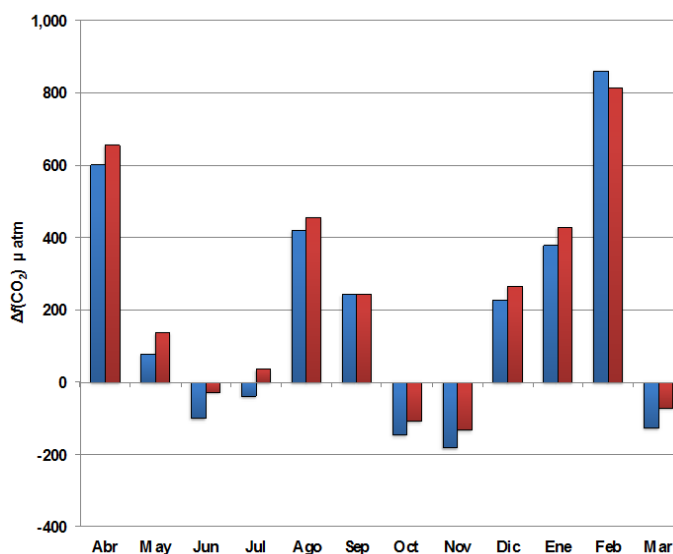


Figura 2. Diferencia entre los valores calculados de $f(\text{CO}_2)$ y los datos reportados por la NOAA. (Azul = calculados con pH y AT, Rojo = calculados con pH y CT).

Lo anterior puede estar regido por: a) el patrón de monomixis cálida del lago con los periodos de mezcla y estratificación y b) la presencia de tres eventos de producción primaria elevada (florecimiento invernal, florecimiento primaveral y máximo profundo de clorofila) a lo largo del año. Al comparar los valores obtenidos para $f(\text{CO}_2)$ con los datos reportados con la NOAA (ftp://aftp.cmdl.noaa.gov/products/trends/co2/co2_mm_mlo.txt) sobre los promedios mensuales de fracción molar de CO_2 expresado en ppm y medidos de las emisiones del mar a la atmósfera, se observa que al ser $\Delta f(\text{CO}_2) < 0$, Alchichica presenta un comportamiento de sumidero, exportando C hacia los sedimentos; esto se registró en 4 meses del año (junio, octubre, noviembre y marzo). Por el contrario, cuando $\Delta f(\text{CO}_2) > 0$, indica que Alchichica es fuente de CO_2 a la atmósfera, comportamiento observado en los restantes 8 meses (abril, mayo, julio, agosto, septiembre, diciembre, enero y febrero).

En febrero se presenta el pico más alto de liberación de CO_2 a la atmósfera (812.8ppm), mes en el que el lago se encuentra en periodo de mezcla y donde se presenta una recirculación de nutrientes, oxigenación de la columna de agua y oxidación de materia orgánica liberando así una mayor cantidad de CO_2 . La presencia de turbulencia y nutrientes durante el periodo de circulación favorecen el desarrollo de un florecimiento de diatomeas compuesto por especies de talla grande *Cyclotella alchichicana* y *C. chotawacheeana* las cuales se sedimentan al no ser consumidas en su totalidad (Alcocer, 2008).

El siguiente pico se encuentra en abril, mes donde se presentan el florecimiento de *Nodularia spumigena*. Entre julio y noviembre se presenta un máximo profundo de clorofila (MPC) en los primeros tres meses (julio, agosto y septiembre) con liberación de CO_2 a la atmósfera, seguido de exportación de carbono hacia el sedimento (octubre-noviembre).

Discusión

Los promedios anuales para los resultados obtenidos en los dos casos (i.e., usando pH y A_T ó C_T) fueron mayores al valor anual reportado por la NOAA (1.5 y 1.6 veces, respectivamente) lo cual indica

una mayor función (75% del tiempo) de Alchichica como fuente de CO₂ a la atmósfera durante el año estudiado. Sin embargo, en el 25% del tiempo restante, el lago funciona como sumidero de C (Fig. 2).

Los resultados obtenidos hasta el momento coinciden con lo mencionado por Duarte *et al.* (2008) donde después de evaluar 196 lagos salinos encontraron una tendencia de los lagos a ser fuente neta de CO₂ a la atmósfera en escala anual; lo cual apoya el comportamiento observado para el lago Alchichica, confirmando la importancia del papel que tienen los lagos salinos en el ciclo global del carbono y poniendo de manifiesto la importancia de los lagos tropicales, cuerpos de agua que han sido poco estudiados al momento.

Conclusiones

Durante el periodo de estudio (abril 2013- marzo 2014) Alchichica presentó una alta dinámica de $f(\text{CO}_2)$ revelando un comportamiento tanto de fuente (75%) como de sumidero (25%) de CO₂, con un predominio a la liberación de CO₂ a la atmósfera.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento del estudio a través del proyecto PAPIIT IN215512 y PAPCA 2014-43; a Olivia Cruz Ronquillo, Nora E. Ceniceros Bombela y Alejandra Aguayo Ríos (Laboratorio de Química Analítica) por los análisis químicos realizados.

Bibliografía

- Adame M., J. Alcocer, E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53: 22–31.
- Adrian R., C.M. Reilly, H. Zagarese, S.B. Baines, D.O. Hessen, W. Keller, D.M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E.V. Donk, G.A. Weyhenmeyer, M. Winder. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54(6, 2): 2283-2297.
- Alcocer J., E. Escobar, L. Oseguera. 2008. Acoplamiento pelágico-bentónico: respuesta de la zona bentónica profunda a la sedimentación del florecimiento invernal de diatomeas en el lago oligotrófico Alchichica, Puebla, México. *Hidrobiológica* 18: 115-122.
- Alcocer J., E. Escobar, L. Oseguera, V. Ardiles. 2011. Dinámica intra e interanual del almacén de carbono orgánico particulado en los sedimentos de un lago oligotrófico. pp. 431-436. En: III Simposio Internacional de Carbono en México. Programa Mexicano del Carbono. Capítulo 2. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Ardiles V., J. Alcocer, G. Vilaclara, L. A. Oseguera, L. Velasco. 2012. Diatom fluxes in a tropical, oligotrophic lake dominated by large-sized phytoplankton. *Hydrobiologia* 679: 77-90.
- Cole J.J., N.F. Caraco, G.W. Kling, T.K. Kratz. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science* 265(5178): 1568-1570.
- Cole J.J., Y.T. Prairie, N.F. Caraco, W.H. McDowell, L.J. Tranvik, R.G. Striegl, C.M. Duarte, P. Kortelainen, J.A. Downing, J.J. Middelburg, J. Melack. 2007. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems* 10: 171-184.
- Duarte C. M., Y.T. Prairie., C. Montes, J.J. Cole, R. Striegl, J. Melack, J. A. Downing. 2008. CO₂ emissions from saline lakes: A global estimate of a surprisingly large flux. *Journal of Geophysical Research* 113, G04041.
- Libes S. 2009. Introduction to Marine Biogeochemistry. Segunda edición. Elsevier. USA. Capítulo 25. Pág. 709-758.
- Oseguera L., J. Alcocer, G. Vilaclara. 2011. Relative importance of dust inputs and aquatic biological production as sources of lake sediments in an oligotrophic lake in a semi-arid area. *Earth and Surface Processes and Landforms* 36: 419-426.
- Williamson C.E, J.E Saros, W.F Vicent, J.P. Smol. 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography* 54(6): 2273-2282.



Flujos verticales de fitoplancton en un lago oligotrófico tropical: Alchichica, Puebla, México

Alcocer Javier¹, Vilaclara-Fatjó Gloria¹, Ardiles-Gloria Vilma¹, Velasco-Bazán Lilia² y Oseguera Luis A¹.

¹ Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor de correspondencia: jalcocer@unam.mx.

² Posgrado en Ciencias biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

Resumen

Alchichica es un lago monomíctico cálido y oligotrófico que, a diferencia de otros ecosistemas oligotróficos, está dominado por fitoplancton de talla grande ($>2 \mu\text{m}$). Como resultado de un mayor peso y de una menor presión de depredación por parte del zooplancton, el fitoplancton se sedimenta por debajo de la termoclina hacia el fondo del lago. El hundimiento rápido del fitoplancton conlleva a la exportación de carbono y nutrientes fuera de la zona productiva del lago. El objetivo del presente estudio fue determinar los flujos de las principales especies de fitoplancton que se sedimentan en el lago Alchichica, así como su dinámica temporal, con el fin de conocer la magnitud de los flujos en sistemas acuáticos oligotróficos tropicales. Se utilizaron trampas de sedimento, las cuales fueron recolectadas mensualmente. Se identificaron un total de 18 especies de fitoplancton, de las cuales siete son estrictamente fitoplanctónicas y once ticolanctónicas. Los flujos globales de fitoplancton fluctuaron ampliamente entre 4.3×10^6 y 1.0×10^9 céls $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Tres diatomeas son las que más contribuyen a los flujos: *Cyclotella alchichicana*, la de mayor biomasa e importancia, seguida de *Cyclotella choctawhatcheeana* y *Chaetoceros elmorei*; la cianoprocaríota *Nodularia spumigena* se presentó en forma abundante pero de forma puntual solo al inicio de la estratificación durante y después de su florecimiento. Los flujos globales de sedimentación de fitoplancton (7×10^9 céls $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el lago Alchichica son mayores a los flujos reportados para otros cuerpos acuáticos, con distintas profundidades, estado trófico e inclusive en ambientes costeros con inclusión de carbono biogénico alóctono.

Abstract

Alchichica is a warm-monomictic, oligotrophic lake that, differing from other oligotrophic aquatic ecosystems, its phytoplankton biomass is dominated by large size ($>2 \mu\text{m}$) organisms. As a result of its higher weight and lower predation pressure by zooplankton, the phytoplankton is mostly exported below the thermocline towards the bottom of the lake. The fast sinking phytoplankton leads to carbon and nutrient exportation out of the productive zone of the lake. The aim of the present study was to evaluate the sedimentation fluxes of the main phytoplankton species in Alchichica and its temporal dynamics to properly assess the magnitude of carbon and associated nutrients fluxes in oligotrophic, tropical aquatic ecosystems. We used sediment traps, which were collected on a monthly basis. A total of 18 phytoplankton species were identified in the traps, of which seven are strictly phytoplankton while the other eleven species were tycho plankton. The fluxes ranged between 4.3×10^6 y 1.0×10^9 céls $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Three diatoms contributed mostly to the phytoplankton flows: *Cyclotella alchichicana*, the most important based on its biomass, followed by *Cyclotella choctawhatcheeana* and *Chaetoceros elmorei*; the cyanoprokaryota *Nodularia spumigena* showed high abundance for a brief period at the beginning of the stratification at and after blooming. In Alchichica Lake the sedimentation of phytoplankton (7×10^9 céls $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$) are bigger than other aquatic bodies, with different depths, trophic status and coastal environments with incorporation of allochthonous biogenic carbon.

Palabras clave: fitoplancton, diatomeas, lago tropical, lago oligotrófico

Introducción

La producción de carbono biogénico en los ecosistemas pelágicos refleja eventos estacionales, como los florecimientos resultado de la mezcla total de la columna de agua, o bien episódicos, de corta duración que generan mezclas más restringidas, como la atelomixis. Después de estos florecimientos es común que el fitoplancton de mayor tamaño (nano-, 2-20 μm , y micro-, 20-200 μm ; Reynolds, 1997) se sedimente en forma masiva, ya que no puede ser consumido en su totalidad por su gran abundancia y/o tamaño.

El camino que sigue el carbono biogénico depende en gran medida de la estructura de tallas de los productores primarios y de la presión de depredación (herbivoría). En general, se asume que existe un control hidrodinámico sobre las fracciones del fitoplancton a través de una sedimentación diferencial, en la que las células de talla grande se sedimentan más fácilmente que las de talla pequeña (Frenette *et al.*, 1996). Esto significa que las células grandes del fitoplancton difícilmente se remineralizan en la zona fótica, sino que se sedimentan, mientras que las células pequeñas no se exportan al fondo (Legendre, 1999). La velocidad de sedimentación varía entre diferentes especies, dependiendo principalmente del tamaño celular (o colonia) y de la forma (Reynolds, 1984, 1988). Por ejemplo, muchas diatomeas tienen una alta velocidad de hundimiento por sus frústulos silíceos (Reynolds, 1984; Sommer, 1994), mientras que algunas cianoprocaritas pueden regular su densidad, dependiendo de las condiciones ambientales (Reynolds, 1988). Depende, además del estado fisiológico, ya que las células moribundas o muertas se sedimentan a una velocidad mayor que las vivas, así como las que no asimilan nutrientes, en comparación con las más activas (Sommer, 1984; Culver y Smith, 1989).

La biomasa algal sedimentada aumenta la cantidad de materia orgánica a remineralizar en el fondo del lago, lo que tiende a generar demanda de oxígeno y, por ende, anoxia hipolimnética (Poister y Armstrong, 2003); además de lo anterior, la sedimentación del fitoplancton remueve alimento -y nutrientes- de la capa fótica (Goedkoop y Johnson, 1996; Alcocer *et al.*, 2008). La abundancia de fitoplancton está controlada por la interacción entre los procesos de crecimiento y los de pérdida.

En particular, la productividad de los lagos oligotróficos es baja y se encuentran dominados principalmente por fitoplancton de talla pequeña ($< 2\mu\text{m}$), como un reflejo a las bajas concentraciones de nutrientes (Frenette *et al.*, 1994), por lo que sus flujos de carbono biogénico son menores y los fondos lacustres se mantienen oxigenados. En este sentido, el lago tropical de altura Alchichica es singular porque, siendo oligotrófico por su baja concentración de clorofila a ($< 5\mu\text{gL}^{-1}$), el fitoplancton dominante no es de talla pequeña, como se esperaría, sino que es de tamaño superior a las 2 μm (Adame *et al.*, 2008). Esta situación tiene implicaciones importantes en la ecología del lago, ya que la talla grande tiende a sedimentarse (Reynolds, 1988), contribuyendo de esta manera a eliminar carbono y nutrientes fuera de la capa fótica hacia la capa profunda y generar una prolongada anoxia en el fondo del lago estratificado.

Siendo la sedimentación uno de los procesos de pérdida de fitoplancton más importante, el objetivo del presente estudio fue identificar, en un ciclo anual, las especies sedimentadas, cuantificar los flujos de las principales especies de fitoplancton en el lago Alchichica y determinar la dinámica temporal de dichos flujos, con el fin de contribuir al entendimiento de su magnitud en sistemas oligotróficos tropicales, con comportamientos atípicos, como es el caso de Alchichica.



Materiales y Métodos

Alchichica es un lago maar que se localiza en 19° 24' N y 97° 24' W, a 2,350 m s.n.m., dentro de la cuenca endorreica Oriental, en el estado de Puebla (Alcocer *et al.*, 2000; Filonov *et al.*, 2006). Tiene una forma aproximadamente circular, con un área de 2.3 km² y profundidad máxima de 62 m (Filonov *et al.*, 2006). Es un lago monomíctico cálido tropical, cuya época de mezcla comprende desde finales de diciembre hasta finales de marzo o principios de abril y la estratificación se extiende el resto del año (Alcocer *et al.*, 2000). Presenta concentraciones de clorofila a (Cl-a) generalmente bajas, con un valor promedio en la columna de agua inferior a 5 µg L⁻¹, por lo que se le considera un lago oligotrófico.

El fitoplancton está constituido por aproximadamente 32 especies, siendo las diatomeas las mejor representadas con 14 especies (Tabla 1). Durante el invierno se desarrolla un florecimiento de diatomeas y, entre fines de abril y principios de mayo, un florecimiento de *Nodularia spumigena*, una cianoprocariota fijadora de nitrógeno.

Se emplearon trampas de sedimentos marca KC-Denmark, consistentes en cilindros de acrílico (diámetro interno = 74 mm, longitud = 450 mm, volumen= 1.9 L). Se colocó un anclaje en la zona central y más profunda del lago, con tres estaciones constituidas por cuatro trampas cada una. Durante el periodo de estratificación se colocó una estación en la base del epilimnion (SUP = superficie), otra estación justo por debajo del metalimnion (MED = media agua) y la tercera estación en la base del hipolimnion (FON = fondo), aproximadamente a tres metros del fondo para evitar la captura de sedimentos resuspendidos. Durante el periodo de circulación, las profundidades de las estaciones se distribuyeron equidistantemente a lo largo de la columna de agua, permaneciendo la del fondo en la misma posición. Las trampas fueron recolectadas mensualmente a lo largo de un ciclo anual.

El fitoplancton retenido en las trampas se cuantificó con el método Ütermohl (1958) con ayuda de un microscopio invertido Leika DMIL. Se utilizaron cámaras de sedimentación de 10 y 25 mL, dejando sedimentar 24 horas por cada 5 mL de muestra, con lo que se aseguró la sedimentación de todas las especies fitoplanctónicas. Se contaron al menos 400 células de la especie más abundante, ya que esto brinda una precisión de ±10% si las partículas están distribuidas al azar (Venrick, 1978). Se contaron por separado células (con contenido celular y estructura intacta). Para la determinación de las especies se empleó literatura específica (Wehr y Sheath, 2003; Oliva, 2001; Rosiles, 2005). Las especies de fitoplancton se clasificaron mediante gráficas bivariadas de frecuencia *versus* abundancia en cuatro categorías: dominantes (D), constantes (C), temporales (T) y raras (R).

Resultados

Se identificaron y cuantificaron un total de 18 especies (Tabla 1), de las cuales 7 son fitoplanctónicas y 11 ticoplanctónicas (especies adaptadas a vivir asociadas a algún sustrato, pero que se pueden observar también en el plancton). Todas ellas han sido registradas con anterioridad para Alchichica (Oliva *et al.*, 2001; Rosiles, 2005). Las especies fitoplanctónicas fueron 2 clorofitas, 2 cianoprocariotas y 3 diatomeas.

El menor número de especies (fito y ticoplanctónicas) en las trampas se registró en marzo, estando presente sólo dos especies: *Cyclotella alchichicana* y *C. choctawhatcheeana*. A medida que avanzó la estratificación, aumentó el número de especies sedimentadas hasta quince en agosto (Fig. 1).

Tabla 1. Especies algales registradas previamente para el lago Alchichica (Oliva *et al.*, 2001; Rosiles, 2005) y su registro en las trampas del presente estudio (✓).

División	Orden	Especie	Especies en trampas		
			Fitoplancton	Ticoplancton	
Cyanoprokaryota	Chroococcales	<i>Chroococcus dispersus</i>			
		<i>Cyanodictyon cf. planctonicum</i>			
		<i>Epigloesphaera cf. glebulenta</i>			
		<i>Eucapsis cf. starmachii</i>			
		<i>Gomphosphaeria sp.</i>			
		<i>Lemmermanniella cf. flexa</i>			
		<i>Merismopedia sp.</i>	✓		
		<i>Synechococcus nidulans</i>			
	<i>Synechocystis sp.</i>				
	Nostocales	<i>Nodularia spumigena</i>	✓		
	Oscillatoriales	<i>Pseudobaena sp.</i>			
		<i>Oscillatoria sp.</i>			
Chlorophyta	Chlorococcales	<i>Monoraphidium dybowskii</i>			
		<i>Monoraphidium minutum</i>	✓		
		<i>Oocystis parva</i>			
		<i>Oocystis submarina</i>	✓		
Heterokontophyta	Centrales	<i>Cyclotella alchichicana</i>	✓		
		<i>Cyclotella choctawhatcheeana</i>	✓		
		<i>Chaetoceros elmorei</i>	✓		
	Pennales	<i>Amphora sp.</i>			✓
		<i>Anomoeoneis sp.</i>			✓
		<i>Cocconeis placentula</i>			✓
		<i>Cymbella mexicana</i>			✓
		<i>Diploneis pseudovalis</i>			✓
		<i>Ephitemia argus</i>			✓
		<i>Gomphonema olivaceum</i>			✓
		<i>Navicula sp.</i>			✓
		<i>Nitzschia sp.</i>			✓
		<i>Pinnularia sp.</i>			✓
		<i>Surirella aquatilis</i>			✓
Cryptophyta	Cryptomodales	<i>Ochromonas sp.</i>			
		<i>Cryptomonas sp.</i>			
Total			7	11	

En cuanto a la abundancia, fueron dos las principales especies sedimentadas durante todo el año y en todas las trampas: *Cyclotella alchichicana* (excepto en septiembre en la trampa superficial) y *C. choctawhatcheeana* (no hubo registro en la trampa superficial de febrero y marzo, ni en las trampas de media agua y fondo durante abril). El resto de las especies presentaron una importancia numérica menor; sólo en algunos meses *Nodularia spumigena*, *Oocystis submarina* y *Chaetoceros elmorei* incrementaron su abundancia (Fig. 2).

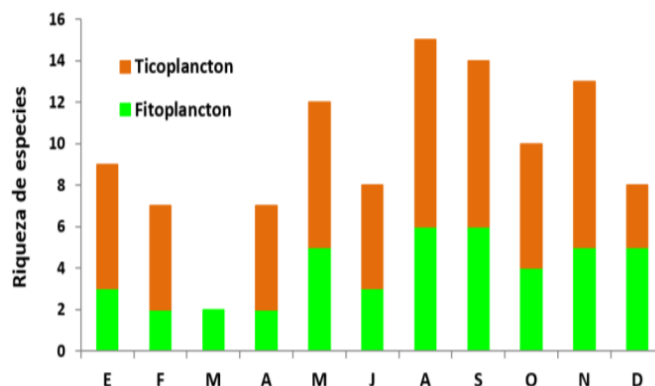


Figura 1. Variación total de la riqueza taxonómica de fito- y ticoplancton sedimentados en el lago Alchichica durante el ciclo anual de 2008.

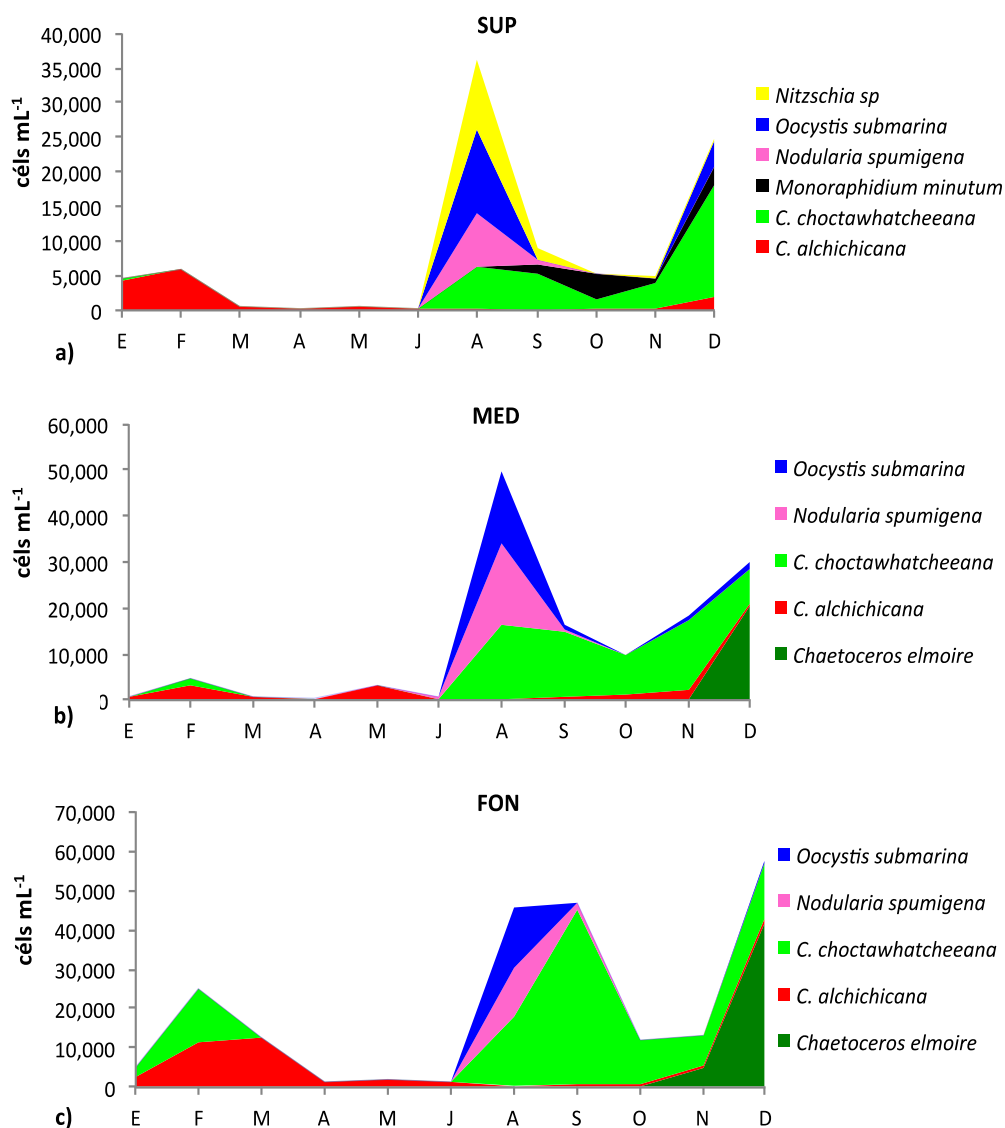


Figura 2. Flujos de fitoplancton en el Lago Alchichica en las trampas de a) superficie (SUP), b) media agua (MED) y c) fondo (FON), para 2008. La gráfica considera exclusivamente las especies que aportan más del 5% de abundancia total (células mL⁻¹).

En cuanto a la abundancia, fueron dos las principales especies sedimentadas durante todo el año y en todas las trampas: *Cyclotella alchichicana* (excepto en septiembre en la trampa superficial) y *Cyclotella choctawhatcheeana* (no hubo registro en la trampa superficial de febrero y marzo, ni en las trampas de media agua y fondo durante abril). El resto de las especies presentaron una menor importancia numérica y sólo en algunos meses *Nodularia spumigena*, *Oocystis submarina* y *Chaetoceros elmorei* incrementaron su abundancia (Fig. 2).

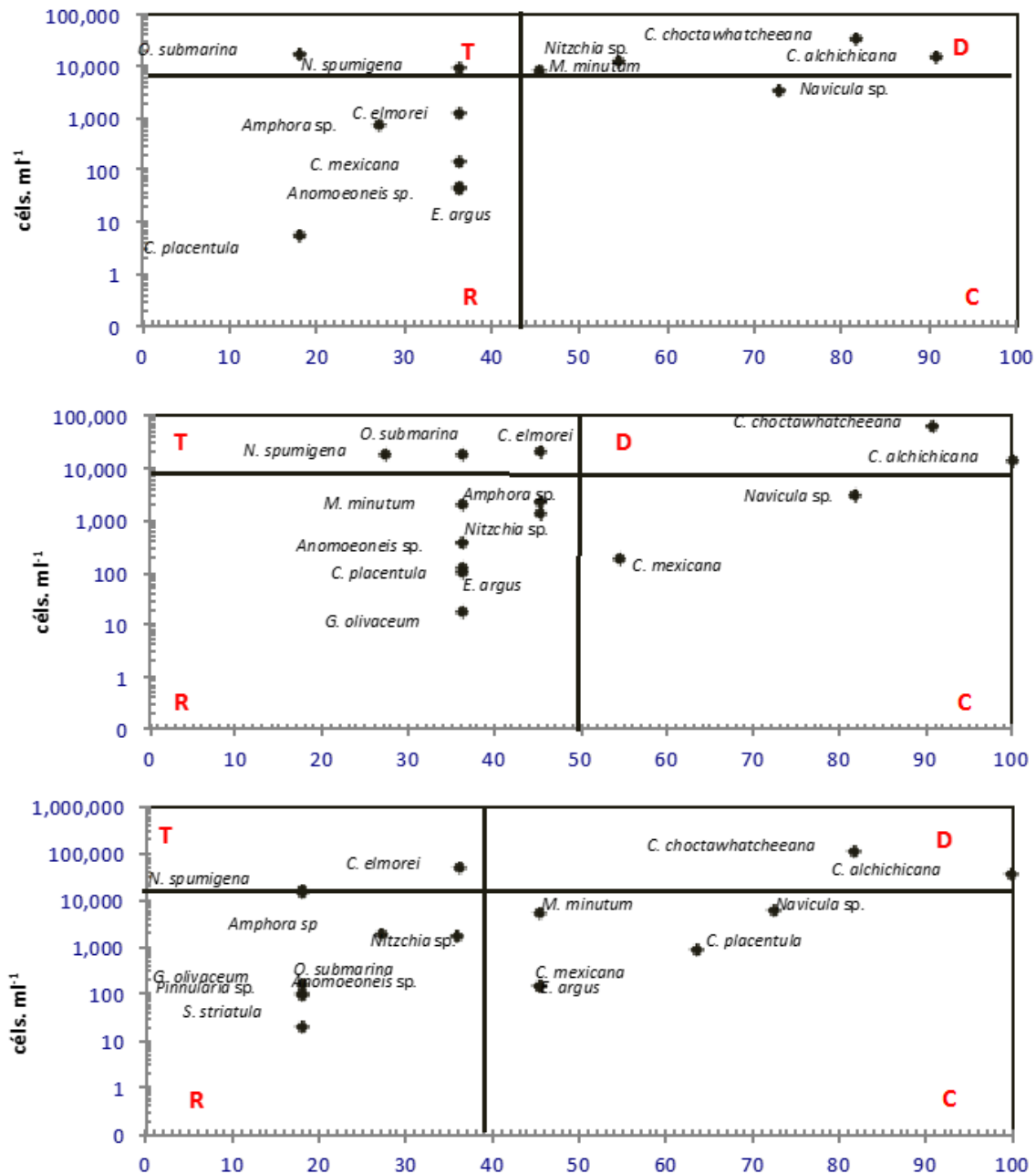


Figura 3. Diagramas bivariados de frecuencia y abundancia para las especies de fitoplancton sedimentadas en las trampas de superficie (SUP), media agua (MED) y fondo (FON) del lago Alchichica. (T = temporales, D = dominantes, R = raras, C = constantes).

Los análisis de los diagramas bivariados de frecuencia versus abundancia de mostraron que las



especies “dominantes” en las trampas fueron las diatomeas *C. alchichicana* y *C. choctawhatcheeana* para los tres niveles de trampa. *Nitzschia* sp. fue catalogada como especie “dominante” sólo en la trampa superficial y como “rara” en las trampas de media agua y fondo. Como especies “constantes” se presentaron *Navicula* sp. (para los tres niveles de trampas), *Cymbella mexicana* (media agua y fondo), *Monoraphidium minutum*, *Cocconeis placentula* y *Ephitemia argus* solo en la trampa de fondo. Como especies “temporales” se registraron a *N. spumigena* (tres niveles de trampa), *O. submarina* (superficial y media agua), *C. elmorei* (media agua y fondo). Todas las demás especies se categorizaron como “raras” (Fig. 3).

Los flujos globales de fitoplancton fluctuaron ampliamente entre 4.3×10^6 y 1.0×10^9 céls $m^{-2} d^{-1}$ (Fig. 4), correspondientes a los meses de abril (trampa superficial) y diciembre (trampa de fondo), respectivamente. En la trampa superficial los flujos variaron entre 4.3×10^6 y 4.3×10^8 céls $m^{-2} d^{-1}$. En la trampa de media agua entre 7.2×10^6 a 5.6×10^8 céls $m^{-2} d^{-1}$. Finalmente, en la trampa de fondo se obtuvieron valores entre 2.3×10^7 y 1.0×10^9 céls $m^{-2} d^{-1}$. Los flujos anuales fueron de 1.3×10^9 céls $m^{-2} año^{-1}$ (trampa superficial), 2.1×10^9 céls $m^{-2} año^{-1}$ (trampa de media agua) y 3.6×10^9 céls $m^{-2} año^{-1}$ (trampa de fondo). Al considerar los flujos de fitoplancton (6.5×10^9 céls $m^{-2} año^{-1}$) y ticoplancton (0.5×10^9 céls $m^{-2} año^{-1}$) se aprecia que el aporte principal corresponde a las primeras (93% versus 7%).

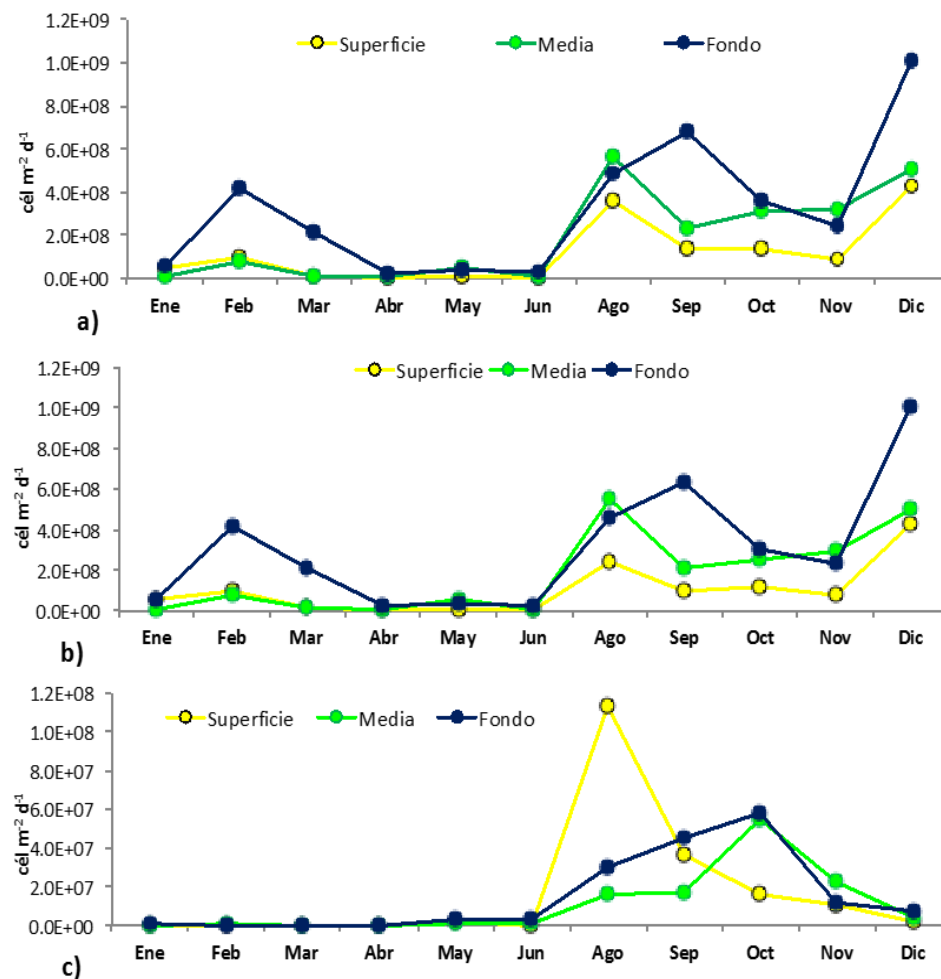


Figura 4. Variación temporal de los flujos de fitoplancton en el lago Alchichica. [a) Flujos globales, b) Flujos de fitoplancton, c) Flujos de ticoplancton].

Discusión

Las diatomeas son las especies mejor representadas en las trampas lo que coincide con otros estudios similares, independientemente de la estación del año (Romero *et al.*, 2002; Ryves *et al.*, 2003). Por ejemplo, en el lago Constance (Sommer, 1984) se reporta la sedimentación de 9 especies fitoplanctónicas y 4 ticoplanctónicas, en Bahía Dona Paula (Garg y Bhaskar, 2000) se han encontrado 19 géneros de diatomeas fito- y ticoplanctónicas -éstas últimas asociadas a la resuspensión del sedimento-, en la bahía Frobisher, Canadá (Hsiao, 1987), con una riqueza de 66 especies, el predominio es de diatomeas planctónicas y en el Golfo de Guinea (Lange *et al.*, 1994) 36 especies de diatomeas se han registrado en las trampas.

De acuerdo a Legendre (1999), el fitoplancton de talla grande, que es el que domina la biomasa fitoplanctónica en Alchichica, al no poder ser consumido en su totalidad por el zooplancton herbívoro, se agrega y hunde junto con el fitodetrito, exportándose por debajo de la termoclina hasta el sedimento. Los flujos mayores de diatomeas en Alchichica se presentan en febrero, en la trampa de fondo, mientras que también se obtuvieron flujos importantes en agosto (trampa superficial) y en octubre (media agua y fondo), a diferencia de lo reportado por Velasco *et al.* (2011), quienes obtuvieron los flujos celulares mayores en febrero en todos los niveles de trampas. La diferencia probablemente radica en que mientras en el estudio de Velasco *et al.* (2011) básicamente todos los flujos estaban representados por *Cyclotella alchichicana*, en este estudio se observó que, aunque estuvo presente esta diatomea de manera importante, *C. choctawhatcheeana* y *Chaetoceros elmorei* también se registraron en números elevados.

Los flujos globales de sedimentación de fitoplancton (7×10^9 céls m^{-2} año $^{-1}$) en el lago Alchichica son mayores a los flujos reportados para otros cuerpos acuáticos, con distintas profundidades (Ryves *et al.*, 2003), estado trófico e inclusive en ambientes costeros con inclusión de carbono biogénico alóctono (aporte por ríos; Lange *et al.*, 1994; Lange *et al.*, 1998; Garg y Bhaskar, 2000; Romero *et al.*, 2002). Tal es el caso del Lago Sihailongwan, oligotrófico, el cual está dominado por la pequeña *Cyclotella comta* (7-8 μm), con un flujo de diatomeas de 3×10^9 céls m^{-2} año $^{-1}$ (Chu *et al.*, 2005) y similar al lago Constance, mesotrófico, dominado por diatomeas coloniales de tamaño grande (*Fragilaria crotonensis*, *Stephanodiscus binderanus*, *Asterionella formosa* y *Melosira granulata*), con un flujo de 7×10^9 céls m^{-2} año $^{-1}$ (Sommer, 1984). Además, este último lago tiene una diatomea céntrica pequeña, *Stephanodiscus hantzschii* (tamaño promedio de 5 μm), que numéricamente es importante durante el florecimiento de diatomeas, aunque su pequeño tamaño resulta en una contribución en biomasa baja de forma similar a lo ocurre con *C. choctawhatcheeana* en el lago Alchichica.

Se observaron dos épocas diferentes: enero-junio y agosto-diciembre. En la primera época se presentaron los flujos mayores en febrero, de acuerdo a la sedimentación tras el florecimiento invernal de *C. alchichicana*. La segunda época mostró un incremento en la sedimentación de especies fitoplanctónicas y ticoplanctónicas, con los flujos mayores en agosto (en los tres niveles de las trampas), septiembre (en la trampa de fondo) y en diciembre (en los tres niveles de trampas). Oseguera y Alcocer (2009) reportan flujos de seston y de carbono orgánico particulado elevados para esta época del año.

La presencia de *Nodularia spumigena*, especie que produce un florecimiento aproximadamente entre mayo-junio de cada año, quedó reflejado principalmente en las trampas de superficie (entre mayo a agosto) y media agua (entre junio y septiembre). Esto se debe a que estas cianoprocaritas tienen la capacidad de regular su posición en la columna de agua a través de la presencia de aerotopos, lo que les permite variar su posición en la columna de agua, dependiendo de las condiciones ambientales



(principalmente, luz y viento) (Reynolds, 1988). Por lo anterior, es frecuente que estas grandes masas de *Nodularia* sean arrastradas por el viento y se acumulen en las orillas, en lugar de sedimentarse como ha sido observado en otros cuerpos de agua (Lehtimaki, 2000; Miyaguchi *et al.*, 2006).

Conclusiones

El fitoplancton que se sedimenta en el Lago Alchichica está constituido por un reducido número de especies (siete fitoplanctónicas y once ticoplanctónicas) siendo de mayor relevancia tres diatomeas (*Cyclotella alchichicana* con $\approx 50 \mu\text{m}$ de diámetro, *C. choctawhatcheeana* con $\approx 12 \mu\text{m}$ de diámetro y *Chaetoceros elmorei* ($\approx 50\text{-}100 \mu\text{m}$ de longitud) y la cianoprocarionta *Nodularia spumigena* ($\approx 10\text{-}130 \mu\text{m}$ de longitud por $9\text{-}14 \mu\text{m}$ de anchura). Los mayores flujos están asociados a los florecimientos algales, en particular al de diatomeas, constituyendo las especies más importantes que llevan a cabo la exportación de carbono biogénico en el lago Alchichica.

La magnitud de los flujos es mayor a la registrada para otros sistemas acuáticos de estado trófico equivalente. En general, en los sistemas oligotróficos domina el fitoplancton de talla pequeña (inferior a $2 \mu\text{m}$). Sin embargo, la talla predominante en el lago Alchichica es la grande. La dominancia de fitoplancton de esta talla permite que el carbono biogénico producido sea exportado por debajo de la termoclina hacia el fondo, en lugar de ser reciclado en la capa de mezcla como sucede en la mayoría de los sistemas acuáticos oligotróficos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Programa de Apoyos a Proyectos de Investigación Científica y Tecnológica, DGAPA, UNAM (PAPIIT IN215512), al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT-103332) y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para la Formación de Grupos de Investigación (PAPCA 2013-2014) de la FES Iztacala, UNAM.

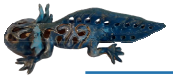
Bibliografía

- Alcocer J., A. Lugo, E. Escobar, Ma. del R. Sánchez, G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, México. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fuer theoretische und angewandte Limnologie* 27: 3166-3169.
- Alcocer J., E. Escobar, L. A. Oseguera. 2008. Acoplamiento pelágico bentónico: respuesta de la zona béntica profunda a la sedimentación del florecimiento invernal de diatomeas en el lago oligotrófico Alchichica, Puebla, México. *Hidrobiología* 18: 115-122.
- Adame F., J. Alcocer, E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53: 22-31.
- Chu G., J. Liu, G. Schettler, L. Li, Q. Sun, Z. Gu, H. Lu, Q. Liu, T. Liu. 2005. Sediment fluxes and varve formation in Sihailongwan, a maar lake from northeastern China. *Journal of Paleolimnology* 34: 311-324.
- Culver M.E., W.O. Jr. Smith. 1989. Effects of environmental variation in sinking rates of marine phytoplankton. *Journal of Phycology* 25: 262-270.
- Filonov A., I. Tereshchenko, J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33. L07404, doi: 10. 1029/2006gl02590.
- Frenette J., L. Legendre, J.L. Dodson, S. Demers, M. Boule. 1994. Mixing, stratification and the fate of primary production in an oligotrophic multibasin lake system (Québec, Canadá). *Journal of Plankton Research* 16(9): 1095-1115.
- Frenette J.J., S. Demers, L. Legendre, M. Boulé. 1996. Size-related photosynthetic characteristics of phytoplankton during periods of seasonal mixing and stratification in an oligotrophic multibasin lake system. *Journal of Plankton Research* 18(1): 45-61.
- Garg A., P. Bhaskar. 2000. Fluxes of diatoms in the Dona Paula Bay, West coast of India. *Journal of Plankton Research*

- 22(11): 2125-2136.
- Goedkoop W., R.K. Johnson. 1996. Pelagic-benthic coupling. Profundal benthic community response to spring diatom deposition in mesotrophic Lake Erken. *Limnology and Oceanography* 341: 636-647.
- Hsiao, S. 1987. Sedimentation in Arctic Canada: Species composition and biomass of phytoplankton contributed to the marine sediments in Frobisher Bay. *Polar Biology* 7: 245-251.
- Lange C.B., U.F. Treppke, G. Fischer. 1994. Seasonal diatom fluxes in the Guinea Basin and their relationships to trade winds, hydrography and upwelling events. *Deep-Sea Research I* 41(5): 859-878.
- Lange C.B., O.E. Romero, G. Wefer, A.J. Gabric. 1998. Offshore influence of coastal upwelling off Muritania, NW Africa, as recorded by diatoms in sediment traps at 2195 m water depth. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 45: 985-1013.
- Legendre L. 1999. Environmental fate of biogenic carbon in lakes. *Japanese Journal of Limnology* 60(1): 1-10.
- Lehtimäki J. 2000. Characterisation of cyanobacterial strains originating from the Baltic Sea with emphasis on Nodularia and its toxin, nodularin. Academic Dissertation in Microbiology. University of Helsinki. Helsinki. 79 p.
- Miyaguchi H., T. Fujiki T., T. Kikuchi, V.S. Kuwahara, T. Toda. 2006. Relationship between the bloom of *Noctiluca scintillans* and environmental factors in the coastal waters of Sagami bay, Japan. *Journal of Plankton Research* 28: 313-324.
- Oliva M.G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta, M.R. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hydrobiologia* 466: 299-306.
- Oseguera L.A., J. Alcocer. 2009. Flujos de seston en el lago Alchichica, México. En: F.R. Gío Argaez y M.T.L. Rosales Hoz (eds.). *Interacciones en el Planeta Tierra*. ICML, UNAM. México. 250 pp.
- Poister, D., D. Armstrong. 2003. Seasonal sedimentation trends in a mesotrophic lake: Influence of diatoms and implications for phosphorus dynamics. *Biogeochemistry* 65: 1-13.
- Reynolds, C. S. 1984. *The Ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. Segunda Edición. Gran Bretaña. 384 p.
- Reynolds C.S. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. En: Sandgren C. D. (Ed.) *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. Cambridge. 442 p.
- Reynolds C.S. 1997. *Vegetation Processes in the pelagic: a model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute. Oldendorf, Alemania. 371 p.
- Romero O.E., C.B. Lange, G. Wefer. 2002. Interannual variability (1988-1991) of siliceous phytoplankton fluxes of northwest Africa. *Journal of Plankton Research* 24 (10): 1035-1046.
- Rosiles G. 2005. Estudio comparativo del picofitoplancton y fitoplancton de talla mayor en el lago Alchichica. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 112 p.
- Ryves D.B., D.H. Jewson, M. Sturm, R.W. Battarbee, R.J. Flower, A.W. Mackay, N.G. Grain. 2003. Quantitative and qualitative relationships between planktonic diatom communities and diatom assemblages in sedimenting material and surface sediments in Lake Baikal, Siberia. *Limnology and Oceanography* 48: 1643-1661.
- Sommer U. 1984. Sedimentation of principal phytoplankton species in Lake Constance. *Journal of Plankton Research* 6: 1-14.
- Sommer U. 1994. *Planktology*. U. Planktologie. Xii 274 p.
- Utermöhl H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodick. *Mitteilungen-Internationale Vereinigung für Limnologie* 9: 1-38.
- Velasco L., V. Ardiles, G. Vilaclara, J. Alcocer. 2011. Sedimentación de las principales especies de fitoplancton en el lago Alchichica, México. pp. 161-173. En: F.R. Gío Argaez y M.T.L. Rosales Hoz (eds.). *Interacciones en el Planeta Tierra*. ICML, UNAM. México. 250 p.
- Venrick E.L. 1978. How many cells to count? En: Sournia, A. (ed.). *Phytoplankton Manual*. Monographs on Oceanographic Methodology 6. UNESCO, Paris, pp. 167-180.
- Wehr J.D., R.G. Sheath (eds.). 2003. *Freshwater Algae of North America*. Ecology and Classification. Academic Press. San Diego, California. 918 p.

**Siempre en medio del desierto
brota una preciosa fuente de vida**
Lago La Preciosa, Puebla







Sección 4

Biodiversidad acuática



VI Congreso Nacional de Limnología

Investigación hacia la Sostenibilidad

Autor: **Edgar Miguel Caro Borrero**

Ganador de Mención Honorífica en el Concurso para la selección del Logotipo del VI Congreso Nacional de Limnología

El logo busca representar la relación entre los cuerpos acuáticos, la fauna que contienen y los ecosistemas terrestres que se desarrollan en torno a ellos. La forma circular comprende la idea de biosfera, dentro de la cual se desarrolla esta relación entre los tres elementos mencionados arriba. Las líneas dinámicas de diferentes colores representan la idea de cuerpos acuáticos distintos, su relación con la superficie y en muchos casos su desembocadura en el mar. La silueta del ajolote, no solo representa los organismos que habitan estos cuerpos, es también una especie acuática endémica de nuestro territorio que contiene un gran sentido de identidad nacional, el cual expresamos en el interés, cuidado y estudio de nuestros recursos naturales.



Diversidad genética de fosfatasas alcalinas para la remineralización de fósforo orgánico disuelto en comunidades microbianas de un lago sódico

Valdespino-Castillo Patricia M.^{1,2}, Alcántara-Hernández Rocío J.², Alcocer Javier³, Macek Miroslav³, Merino-Ibarra Martín⁴, Oseguera Luis A.³, Castillo-Sandoval F. Sergio⁴, Cruz Antonio⁵, Gaona Osiris² y Falcón Luisa I.²

¹ Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, D.F. 04510, México. Autor de correspondencia: pancronica@gmail.com.

² Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

³ Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México.

⁴ Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Acuática. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

⁵ Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

Resumen

Los microbios tienen un papel fundamental en la remineralización del fósforo. Apenas comenzamos a entender la identidad de los microorganismos con el potencial para transformar las diferentes formas del fósforo. En esta exploración, el estudio de la diversidad de marcadores genéticos en las comunidades microbianas de los ambientes acuáticos ha sido muy útil. En el presente estudio se explora la presencia, la identidad y la diversidad de las fosfatasas alcalinas procariontes: *phoX* y *phoD* (metalofosfatasas calcio-dependientes), utilizando consorcios microbianos complejos como modelo de estudio: microbioalitos y bacterioplankton del lago Alchichica, Puebla. A través de amplificación por PCR con oligos degenerados se exploraron los marcadores *phoX* y *phoD* en ADN total de microbioalitos y bacterioplankton durante los periodos de estratificación y circulación. Adicionalmente se realizó una caracterización ambiental que incluyó los parámetros fisicoquímicos: temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, pH, concentración de nutrientes, determinación de fósforo total (PT) y de nitrógeno total (NT). Los resultados mostraron un vasto potencial de degradación del fósforo orgánico disuelto (POD) a través de estos marcadores, las cuales correspondieron a fosfatasas alcalinas de Alfa, Beta y Gammaproteobacterias. La diversidad estimada de las secuencias de la fosfatasa *phoX* en el sistema Alchichica fue similar a la de sistemas con características contrastantes (estado trófico, condición del fósforo y concentración de Zn^{+2} , Mg^{+2} y Ca^{+2} , cofactores metálicos de este tipo de enzimas). Esta comparación engloba un punto de partida para comenzar a entender la diversidad de estas metalofosfatasas bacterianas en aguas naturales.

Abstract

Microbes play a fundamental role in remineralization of phosphorus. We are starting to understand the identity of the microorganisms harbouring the genetic potential for the transformation of the different forms of phosphorus in the ecosystems. In this exploration, the study of the diversity of particular genetic markers in microbial communities of aquatic systems has been very useful. Here we study the presence, identity and diversity of prokaryote alkaline phosphatases: *phoX* and *phoD* (calcium-dependent metallophosphatases), using complex microbial consortia: microbialites and bacterioplankton as study models. Genetic markers *phoX* and *phoD* were amplified from total DNA of microbialites and bacterioplankton with degenerated primers, during lake stratification and circulation. Additionally, an environmental characterization was performed, including the physicochemical parameters: temperature, dissolved oxygen, conductivity, pH and nutrient status as well as total phosphorus and nitrogen. Our results showed a vast potential for dissolved organic phosphorus (DOP)

utilization, which corresponded to alkaline phosphatases of Alfa, Beta and Gammaproteobacteria. Diversity estimation of alkaline phosphatase *phoX* of Alchichica was similar to that of systems exhibiting contrasting environmental characteristics (trophic state, phosphorus condition, concentration of Zn^{+2} , Mg^{+2} and Ca^{+2} , metal cofactors of these type of enzymes). This comparison comprehends a starting point to understand the diversity of these bacterial metallophosphatases in natural waters.

Palabras clave: enzimas extracelulares, Alchichica, diversidad metabólica, bacterioplancton, microbialitos

Introducción

Los procariontes son responsables de la mayor parte de la remineralización de nutrientes en los ecosistemas, sin embargo apenas empezamos a identificar a los componentes de las comunidades con este potencial metabólico. Este es el caso del potencial de degradación de las diferentes formas de fósforo en la biósfera. En esta exploración, el estudio en los sistemas acuáticos, en particular, del bacterioplancton ha sido un modelo muy útil para buscar la diversidad genética de estos marcadores y a través de ello, comenzar a entender el papel que juegan los microbios en el ciclaje de este importante elemento.

Cuando el fósforo inorgánico disuelto (PID) es escaso, como ocurre en las aguas superficiales, se ha observado que el fósforo orgánico disuelto (POD) es la fracción más abundante y puede ser aprovechada por algunos microorganismos (Dyhrman *et al.*, 2007). Tres fosfatasa alcalinas bacterianas para la remineralización del POD han sido identificadas y caracterizadas recientemente, y se ha hipotetizado que su presencia y abundancia (por ejemplo en el ecosistema marino y en suelos) parece estar ligada a la disponibilidad de los cofactores metálicos que utilizan: el calcio, el magnesio y el zinc (Sebastian y Ammerman, 2009; Luo *et al.*, 2009).

Las fosfatasa son un grupo reconocido de enzimas extracelulares. La actividad de las fosfatasa ha sido utilizada como un estimador del estado trófico de las comunidades en los cuerpos acuáticos o el suelo debido a que su expresión no es constitutiva y está ligada al estrés ambiental (Chróst y Siuda, 2002; Strojsova *et al.*, 2003).

Contrariamente a las enzimas intracelulares que actúan en el citoplasma donde el pH está amortiguado, las enzimas extracelulares están directamente afectadas por el pH del ambiente, dado que los cambios en la concentración de iones hidrógeno modifican el estado de ionización de los aminoácidos en la estructura tridimensional de las enzimas (Tipton y Dixon, 1979). Tras la caracterización de las constantes de semisaturación, temperatura y pH óptimo es este tipo de fosfatasa (Hoppe, 2003) se ha observado que las desviaciones del pH óptimo disminuyen las tasas de actividad de estas enzimas (Chróst, 1991).

El término fosfatasa alcalinas engloba a un grupo de enzimas que reaccionan óptimamente en un rango de pH de 7.6 – 9.6 (ver Chróst y Siuda, 2002), mientras que las fosfatasa ácidas, lo hacen en pH abajo de siete, generalmente entre cuatro y seis (Jansson *et al.*, 1988). La presencia y la caracterización de las fosfatasa extracelulares en los diferentes grupos microbianos ha sido una pregunta abierta desde hace décadas. La posibilidad de estudiar metagenomas y transcriptomas de las comunidades acuáticas ha producido recientes e interesantes respuestas. Si bien, la proteína PhoA fue bien caracterizada y estudiada en cepas de *Escherichia coli* (Overbeeke *et al.*, 1983), al buscar su distribución en los microbios marinos fue sorprendente encontrar que la fosfatasa *PhoX* era más



abundante que la esperada *PhoA* (Sebastian y Ammerman, 2009) en el océano. Solamente unos meses más tarde, Luo *et al.* (2009) revelarían que la fosfatasa *PhoD* está más ampliamente distribuida que las dos anteriores. En el presente estudio se examina la presencia, la identidad y la diversidad de las fosfatasas alcalinas *phoX* y *phoD* (metalofosfatasas calcio-dependientes), utilizando microbialitos y bacterioplancton del lago Alchichica, Puebla, como modelo de estudio. De los ensamblajes microbianos estudiados, los microbialitos en particular, presentan una gran complejidad estructural y funcional, además de una alta diversidad (Centeno *et al.*, 2012).

Materiales y Métodos

Extracción de ADN total de microbialitos y bacterioplancton

Se colectaron muestras de diferentes componentes de la fracción microbiana del lago-cráter Alchichica durante los periodos de mezcla (enero de 2011) y estratificación (agosto de 2011). De los dos tipos morfológicos de microbialitos presentes en Alchichica (esponjoso y columnar *sensu* Tavera y Komarek (1996), se colectaron núcleos de aproximadamente 5 cm de diámetro por 5 cm de profundidad de las capas superficiales de estas estructuras. El muestreo se realizó por triplicado para seis microbialitos (de cada tipo morfológico) distribuidos a lo largo del lago (ver Valdespino, 2015). Para estudiar el bacterioplancton se colectó agua de tres profundidades: 5m, 20 m y 61 m, en una estación central del lago, por triplicado. El agua fue filtrada a través de membranas de 0.22 μm , Durapore, Millipore, posteriormente a un pre-filtrado por 10 μm .

Las secuencias parciales de las fosfatasas alcalinas *phoX* y *phoD* fueron amplificadas con oligos degenerados en el ADN total de microbialitos y bacterioplancton de diferente profundidad. Los oligos para recuperar secuencias parciales de *phoX* fueron diseñados por Sebastian y Ammerman (2009), mientras que los oligos degenerados para recuperar secuencias parciales de fosfatasas tipo *phoD* fueron diseñados por Sakurai *et al.* (2008). Estos fragmentos fueron amplificados por PCR siguiendo las condiciones de amplificación reportadas en los trabajos anteriormente señalados y fueron posteriormente visualizados por electroforesis en geles de agarosa. Así mismo fueron ligados a un vector de clonación (TOPO-TA, Invitrogen, USA) e incorporados a células de *E. coli* termocompetentes (DH α -5, Invitrogen, USA).

Extracción de ácidos nucleicos

Se realizaron extracciones de ADN total de microbialitos (morfo tipo esponjoso n=6 y columnar n=6) y de la columna de agua (n=3, para cada una de las tres profundidades) según el protocolo de Zhou *et al.* (1996), con limpiezas posteriores de fenol: cloroformo: isoamil alcohol y purificación con columnas de sílice (ver Centeno *et al.*, 2012). Aproximadamente 5 g de cada microbialito fueron pulverizados en varios ciclos con nitrógeno líquido en una solución buffer (100 mM Tris-HCl, 20 mM NaCl, 100 mM EDTA, pH 8) y 0.06 del volumen obtenido de CTAB.

La fase soluble fue recuperada y extraída en dos ciclos con fenol: cloroformo: isoamil alcohol (25: 24: 1) y en un ciclo posterior con cloroformo: isoamil alcohol (24:1). El ADN fue precipitado durante toda la noche añadiendo dos volúmenes de 2-propanol, 0.1 volumen de acetato de sodio (3 M) y 2 μL of GlycoBlue (Ambion Inc., USA). El ADN precipitado fue recuperado por centrifugación (8000 g por 15 min) y resuspendido en agua de grado molecular. Las muestras fueron purificadas con columnas Mini Spin columns (DNeasyBlood&Tissue kit; QIAGEN, Alameda, CA) según las recomendaciones

del fabricante, precipitadas nuevamente y almacenadas a -20°C hasta su análisis.

Análisis bioinformático

Los análisis principales incluyeron inferencias filogenéticas por distancia y por máxima verosimilitud (bootstrap 1000). La identidad de cada fragmento se corroboró con la base de datos del NCBI, usando el algoritmo BLASTn y se alinearon las secuencias obtenidas en base a su secuencia predicha de aminoácidos. Se utilizaron las plataformas de análisis de aminoácidos HMMER, Protein Data Base (PDB) o EMBL (ligadas a bases de datos de proteínas como Uniprot o Conserved Domains, de NCBI). A partir de alineamientos "curados" se realizaron análisis de secuencias con algoritmos de neighbor joining y máxima verosimilitud, que generan topologías en forma de árboles señalando la afiliación entre las secuencias. El análisis más utilizado en este proyecto fue el de máxima verosimilitud, a través de la plataforma en línea PhyML (Guindon *et al.*, 2010).

Para determinar las unidades taxonómicas operacionales (OTUs) se utilizó la plataforma MOTHUR (Schloss *et al.*, 2009) así como para estimar índices de diversidad de Shannon (H'), el parámetro de riqueza Chao y el porcentaje de cobertura de los resultados.

Caracterización ambiental (parámetros fisicoquímicos y biogeoquímicos)

Acoplado al muestreo biológico se colectaron datos de la fisicoquímica del sistema con el apoyo en el campo de los integrantes del Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES-Iztacala, UNAM. También se colectaron muestras por triplicado para nutrientes disueltos, N y P totales y para el análisis elemental de C, N y P en los microbialitos. Estos análisis fueron realizados con apoyo del Laboratorio de Biogeoquímica Acuática, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

En contenedores de polipropileno pre-lavados con agua desionizada se colectó para su análisis de nutrientes un volumen de agua de 30 ml prefiltrado en membranas de nitrocelulosa (0.44 y $0.22\ \mu\text{m}$) al que fueron agregadas tres gotas de cloroformo y fueron mantenidas en congelación hasta su análisis en los días subsiguientes. La determinación de la concentración de SRP, Amonio, Nitrato y Nitrito fue determinada para las muestras de la columna de agua y el agua circundante a los microbialitos, fue realizada en un analizador de flujo continuo (Skalar San Plus, Skalar) con los métodos estándar adaptados por Grashoff *et al.* (1983) siguiendo los circuitos de Kirkwood (1994). Para el análisis de N_{total} y P_{total} de las muestras de agua, se colectaron 10 ml sin filtrar y fueron mantenidas en congelación (-20°C) hasta su análisis. Estas muestras fueron analizadas según el método de Valderrama (1981).

Análisis elemental (C, N y P) de los microbialitos

Para el análisis elemental de los microbialitos se extrajeron secciones de la parte superficial "viva" de los microbialitos, de aproximadamente $1\ \text{cm}^3$ que fueron mantenidas en congelación y obscuridad hasta su análisis posterior. Después, fueron secadas a 12°C en vacío en el Savant Speed Vacdrier (Waltham, MA, USA). Una vez secas, fueron molidas en un mortero de ágata. Aproximadamente 20 mg de esta mezcla ($n=6$ para cada tipo de microbialito) fue utilizada para estimar su composición elemental de N y de P por una oxidación con persulfato a alta temperatura (Valderrama, 1981).

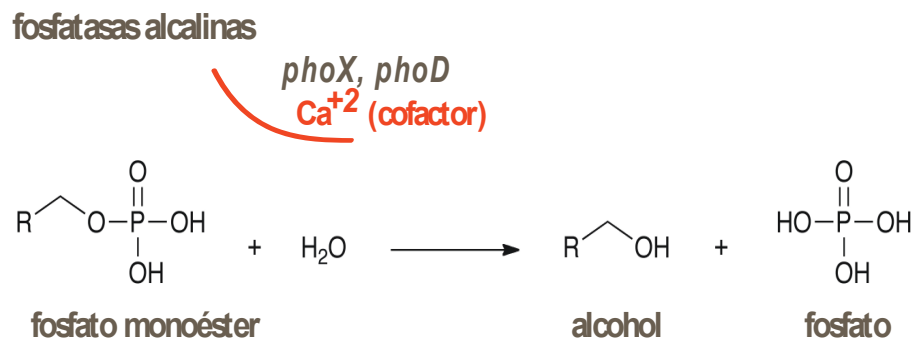


Resultados

Las características de los marcadores genéticos estudiados están compiladas y descritas en la Figura 1. Para cada una de las fosfatasa bacterianas se muestra su estructura y función generales, así como su tamaño, localización, inducción y funcionamiento óptimo. También se describen los dominios funcionales y los cofactores metálicos que utilizan.

Marcadores: fosfatasa alcalinas

Reacción:



	<i>phoX</i>	<i>phoD</i>
Actividad enzimática:	Hidrólisis de mono y di fosfoésteres	
Sustrato:	Fósforo orgánico disuelto, ésteres de mono y difosfato	
Tamaño de la proteína:	633 aa	583 aa
Localización:	Extracelular, periplasma, citoplasma	
Familia de proteínas:	Pfam: DUF839, TAT signal; InterPro IPR008557, Pfam: PF05787	<i>phoD</i> - tipo <i>Bacillus subtilis</i> Superfamilia MPP (metalofosfatasa) InterPro:IPR029052, Pfam:PF09423, TAT signal
pH óptimo:	7 - 10.5	5 - 10.2
inducción:	baja disponibilidad de fosfato	
Ligandos y grupos prostéticos:	calcio	
	Además del Ca^{+2} , iones como el Al^{+3} , Mg^{+2} , Zn^{+2} activan o estimulan su actividad	Además del Ca^{+2} , iones como el Co^{+2} , Cu^{+2} , Al^{+3} , Mg^{+2} , Zn^{+2} , activan o estimulan su actividad

Figura 1. Reacción general y características de las fosfatasa alcalinas procariontes *phoX* y *phoD* (Fuentes: Conserved Domains, NCBI; Protein Data Bank, BRENDA Database y las bases de datos de proteínas Pfam e InterPro).

Afiliación filogenética de las fosfatasas phoX y phoD

Un total de 218 secuencias parciales *phoX* fueron obtenidas a partir de los ensamblajes microbianos de Alchichica. En la Figura 2 se observa el agrupamiento de las secuencias (en una topología de máxima verosimilitud con bootstrap de 1000). Los fragmentos *phoX* obtenidos (aproximadamente 650 pb) fueron similares a fosfatasas alcalinas *phoX* de genomas bacterianos, principalmente de proteobacterias y a secuencias de estudios ambientales (de ambientes acuáticos marinos: Mar de los Sargazos y Bahía Chesapeake (Sebastian y Ammerman, 2009) y lacustres: lago Taihu, China; Dai *et al.*, 2014 y Dai, direct submission, NCBI). La anotación de las secuencias *PhoX* predichas de aminoácidos correspondieron con la familia de proteínas COG3211: *PhoX* (Predicted phosphatase. General function prediction only; pfam05787: DUF839); la mayoría fueron reconocidas como proteínas bacterianas de función desconocida (dominio DUF839), que contiene dominios previstos de beta-propellers. A través de la plataforma de análisis HMMER se detectaron en las secuencias de Alchichica los residuos E273 y E873, a partir de la secuencia PDB 3ZWU_A del Protein Data Bank.

También se obtuvieron en este estudio un total de 180 secuencias parciales similares a las de alcalinas fosfatasas tipo *phoD*, que mostraron afiliación filogenética con secuencias parciales obtenidas de suelos (Sakurai *et al.*, 2008). En la topología resultado de un análisis de máxima verosimilitud con bootstrap de 1000 (Fig. 3) las secuencias de microbialitos y bacterioplancton están agrupadas con secuencias ambientales y con secciones de fosfatasas tipo *phoD* de actinobacterias, alfa y gamma- proteobacterias.

Resulta interesante mencionar que algunas de las secuencias ambientales obtenidas por Sakurai *et al.* (2008) que están presentes en el árbol de la Figura 2 fueron previamente anotadas erróneamente como fosfatasas alcalinas *phoA* (*phoA* y *phoD* son genes que no son homólogos). Como parte del análisis se revisó este problema, y se corroboró que pertenecen a fosfatasas tipo *phoD*. Las secuencias previstas de aminoácidos correspondieron con el sitio de unión a calcio de la fosfatasa alcalina *PhoD* de *Bacillus subtilis* (residuos N215 y N216; 2YEQ; Protein Data Bank) los cuales fueron detectados en el 96% de las secuencias obtenidas del bacterioplancton y los microbialitos del lago Alchichica.

Para analizar la diversidad de cada uno de los marcadores se definieron las unidades taxonómicas operacionales (OTUs = en inglés Operational Taxonomical Units) que consideraremos como filotipos de cada marcador. El corte de similitud/divergencia (cut off) ha sido definido *in silico* para el marcador *phoD* (75%, Tan *et al.*, 2013) pero aún no para el marcador *phoX*, para el cual se utilizó un corte de similitud al 95%, como ha sido sugerido para el análisis de genes funcionales (Iwai *et al.*, 2011).

El análisis de los filotipos de *phoX* (corte de similitud = 95%) mostró una mayor proporción de filotipos compartidos entre ensamblajes microbianos (microbialitos y bacterioplancton), que entre periodos (estratificación y circulación). Los microbialitos y el bacterioplancton compartieron también algunos filotipos de la fosfatasa *phoD*, siendo los microbialitos de ambos periodos, los grupos que más filotipos compartieron (siete filotipos). De forma distinta a *phoX*, la divergencia entre grupos separa al grupo de Circulación. Bacterioplancton de los otros grupos, este es también el grupo que más filotipos únicos presentó.

En un balance comparativo, en las secuencias obtenidas de los ensamblajes de Alchichica, el marcador que más filotipos mostró fue *phoX* (27), seguido por *phoD* (23). El número de secuencias únicas constituyó 62.5% del total de las secuencias de *phoX*, 52.2% del total de *phoD*. Los filotipos compartidos entre microbialitos y bacterioplancton fueron seis de *phoX*, diez de *phoD* (lo que equivale al 22%, 43%



del total). Según los resultados de los indicadores de diversidad, la diversidad de filotipos de ambos marcadores estudiados fue mayor para los microbialitos que para el bacterioplancton con excepción del marcador *phoX* en el periodo de estratificación, cuyos índices superan a los de los microbialitos.

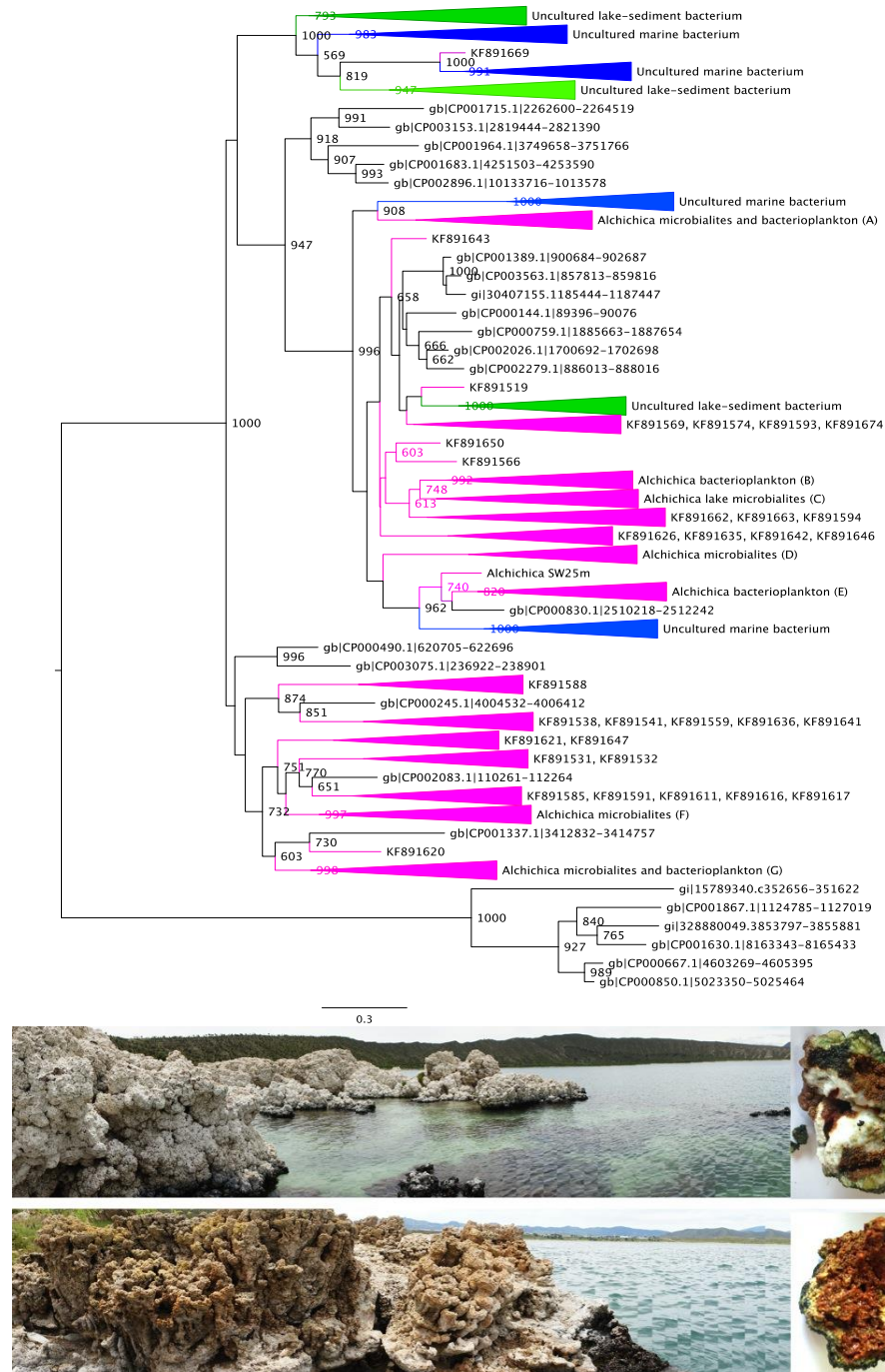


Figura 2. Topología de máxima verosimilitud de las secuencias parciales *phoX* (aprox. 600 pb). Las secuencias de Alchichica (en magenta) de microbialitos y bacterioplancton muestran afinidad con fosfatasa alcalinas *phoX* de genomas de bacterias aisladas (negro), principalmente proteobacterias, y de estudios ambientales: marinas (azul), del lago Taihu, China (verde). Están señalados los valores de bootstrap > 600/1000. En la parte inferior se muestra una panorámica de la zona litoral del lago Alchichica y los dos tipos morfológicos de microbialitos, el esponjoso (parte superior) y el microbialito columnar (parte inferior).

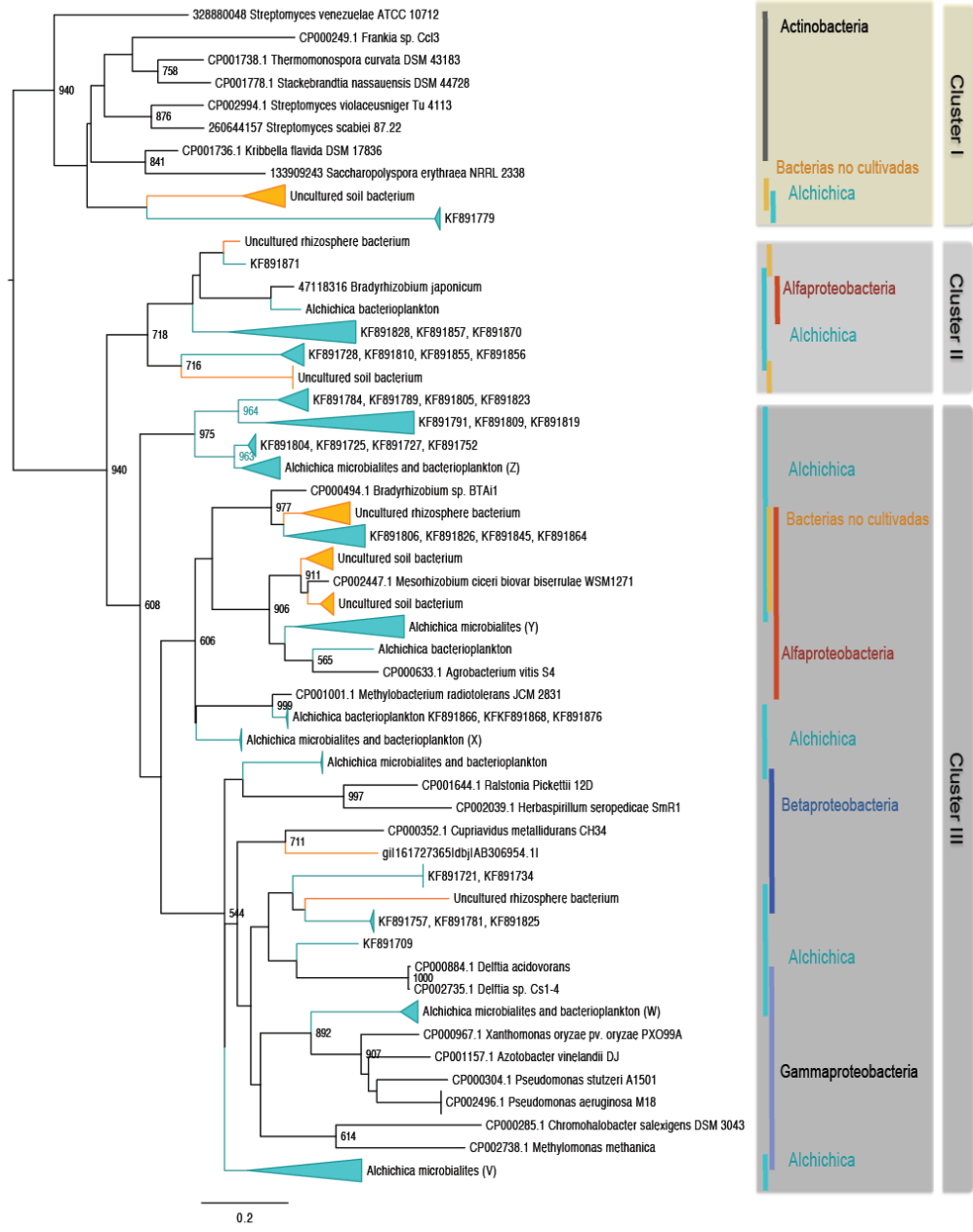


Figura 3. Topología de máxima verosimilitud de las secuencias parciales *phoD* (aprox. 350 pb). Las secuencias de Alchichica (en turquesa) de microbialitos y bacterioplancton muestran afinidad con fosfatasa alcalinas tipo *phoD* de genomas de proteobacterias aisladas (negro) del y de rizósfera (ocre). Están señalados los valores de bootstrap > 600/1000.

Diversidad de la fosfatasa *phoX* en aguas naturales

El análisis de filotipos usando los conjuntos de secuencias ambientales de *phoX* disponibles en el GenBank mostró una diversidad similar entre los tres sistemas acuáticos comparados (Mar de los Sargazos, Lago Taihu y Lago Alchichica) que muestran características contrastantes de estado trófico, condición de fósforo y concentración de Ca^{+2} , Mg^{+2} y Zn^{+2} , cofactores metálicos de este grupo de enzimas). Si bien, el número de filotipos no es muy distinto entre los sistemas estudiados, el agrupamiento



de las secuencias con un corte de similitud de 90%, no mostró solapamiento de filotipos entre sistemas (Fig. 4).

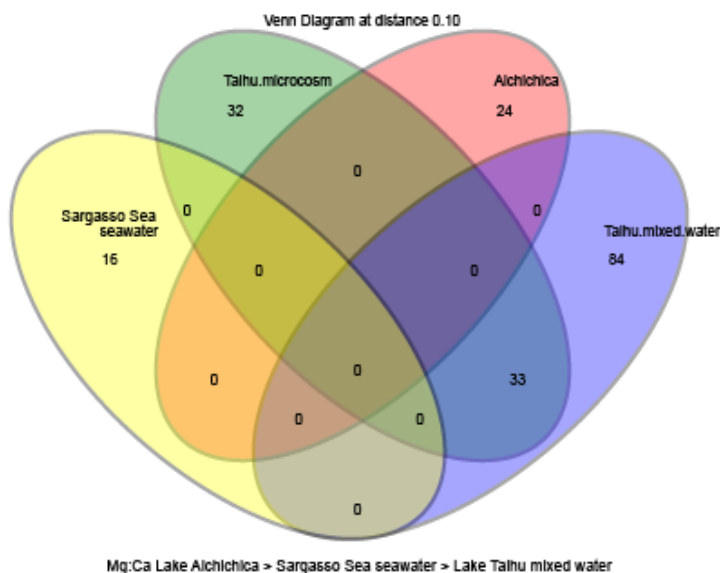


Figura 4. Agrupación de los filotipos de la fosfatasa alcalina *phoX*. (Diagrama de Venn; distancia 0.10) de sistemas acuáticos con características ambientales contrastantes (Lago Alchichica, Mar de los Sargazos-Bahía de Chesapeake y Lago Taihu). En la figura se describe el gradiente en la proporción iónica Mg:Ca entre los sistemas analizados.

Discusión

Los resultados indicaron una dinámica diferencial en cuanto a la presencia y diversidad de dichos marcadores en un periodo tan corto como el ciclo anual y en general un vasto potencial para el aprovechamiento de DOP por procariontes en un sistema con bajo contenido de calcio y en el cual el fósforo no es muy abundante. La abundancia y diversidad de los marcadores elegidos fue mayor en los microbialitos que en el bacterioplancton, esto es coherente con la sugerencia de una fuerte limitación por P (N:P=51) en los microbialitos.

Con estos análisis no es posible concluir si hay un efecto de los estilos de vida (vida libre en la columna de agua vs. vida en consorcio) sin embargo, al observar que el grupo que con mayor frecuencia se separa de los otros es el de bacterioplancton del periodo de circulación, se sugiere que la columna de agua estratificada, donde conviven especies aerobias y anaerobias, parece ser un mejor *simil* de la vida en consorcio de los microbialitos. La columna de agua en circulación, al estar oxigenada, presenta por tanto, una comunidad bacteriana con una estructura y dinámica diferente.

La presencia de estos marcadores en algunos de los grupos bacterianos más abundantes en los ambientes naturales (e.g. Proteobacteria o Bacteroidetes) es consistente con: uno) su distribución cosmopolita, dos) un vasto potencial genético para responder al cambio ambiental y tres) el alto potencial de remineralización de los sistemas acuáticos, sistemas conocidos por su capacidad para catalizar (acelerar) procesos ambientales (por ejemplo la captura de carbono). Proponemos que si la distribución de estas fosfatasas está restringida a pocos organismos o a organismos que solo están presentes bajo ciertas condiciones (e.g. en la columna de agua durante la circulación), son precisamente estos organismos los que pueden jugar un papel clave en ciertos momentos o condiciones (a decir por las secuencias únicas de cada periodo).

La composición iónica particular del lago Alchichica (bajo contenido de calcio y una alta proporción Mg:Ca) enmarcan la exploración de la diversidad de este tipo de enzimas y su asociación con la disponibilidad de sus cofactores metálicos. En este sentido se corroboró que los ensamblajes microbianos de este sistema (microbialitos y bacterioplancton) albergan una amplia diversidad de metalofosfatasa calcio-dependientes en este ambiente, cuya proporción Mg:Ca se encuentra entre las más altas reportadas.

Nuestros resultados muestran que las fosfatasa *phoX* de un sistema con una relativa baja concentración de Ca^{+2} fueron similares (a nivel de secuencia y en el número de filotipos presentes) de las obtenidas en un sistema con mayor concentración de este elemento a pesar de que la distribución y la variabilidad intrínseca en las comunidades microbianas es distinta. Estas relaciones constituyen una línea base en cuanto a la diversidad de estos marcadores en sistemas acuáticos. Nuestros resultados intentan contribuir al entendimiento de la diversidad genética de las comunidades microbianas y del uso potencial de fósforo orgánico disuelto en los ecosistemas acuáticos. Así como de la interacción de diversos cationes con el ciclo del fósforo y por ende, con el ciclo biogeoquímico del carbono.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo técnico para la realización de este trabajo a Luis A. Oseguera, Sergio F. Castillo, Antonio Cruz Peralta y Osiris Gaona Pineda. También al apoyo para el muestreo a Bernardo Valdespino y a Julián Bautista. Los fondos para este proyecto fueron otorgados a la Dra. Luisa I. Falcón a través de los Proyectos SEP-CONACyT No. 151796 y PAPIIT-UNAM No. IT100212-3.

Bibliografía

- Centeno C.M., P. Legendre, Y. Beltrán, R.J. Alcántara-Hernández, U.E. Lidström, M.N. Ashby, L.I. Falcón. 2012. Microbialite genetic diversity and composition relate to environmental variables. *FEMS Microbiology Ecology* 82(3): 724-735.
- Chróst R.J. 1991. Environmental control of the synthesis and activity of aquatic microbial ectoenzymes, In: Chróst R.J. eds. *Microbial enzymes in aquatic environments* Springer-Verlag. New York.
- Chróst R.J., W. Siuda. 2002. Ecology of Microbial Enzymes in Lake Ecosystems, In: Burns RC and Dick RP eds. *Microbial Enzymes in the Environment Activity, Ecology, and Applications* New York: Marcel Dekker, Inc. 35-72.
- Dai J., D. Chen, G. Gao, X. Tang, S. Wu, X. Wu, J. Zhou. 2014. Recovery of novel alkaline phosphatase-encoding genes (*phoX*) from eutrophic Lake Taihu. *Canadian Journal of Microbiology* 60 (3): 167-171.
- Dai J.Y. (unpublished, GenBank direct submission) Effect of microcystis bloom decomposition on genetic diversity of bacterial *phoX* in a microcosm experiment.
- Dyhrman S.T., J.W. Ammerman, B.A.S. Van Mooy. 2007. Microbes and the marine phosphorus cycle. *Oceanography* 20:110-116.
- Grasshoff K., K. Kremling, M. Ehrhardt. 1983. *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Guindon S., J.F. Dufayard, V. Lefort, M. Anisimova, W. Hordijk, O. Gascuel. 2010. New algorithms and methods to estimate maximum-likelihood phylogenies: assessing the performance of PhyML 3.0. *Systems Biology* 59(3): 307-321.
- Hoppe H.G. 2003. Phosphatase activity in the sea. *Hydrobiologia* 493:187-200.
- Iwai S., B. Chai, E.D.C. Jesus, C.R. Penton, T.K. Lee, J.R. Cole, J.M. Tiedje. 2011. Gene-targeted metagenomics (GT Metagenomics) to explore the extensive diversity of genes of interest in microbial communities. *Handbook of molecular microbial ecology I: metagenomics and complementary approaches*. (De Bruijn FJ, ed), pp. 235-243. John Wiley & Sons. Inc., Hoboken, New Jersey, USA.
- Jansson M., H. Olsson, K. Petterson. 1988. Phosphatases; origin, characteristic and function in lakes. *Hydrobiologia* 170: 157 - 175.
- Kirkwood D.S. 1994. Sanplus segmented flow analyzer and its applications. *Seawater analysis*. Skalar.
- Luo H., R. Benner, R.A. Long, J. Hu. 2009. Subcellular localization of marine bacterial alkaline phosphatases. *Proceedings of the National Academy of Science U.S.A.* 10: 21219-21223.
- Luo H.W., H.M. Zhang, R.A. Long, R. Benner. 2011. Depth distributions of alkaline phosphatase and phosphonate utilization genes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Aquatic Microbial Ecology* 62: 61-69.



- Overbeeke N., H. Bergmans, F. van Mansfeld, B. Lugtenberg. 1983. Complete nucleotide sequence of *phoE*, the structural gene for the phosphate limitation inducible outer membrane pore protein of *Escherichia coli* K12. *Journal of Molecular Biology* 163(4): 513-532.
- Sakurai M., J. Wasaki, Y. Tomizawa, T. Shinano, M. Osaki. 2008. Analysis of bacterial communities on alkaline phosphatase genes in soil supplied with organic matter. *Soil Science and Plant Nutrition* 54: 62-71.
- Schloss P.D., S.L. Westcott, T. Ryabin, J.R. Hall, M. Hartmann, E.B. Hollister, R.A. Lesniewski, B.B. Oakley, D.H. Parks, C.J. Robinson, J.W. Sahl, B. Stres, G.G. Thallinger, D.J. Van Horn, C.F. Weber. 2009. Introducing mothur: Open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. *Applied Environmental Microbiology* 75(23): 7537-41.
- Sebastian M., J.W. Ammerman. 2009. The alkaline phosphatase *phoX* is more widely distributed in marine bacteria than the classical *phoA*. *ISME Journal* 3(5): 563-572.
- Strojsova A., J. Vrba, N. Nedoma, J. Komarkova, P. Znachor. 2003. Seasonal study of extracellular phosphatase expression in the phytoplankton of a eutrophic reservoir. *European Journal of Phycology* 38: 295-306.
- Tan H., M. Barret, M.J. Mooij, O. Rice, J.P. Morrissey, A. Dobson, B. Griffiths, F. O'Gara. 2013. Long-term phosphorus fertilisation increased the diversity of the total bacterial community and the *phoD* phosphorus mineraliser group in pasture soils. *Biology and Fertility of Soils* 49(6): 661-672.
- Tavera R., J. Komarek. 1996. Cyanoprokaryotes in the volcanic lake of Alchichica. Puebla State, Mexico. *Archiv fuer Hydrobiologie. Supplementband. Algological Studies* 83: 511-538.
- Tipton K.F., H.B.F. Dixon. 1979. Effects of pH on enzymes, In: Daniel LP eds. *Methods in Enzymology* vol. Volume 63. Academic Press, pp. 183-234.
- Valderrama J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122.
- Valdespino-Castillo P.M., R.J. Alcántara-Hernández, J. Alcocer, M. Macek, M. Merino-Ibarra, L.I. Falcón. 2014. Alkaline phosphatases in microbialites and bacterioplankton in Alchichica soda lake. *FEMS Microbiology Ecology* DOI: 10.1111/1574-6941.12411.
- Zhou J., M.A. Bruns, J.M. Tiedje. 1996. DNA recovery from soils of diverse composition. *Applied Environmental Microbiology* 62: 316-322.





Fitoplancton de los sistemas fluvio-deltáicos Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México

Muciño-Márquez Rocío Elizabeth¹, Figueroa-Torres María Guadalupe² y Aguirre-León Arturo³

¹Posgrado de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, col. Villa Quietud, CP. 04960, DF. México Autor de correspondencia: mucinoelizabeth@gmail.com.

²Laboratorio de Ficología, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, col. Villa Quietud, CP. 04960, DF. México.

³Laboratorio Ecología Costera y Pesquerías. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, col. Villa Quietud, CP. 04960, DF. México

Resumen

El fitoplancton ha sido utilizado como indicador de la calidad del agua por su sensibilidad a las variaciones de los niveles de nutrientes debido a alteraciones antropogénicas de los ecosistemas acuáticos como los sistemas fluvio-deltáicos Pom-Atasta y Palizada del Este. Las causas principales del deterioro de estos sistemas se deben a las actividades pesqueras, a la agricultura y a la explotación petrolera. El objetivo de este estudio consistió en identificar la composición y abundancia de las especies fitoplanctónicas indicadoras de eutrofización en los sistemas fluvio-Lagunares Pom-Atasta (PA) y Palizada del Este (PE) adyacente a la laguna de Términos Campeche, México. Se recolectaron muestras de fitoplancton para cada Laguna, en febrero y octubre del 2011, en 10 sitios, tanto en superficie como en medio fondo, utilizando una botella van Dorn. En las dos lagunas costeras se pudieron reconocer 67 taxa de fitoplancton indicador de eutrofización constituido por 18 especies de clorofitas, 18 especies de cianofitas, 14 especies de diatomeas, 10 especies de dinoflagelados y siete especies de euglenofitas, de las cuales 32 especies son formadoras de florecimientos algales nocivos (FAN) y 10 especies producen toxinas. La laguna PE en el mes de febrero en ambos niveles presentó el mayor número de especies indicadoras, constituidas por 40 taxa, mientras que PA presentó 25 taxa. En cambio en el mes de octubre en ambas lagunas se reportó el menor número de especies indicadoras, constituidas por 20 taxa. En febrero en PA la diatomea *Cylindrotheca closterium*, fue la especie más abundante con 52.5×10^3 céls. L⁻¹ en el sitio 2 en medio fondo. En octubre PA presentó la mayor abundancia de cianofitas indicadoras de eutrofización: *Chroococcus dispersus* (66×10^3 céls. L⁻¹), *Limnococcus limneticus* (70×10^3 céls.L⁻¹), *Merismopedia glauca* (68×10^3 céls. L⁻¹) y *Merismopedia punctata* (40×10^3 céls.L⁻¹). También se registraron especies productoras de toxinas *Gonyaulax spinifera*, *Prorocentrum minimum*, *P. rathymum*, *Anabaenopsis circularis*, *A. elenkinii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Cylindrospermopsis cuspidis*, *C. philippinensis*, *Dolichospermum circinalis* y *Pseudanabaena catenata*, cabe señalar que *C. philippinensis* es nuevo registro para la zona de estudio. Es importante, seguir realizando estudios en la identificación y cuantificación del fitoplancton, con especial énfasis en las especies indicadoras de eutrofización y productoras de toxinas, ya que brindan conocimiento de la ecología y la dinámica de los sistemas estudiados y ayudan a prevenir impactos negativos en los ecosistemas y en la salud humana.

Abstract

Phytoplankters have been used as water quality indicators because of their sensitivity to nutrient levels, such as those which are due to anthropogenic alterations of the aquatic ecosystems. Among the causes of deterioration of these systems, stand fishing activities, agriculture and oil exploitation. The objective of this study was to identify the composition and abundance of phytoplankton species indicative of eutrophication in the fluvio-lagunar systems of Pom-Atasta (PA) and Palizada del

Este (PE), which are adjacent to Laguna de Terminos Campeche, Mexico. Surface and mid-water phytoplankton samples were collected for each lagoon, in February and October of 2011 at 10 sites. Phytoplankton species indicative of eutrophication comprised 67 taxa for both lagoons, constituted by 18 species of chlorophytes, 18 species of cyanophytes, 14 species of diatoms, 10 species of dinoflagellates and seven species of euglenophytes; from these, 32 species are associated to Harmful Algal Blooms (HABs) and 10 species produce toxins. PE presented at both levels the largest number of indicator species in February (40 taxa), while PA only presented 25 taxa. On the other hand, the lowest number of indicator species for both lagoons ocured in October (20 taxa). In February the diatom *Cylindrotheca closterium*, was the most abundant species with 52.5×10^3 céls. L^{-1} in site two of PA. In October PA presented the highest abundance of species indicative of eutrophication: *Chroococcus dispersus* (66×10^3 céls. L^{-1}), *Limnococcus limneticus* (70×10^3 céls. L^{-1}), *Merismopedia glauca* (68×10^3 céls. L^{-1}) and *Merismopedia punctata* (40×10^3 céls. L^{-1}). Toxin-producing species were also recorded *Gonyaulax spinifera*, *Prorocentrum minimum*, *P. rathymum*, *Anabaenopsis circularis*, *A. elenkinii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Cylindrospermopsis cuspis*, *C. philippinensis*, *Dolichospermum circinalis* and *Pseudanabaena catenata*. It should be noted that *C. philippinensis* is a new record for the study area. The results here presented confirm that it is important to continue studies in the identification and quantification of phytoplankton, with special emphasis on those species which are either toxin-producing species or indicative of eutrophication, since they provide knowledge of the ecology and dynamics of the studied systems and help to prevent negative impacts on ecosystems and human health.

Palabras clave: Fitoplancton, indicador de calidad del agua, florecimientos algales tóxicos, sistemas fluvio-lagunares

Introducción

El fitoplancton constituye un recurso natural fundamental en el funcionamiento de los mares, lagunas costeras y cuerpos de agua dulce, ya que suele ser responsable del 90 % de la producción primaria en estos ambientes acuáticos (Margalef, 1981). Ha sido utilizado como indicador de la calidad del agua debido a sus ciclos de vida cortos, por su sensibilidad o tolerancia a cambios ambientales, además de que refleja fluctuaciones a los cambios que pueden ocurrir en las masas de agua por procesos naturales o antrópicos (Aguayo y Muñoz, 2001; De la Laza-Espino y Gómez-Rojas, 2005; Moreno-Ruiz *et al.*, 2008; Jaanus *et al.*, 2009).

Por su sensibilidad a las variaciones de los niveles de nutrientes debido a alteraciones antropogénicas en los ecosistemas, permiten su uso eficaz como indicadores biológicos de la calidad del agua (De la Lanza-Espino y Gómez-Rojas, 2005; Loza *et al.*, 2007). Sin embargo, por el aumento de los nutrientes, el fitoplancton también puede ser causante de efectos nocivos para el medio acuático, ya que ciertas especies de microalgas oportunistas forman florecimiento algales nocivos (FAN), afectando a los recursos pesqueros y al hombre. Los florecimientos algales producen excesiva biomasa de una o pocas especies que pueden producir toxinas e inhiben la capacidad fotosintética de otras de gran importancia en las cadenas tróficas, enturbian el agua, además de que provocan olores desagradables, disminuyen la concentración de oxígeno disuelto y por tanto de su disponibilidad para otros organismos (Fukuyo *et al.*, 1990; Chorus y Bartram, 1999; Cortés-Altamirano *et al.*, 2004; Moreno-Ruiz *et al.*, 2008; Echenique y Aguilera, 2009).

Considerando lo anterior es importante identificar las poblaciones de fitoplancton y vigilar cambios en su abundancia, además de que es útil como herramienta para establecer la calidad de los sistemas



acuáticos (Loza *et al.*, 2007). Las causas principales del deterioro de los sistemas fluvio-deltáicos Pom-Atasta y Palizada del Este, se deben a las actividades humanas, entre las cuales sobresalen la pesca, la agricultura y la explotación petrolera (Day y Yáñez-Arancibia, 1988). Por lo anterior, el objetivo de este estudio consistió en identificar las especies del fitoplancton indicadoras de la calidad del agua por eutrofización y el desarrollo de florecimientos algales asociados a ésta, en los sistemas fluvio-Lagunares Pom-Atasta (PA) y Palizada del Este (PE) adyacentes a la laguna de Términos Campeche, México.

Materiales y métodos

El sistema PA se encuentra en la porción occidental de la Laguna de Términos entre los 18°30' y 18°35' N y los 91°50' y 92°20' W. Su ubicación geográfica queda comprendida dentro de la llanura costera del sur del Golfo de México, formada por los ríos Grijalva y Usumacinta (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1982). Por otra parte, el sistema PE se localiza en la porción suroeste de la Laguna de Términos, entre los 18° 29' 13" y 18° 29' 04" N y los 91° 44' 36" y 91° 51' 31" W (Figs. 1 A-C).

Los días 12 y 13 de febrero y 15 y 16 de octubre del 2011, en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este (Fig. 1 B y C), se realizaron muestreos del fitoplancton, en 10 sitios para cada sistema, utilizando una botella van Dorn tanto para muestras de superficie como de medio fondo (hasta donde penetra la luz, establecido con un disco de Secchi), dando un total de 80 muestras las cuales se colocaron en frascos de 250 ml y se fijaron con acetato-lugol en una proporción de 100:1 respecto a la muestra.

Para la identificación y cuantificación del fitoplancton, las muestras se homogenizaron y se tomaron alícuotas de 2 mL, las cuales se depositaron en cámaras de Utermöhl (Hasle, 1978), y se revisaron en un microscopio invertido Olympus CK40 utilizando objetivos de 40X y 100 X, para la obtención de fotomicrografías se empleó una cámara SONY de 7.2 mega pixels. Para la identificación de las especies del fitoplancton se consultaron las obras de Schiller (1937); Cupp (1943); Osorio-Tafall (1942); Prescott (1970); Dodge (1982); Fukuyo *et al.* (1990); Komárek y Anagnostidis (1999); Licea *et al.* (1995); Moreno *et al.* (1996); Faust *et al.* (1999); Hernández- Becerril y Bravo-Sierra (2001); Siqueiros-Beltrones (2002); Komárek y Anagnostidis (2005); Figueroa-Torres *et al.* (2008); Gárate-Lizárraga *et al.* (2009); Valadez *et al.* (2010) y Novelo (2011). Se consultó el sistema AlgaeBase para verificar los nombres taxonómicos aceptados (Guiry y Guiry, 2015).

Para analizar las posibles diferencias en las abundancias de las especies indicadoras y los FAN entre los dos sistemas, se realizó un análisis de variación con pruebas no paramétricas de Mann-Whitney, utilizando el programa STATISTICA 99 (Bland y Altman, 1994).

Resultados

Composición fitoplanctónica de las especies indicadoras de eutrofización

En las dos lagunas costeras se pudieron reconocer 67 taxa (Tabla 1, Lámina 1) de fitoplancton indicador de eutrofización constituido por 18 especies de clorofitas, 18 especies de cianofitas, 14 especies de diatomeas, 10 especies de dinoflagelados y 7 especies de euglenofitas, de las cuales 32 especies son formadoras de florecimientos algales (FAN) (Lámina 2) de los cuales 10 especies producen toxinas: los dinoflagelados *Gonyaulax spinifera*, *Prorocentrum minimum* y *P. rhathymum* y

las cianofitas *Anabaenopsis circularis*, *A. elenkinii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Cylindrospermopsis cuspis*, *C. philippinensis*, *Dolichospermum circinalis* y *Pseudanabaena catenata*, cabe señalar que *C. philippinensis* es un nuevo registro para la zona de estudio (Tabla 1, Láminas 1 y 2).

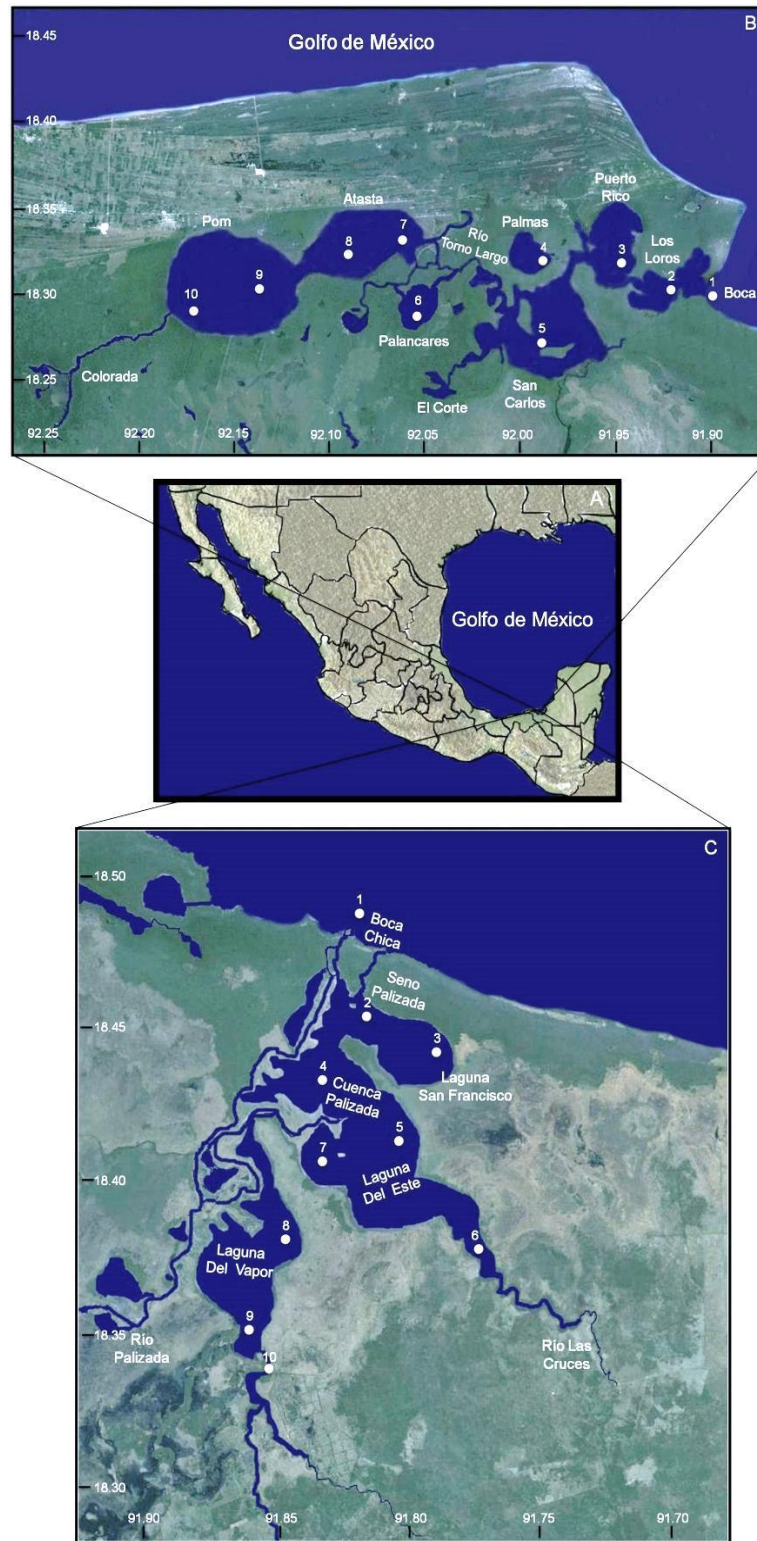


Figura 1. (A) Localización geográfica de los sistemas fluvio-lagunares, (B) Pom-Atasta y (C) Palizada del Este. Laguna de Términos, Campeche, México, en el sur del Golfo de México y sitios de muestreo.

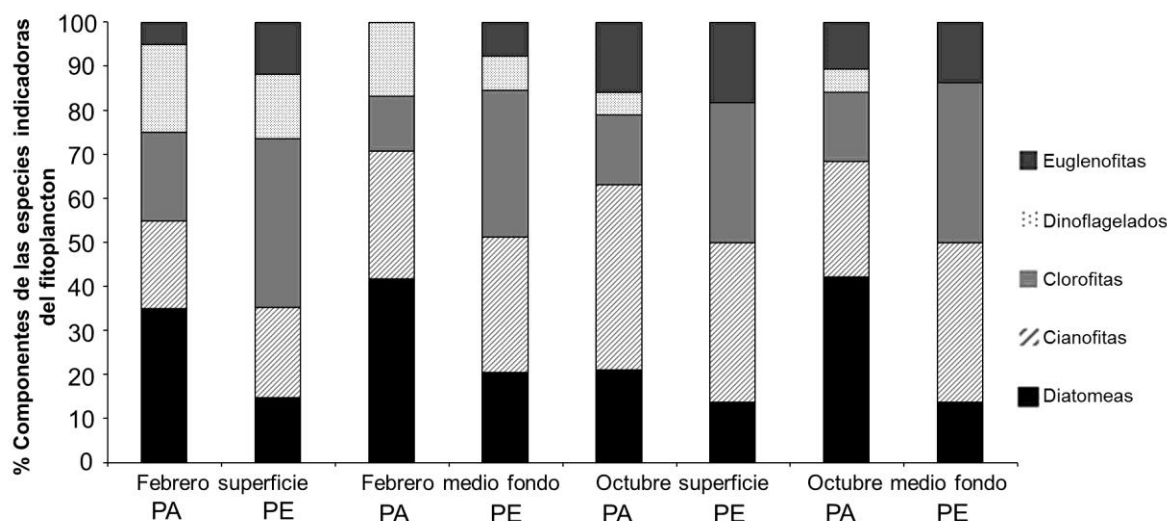


Figura 2. Contribución en porcentaje de la abundancia del componente fitoplanctónico de las especies indicadoras de eutrofización en los sistemas fluvio-lagunares, Pom-Atasta (PA) y Palizada del Este (PE), Campeche, México.

En PA y en PE, en el mes de febrero, en ambos niveles se reportó el mayor número de especies indicadoras, PE con 40 taxa de los cuales, las clorofitas representaron el 38 %, las cianofitas el 21 %, las diatomeas el 15 % y el 26 % restante lo constituyeron las euglenofitas y los dinoflagelados. PA estuvo constituida por 25 taxa de los cuales, las diatomeas representaron el 42 %, las cianofitas el 26 %, las clorofitas el 17% y el 15 % restante estuvo conformado por los dinoflagelados y las euglenofitas. En cambio en el mes de octubre se reportó el menor número de especies indicadoras, PE estuvo constituida por 22 taxa de los cuales, las cianofitas aportaron el 35 %, las clorofitas el 34 %, las euglenofitas el 18 % y el 13 % restante lo constituyeron las diatomeas.

PA presentó 20 taxa de los cuales, las diatomeas representaron el 31 %, las cianofitas el 30 %, las clorofitas el 27% y el 12 % restante conformado por las euglenofitas (Fig. 2, Tabla 1). El análisis estadístico indicó diferencias significativas (Mann-Whitney, $p < 0.05$) en la abundancia de los componentes de las especies indicadoras de eutrofización, entre los sitios de muestreo y entre los dos niveles de colecta, en ambas lagunas.

Especies fitoplanctónicas más abundantes indicadoras de eutrofización

En el mes de febrero en ambas lagunas (PA y PE), se observó que la diatomea *Cylindrotheca closterium*, fue la especie más abundante. Su mayor abundancia (52.5×10^3 céls.L⁻¹) se registró en PA en el sitio 2 en medio fondo seguida por la cianofita *Pseudanabaena limnetica* con 7.5×10^3 céls.L⁻¹ (Fig. 3A). En PE las especies más abundantes se reportaron en el sitio 6, tanto en superficie como en medio fondo y fueron: *Aphanocapsa elachista* con 5.0×10^3 céls.L⁻¹ y *Desmodesmus communis* con 3.5×10^3 céls.L⁻¹ (Fig. 3B). La prueba de Mann-Whitney indicó que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) en las abundancias de estas especies entre las lagunas y sitios de muestreo.

En el mes octubre en PE las abundancias de las especies fueron bajas (5 y 10×10^3 céls.L⁻¹), en cambio en PA, las cianofitas *Chroococcus dispersus* (66×10^3 céls.L⁻¹) y *Merismopedia punctata* (60×10^3 céls.L⁻¹) fueron abundantes en el sitio 3 en los dos niveles. En el mismo sitio pero en medio fondo *Limnococcus limneticus* (70×10^3 céls.L⁻¹) y *Merismopedia glauca* (68×10^3 céls.L⁻¹) fueron las especies

más abundantes (Fig. 4). La prueba de Mann-Whitney indicó que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) en las abundancias de estas especies entre los sitios de muestreo.

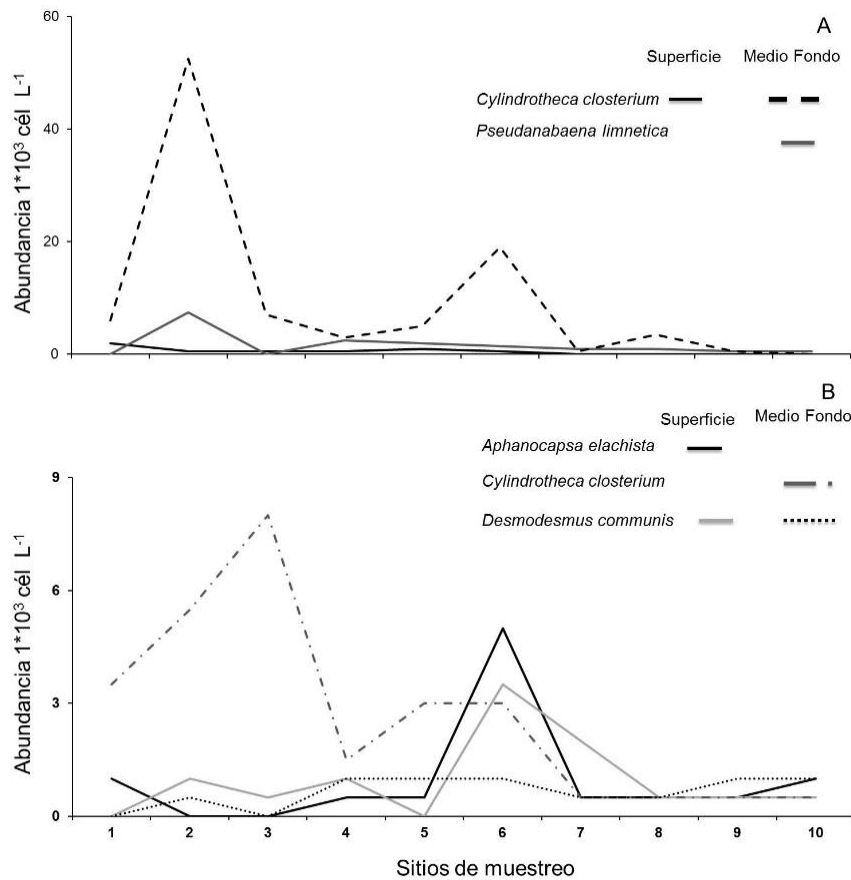


Figura 3. Especies más abundantes en el mes de febrero, indicadoras de eutrofización en los sitios de muestreo en los sistemas fluvio-lagunares (A) Pom-Atasta y (B) Palizada del Este, Campeche, México.

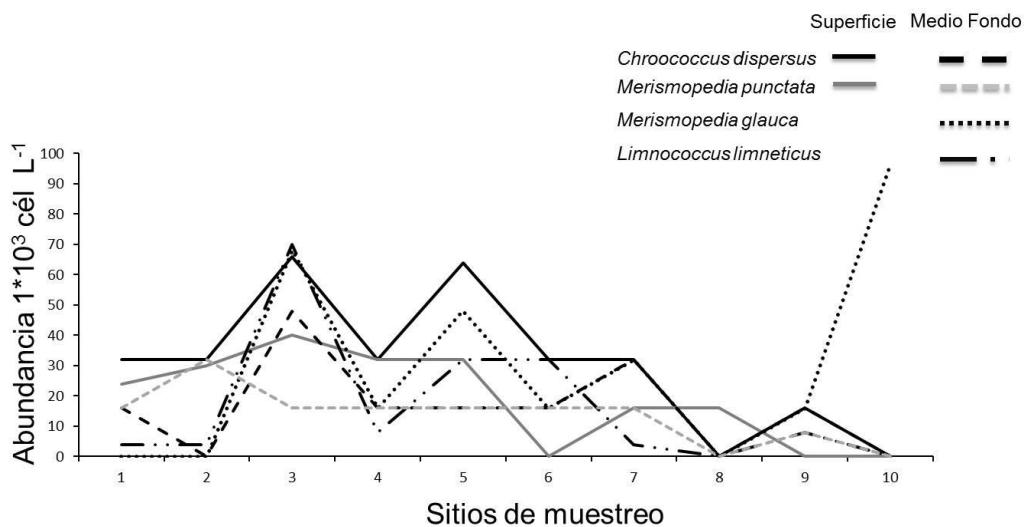


Figura 4. Especies más abundantes indicadoras de eutrofización en el mes de octubre, en los sitios de muestreo en el sistema fluvio-lagunar Pom-Atasta, Campeche, México.



Discusión

El fitoplancton refleja las condiciones ambientales del medio acuático, ya que responde rápidamente a los cambios que ocurren por procesos naturales o por actividades humanas, modificando la estructura de sus comunidades (De la Lanza Espino *et al.*, 2000; Jaanus *et al.*, 2009), además de que algunas microalgas presentan una gran variedad de características ecofisiológicas que les permiten ser exitosas en cuerpos de agua eutróficos como el caso de las cianofitas (Khattak *et al.*, 2005; Jozwiak *et al.*, 2008).

En este estudio se reportaron 67 especies fitoplanctónicas indicadoras de la calidad del agua de las cuales las cianofitas *Aphanocapsaelachista*, *Chroococcus dispersus*, *Limnococcus limneticus*, *Merismopedia punctata* y *M. glauca* fueron más abundantes en el mes de octubre en el sistema PA. Estas especies se les puede encontrar en cuerpos de agua ricos en materia orgánica y son indicadoras de aguas eutróficas (Moreno-Ruiz, 2000; John *et al.*, 2002; Comas-González, 2009).

Otras especies de cianofitas, poco abundantes en este estudio, que también se encuentran en cuerpos de agua eutróficos fueron *Chroococcus minutus*, *Merismopedia elegans*, *Phormidium retzii* y *Planktolyngbya circumcreta* (Moreno-Ruiz, 2000; John *et al.*, 2002; Comas-González, 2009). Las clorofitas *Actinastrum hantzschii*, *Chlamydomonas globosa*, *Closteriumacerosum*, *Coelastrum microporum*, *Crucigenia quadrata*, *C. tetrapedia*, *Desmodesmus communis*, *D. denticulatus*, *Lagerheimia genevensis*, *Monoraphidium arcuatum*, *Pediastrum duplex*, *P. simplex*, *P. tetras*, *Scenedesmus falcatus*, *S. quadrispina* y *Tetraedron caudatum* (Moreno-Ruiz, 2000; Díaz-Mora *et al.*, 2001; John *et al.*, 2002; Vázquez *et al.*, 2004; Comas-González, 2009).

La clorofita *Pandorina morum* se ha reportado en cuerpos de agua con altas concentraciones de nitrógeno y fósforo, en ambientes eutróficos y betamesosapróbicos (Díaz-Mora *et al.*, 2001; Comas-González, 2009), *Scenedesmus acuminatus* se ha empleado en el Instituto Colombiano del Petróleo como indicador en bioensayos con efluentes y derivados del petróleo (Gómez-Luna y Ramírez-Carmenate, 2004; Comas-González, 2009), estas especies fueron escasas en este estudio.

Las euglenofitas *Euglena limnophila*, *Lepocinclisacus*, *Monomorphina pyrum* y *Trachelomonas volvocinopsis* indican contaminación moderada de nutrientes (Wolowski, 2002; Alves-da-Silva y Bridi, 2004; Islam y Irfanullah, 2005; Valadez *et al.*, 2010; Wołowski *et al.*, 2013) y *Lepocinclisoxyuris* es tolerante a la presencia de metales pesados (Conforti, 1994; Wolowski, 2002; Valadez *et al.*, 2010; Medeiros-Araujo *et al.*, 2012), estas especies no fueron abundantes en este estudio.

En los ecosistemas costeros expuestos a procesos eutróficos algunas microalgas presentan diferente grado de sensibilidad al cambio de la concentración de nutrientes, dada su capacidad de responder a los cambios de los factores físicos y químicos, lo que las hace que represente un indicador ideal para evaluar la eutrofización (Khattak *et al.*, 2005; Jozwiak *et al.*, 2008). Como es el caso de las cianofitas que se encuentran en ambientes acuáticos que se caracterizan por tener un alto nivel de nutrientes (fósforo y nitrógeno) y pueden formar florecimientos (FAN) (Jozwiak *et al.*, 2008).

En este estudio se reportaron 32 especies formadoras de FAN entre las que destaca *Cylindrotheca closterium* que fue la especie más abundante en el mes de febrero en los dos sistemas y es una especie que ha llegado a formar florecimientos algales en otras lagunas costeras, como en el Puerto Chelem y Telchac con densidades de 750 a 500×10^3 céls.L⁻¹ (Ortegón-Aznar *et al.*, 2011) y en la Bahía de la Paz formando florecimientos algales con densidades de 1.24×10^6 céls.L⁻¹ (Gárate-Lizarraga *et al.*, 2009).

Tabla 1. Abundancias (1×10^3 céls.L⁻¹) de las especies fitoplanctónicas indicadoras de eutrofización en Pom-Atasta y Palizada del Este, en superficie (s) y medio fondo (mf). Formadoras de florecimientos algales (F).

Especies	Pom-Atasta			Palizada del Este			Especies	Pom-Atasta			Palizada del Este				
	Febrero	Octubre	F	Febrero	Octubre	F		Febrero	Octubre	F	Febrero	Octubre	F		
Bacillariophyta															
<i>Actinocyclus senarius</i>	0,5	0,5	-	0,5	0,5	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	11	7	-	4	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bacillaria paxifilifer</i>	-	15,5	1,5	2	3	0,5	0,5	F	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coscinodiscus concinnus</i>	0,5	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1	-	3,5	5	0,5	2,5	4	F	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindrotheca closterium</i>	5	52,5	3,5	2	9	13	1	F	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ditylum brightwellii</i>	0,5	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Guillardia delicatula</i>	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lithodesmium undulatum</i>	-	5	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia sigma</i>	0,5	6	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Odontella aurita</i>	-	-	-	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Skeletonema costatum</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thalassosira eccentrica</i>	-	-	0,5	0,5	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorophyta															
<i>Actinastrum hantzschii</i>	-	-	-	-	0,5	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas globosa</i>	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Closterium acerosum</i>	-	-	-	-	0,5	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i>	-	-	-	-	4	3,5	-	5,5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crucigenia quadrata</i>	-	4	4	-	1,5	2	4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0,5	-	0,5	-	0,5	2	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	-	-	-	-	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus communis</i>	0,5	0,5	0,5	-	10	6,5	3	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lagerheimia genevensis</i>	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0,5	-	-	1,5	0,5	2,5	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pandorina morum</i>	-	6	-	-	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum duplex</i>	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum simplex</i>	-	-	0,5	-	0,5	3	0,5	1,5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum tetras</i>	-	-	-	-	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0,5	-	-	-	3	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus falcatulus</i>	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus quadricornis</i>	-	-	-	0,5	0,5	3,5	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetraedron caudatum</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinophyta															
<i>Gonyaulax spinifera</i>	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neoceratium furca</i>	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxyphysis oxytoides</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peridinium quinquecorne</i>	-	0,5	0,5	24	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorocentrum gracile</i>	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorocentrum micans</i>	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorocentrum minimum</i>	0,5	-	-	-	6,5	16,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorocentrum rhathymum</i>	-	5	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorocentrum triestinum</i>	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scripsiella trochoidea</i>	1,5	-	-	-	1,5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyanophyta															
<i>Anabaenopsis circularis</i>	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anabaenopsis elenkini</i>	-	-	-	-	-	4,5	-	4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanizomenon ovalisporum</i>	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanizomenon schindleri</i>	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa elachista</i>	110	-	100	160	75	175	110	25,5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus dispersus</i>	-	2	306	160	24,5	12,5	17	35,5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus minutus</i>	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyanophyta															
<i>Cylindrospermopsis cuspidata</i>	S	mf	s	mf	s	mf	s	mf	s	mf	s	mf	s	mf	s
<i>Cylindrospermopsis lippinensis</i>	0,5	-	-	-	8,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum circinalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnococcus limneticus</i>	17,5	-	92	162	3,5	3,5	24	24	-	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia elegans</i>	-	3,5	80	120	3	8,5	12	12	-	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia glauca</i>	31	-	12	292	-	2	8	12	-	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia punctata</i>	-	-	200	136	-	32	-	15,5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium retzii</i>	-	-	-	-	1	1,5	5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planktolyngbya circumcreta</i>	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudanabaena catenata</i>	-	4	6	-	4	80	10	15,5	F	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	5,5	5,5	35,5	10	-	50	25,5	25	F	-	-	-	-	-	-
Euglenophyta															
<i>Euglena limnophila</i>	-	-	0,5	-	0,5	1,5	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euglena viridis</i>	-	-	3,5	2	0,5	0,5	2	1,5	F	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis acus</i>	-	-	0,5	-	-	-	1	1,5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	-	-	-	-	-	0,5	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monomorphina pyriformis</i>	-	-	-	-	0,5	0,5	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



Esto hace necesario monitorear el sistema para prevenir o en su caso mitigar los riesgos causados por esta microalga, así como por la presencia de otras especies altamente nocivas, las cuales no fueron abundantes en este estudio, como las diatomeas: *Actinoptychus senarius*, *Asterionello psisglacialis*, *Bacillaria paxifiller*, *Coscinodiscus concinnus*, *Cyclotella meneghiniana*, *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira eccentrica*, los dinoflagelados: *Neocera tumfurca*, *Oxyphysisoxytoides*, *Peridinium quinquecorne*, *Prorocentrum gracile*, *P. micans*, *P. triestinum*, *Scripsiella trochoidea* y las euglenofitas: *Euglena viridis* y *Phacustortus*, estas últimas especies han llegado a formar FAN en otros cuerpos de agua, causando mortandad de peces por anoxia (Fukuyo *et al.*, 1990; Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001; Gárate-Lizárraga y Muñetón-Gómez, 2006; Aké-Castillo y Vázquez-Hurtado, 2008; Khondker *et al.*, 2008).

En otros ecosistemas costeros los florecimientos de algunas de estas especies han ocasionado mortandad de peces y pérdidas económicas como ocurrió en Puerto Escondido, Baja California en 2002 en donde se presentó un florecimiento de *N. furca* provocando la mortandad de atún en cautiverio con pérdidas de más de 500 toneladas de peces en menos de 48 horas, con valor aproximado de 13 millones de pesos (Orellana-Cepeda *et al.*, 2002).

Algunas especies de cianofitas forman FAN como es el caso de *Anabaenopsis elenkinii* en Sinaloa, que provocó la disminución de oxígeno disuelto y la mortandad de peces en un estanque de cultivo de camarón y se le puede encontrar en cuerpos de agua moderadamente eutróficos (Cortés-Altamirano y Licea-Durán, 1999; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2004, De la Lanza-Espino y Gómez-Rojas, 2005), *Aphanizomenon schindleri* produce mucílago, ocasiona mal olor en cuerpos de agua y sabor desagradable (Otaño, 2009) y *Pseudanabaena limnetica* puede causar agotamiento de oxígeno en el agua (Chomérat *et al.*, 2007).

También se reportaron especies potencialmente productoras de toxinas como los dinoflagelados *Gonyaulax spinifera* produce y essotoxina, *Prorocentrum minimum* produce hepatotoxina y *P. rathymum* produce envenenamiento diarreico por consumo de mariscos (Fukuyo *et al.*, 1990; Hernández-Orozco y Gárate-Lizárraga, 2006; Sar *et al.*, 2010). En Bolinao Filipinas, en el 2002, el florecimiento de *P. minimum* provocó muerte de peces causando pérdidas económicas de aproximadamente 9 millones de dólares (Diego-McGlone *et al.*, 2008). Cortés-Altamirano y Licea-Durán (1999) han reportado que los FAN de esta especie han ocasionado un crecimiento lento y una mortandad hasta del 80 % de los camarones en estanques de cultivo, estas especies no fueron abundantes en este estudio.

Se estima que más del 50% de las floraciones de cianofitas de aguas continentales, registradas o no a nivel mundial, son tóxicas (Hallegraeff, 1993), como el caso de *Anabaenopsis circularis* y *A. elenkinii* que producen toxinas (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2004; Walker, 2004; Komárek, 2005) y han ocasionado disminución de oxígeno disuelto en estanques de cultivo de camarón (Cortés-Altamirano y Licea-Durán, 1999), *Aphanizomenon onovalisporum* puede producir cilindrospermopsinas, saxitoxinas o anatoxinas (Pollingher *et al.*, 1998; Banker *et al.*, 2000; Quesada *et al.*, 2006; Cirés-Gómez y Quesada de Corral, 2011), *Pseudanabaena catenata* produce hepatotoxinas (Anagnostidis y Komarek, 1985; Lanzarot-Freudenthal, 2007), *Dolichospermum circinalis* en el Río Darling, Australia en 1991, formó un florecimiento algal neurotóxico, causando muerte de ganado (Bowling y Baker, 1996). Igualmente, especies del género *Cylindrospermopsis* como *C. cuspsis* y *C. philippinensis* producen microcistinas y envenenamiento paralizante por consumo de mariscos (Hawkins *et al.*, 1985; Carneiro *et al.*, 2009; Berry y Lind, 2010), cabe señalar que *C. philippinensis* es nuevo registro para la zona de estudio.

Una de las causas posibles de que las especies indicadoras de eutrofización de este estudio no fueran abundantes y formaran florecimientos, puede deberse a la mezcla de agua marina y continental, que ocasiona una variación constante en la concentración de la salinidad. Madigan *et al.* (2004) ha reportado que algunas microalgas son sensibles a los cambios bruscos en la concentración de la salinidad y no resisten los choques osmóticos en las células. Al parecer, las especies oportunistas formadoras de FAN registradas para los sistemas Pom-Atasta y Palizada del Este no tienen las condiciones óptimas para que estos florecimientos se desarrollen de manera intensa y prolongada, los cuales podrían causar mortandad de organismos en zonas pesqueras (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980; Ayala-Pérez *et al.*, 1998; Aguirre-León *et al.*, 2010), e inclusive provocar intoxicaciones en las poblaciones aledañas.

La presencia de estas especies per se constituye un riesgo potencial frente a un aumento en la concentración de nutrientes producto de desechos urbanos y la incidencia de factores ambientales óptimos para que las especies oportunistas puedan formar FAN. Para prevenir una situación de vulnerabilidad ante la afectación por la presencia y posible desarrollo de especies tóxicas, se requiere monitorear estos sistemas. Por lo cual es importante, seguir realizando estudios de identificación y cuantificación de las especies fitoplanctónicas indicadoras de eutrofización y desarrollo estas especies y ayudan a prevenir pérdidas económicas por afectación a las pesquerías y daños en la salud de la población local.

Conclusiones

Se puede concluir que en el mes de febrero y octubre en los sistemas PA y PE no están exentos de generar condiciones propicias para el desarrollo de especies fitoplanctónicas indicadoras de eutrofización y especies que forman florecimientos algales nocivos y tóxicos. Así mismo, se observó que en el mes de febrero se reportó una mayor riqueza de especies indicadoras de eutrofización en el sistema PE como fue el caso de la diatomea *Cylindrotheca closterium* que fue la especie abundante. Y en el sistema PA en el mes de octubre tuvo mayor riqueza de especies de cianofitas *Aphanocapsa elachista*, *Chroococcus dispersus*, *Limnococcus limneticus*, *Merismopedia punctata* y *M. glauca*. Se tienen un nuevo registro para la zona de estudio: *Cylindrospermopsis philippinensis* que es una especie que produce toxinas. Es importante, seguir realizando estudios sobre la identificación y cuantificación del fitoplancton, con especial énfasis en las especies indicadoras de eutrofización y de las formadoras de FAN, ya que ayudan a prevenir su impacto sobre los ecosistemas y sobre la salud humana.

Agradecimientos

Este estudio fue apoyado por la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, al proyecto Ecología y evaluación de comunidades de peces en sistemas costeros de Veracruz y Campeche, Golfo de México y sistemas coralinos de Quintana Roo, Caribe Mexicano, al proyecto Mareas rojas emergentes de México y a los revisores por los comentarios realizados al manuscrito.

Referencias

- Aguayo J., M.J. Muñoz. 2001. Detección de cianofitas y sus toxinas. Una revisión. *Rev. Toxicol.* 18: 65-71.
- Aguirre-León A., S. Díaz-Ruiz, Ramírez-Huerta AB. 2010. Ecología de peces dominantes costeros tropicales. Estudio para el sistema fluvio-deltaico Pom-Atasta, Campeche. (eds.). Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, México; 210 pp.
- Aké-Castillo J.A., G. Vázquez. 2008. Phytoplankton variation and its relation to nutrients and allochthonous organic matter in a coastal lagoon on the Gulf of Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 78: 705–714.



- Alonso-Rodríguez R., F. Páez-Osuna. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*, 219(1-4): 317-336.
- Alonso-Rodríguez R., F. Páez-Osuna, I. Gárate-Lizárraga. 2004. El fitoplancton en la camaricultura y larvicultura: importancia de un buen manejo. (eds.). ICMYL-UNAM y CESASIN, México. 147 pp.
- Alves-da-Silva S.M., F.C. Bridi. 2004. Estudo de Euglenophyta no Parque Estadual Delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. 2. Os gêneros *Phacus* Dujardin e *Hyalophacus* (Pringsheim) Pochmann. *IHERINGIA*, Sér. Bot., Porto Alegre, 59(1): 75-96.
- Anagnostidis K., J. Komárek. 1985. Modern approach to the classification system of cyanophytes 1-Introduction. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement*. 71: 291-302.
- Ayala-Pérez L.A., O.A. Avilés-Alatríste, J.L. Rojas-Galavíz. 1998. Estructura de la comunidad de peces en el sistema Candelaria-Panlau, Campeche, México. *Rev. Biol. Trop.* 46(3): 763-774.
- Banker R., B. Teltsch, A. Sukenik, S. Carmeli. 2000. 7-Epicylindrospermopsin, a toxic minor metabolite of the cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* from Lake Kinneret, Israel. *J. Nat. Prod.* 63: 387-389.
- Berry J.P., 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 "tegologo" snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicon* 55: 930-938.
- Bland J.M., D.G. Altman. 1994. Statistics notes. Correlation, regression and repeated data. *BMJ*. 308:896. Disponible en: URL: <http://dx.doi.org/10.1136/bmj.308.6933.896>
- Bowling L.C., P.D. Baker. 1996. Major cyanobacterial bloom in the Barwon-Darling River, Australia, in 1991, and underlying limnological conditions. *Mar. Freshw. Res.* 47: 643-657.
- Carneiro R.L., M.E.V. Santos, A.B.F. Pacheco, S.M.F.O. Azevedo. 2009. Effects of light intensity and light quality on growth and circadian rhythm of saxitoxins production in *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). *J. Plan. Res.* 31(5): 481-488.
- Chomérat N., R. Garnier, C. Bertrand, A. Cazaubon. 2007. Seasonal succession of cyanoprokaryotes in a hypertrophic oligo-mesohaline lagoon from the South of France. *Est. Coast. Shelf Sci.* 72, 591-602.
- Chorus I., J. Bartram. 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E y FN Spon, London. 416 pp.
- Cirés-Gómez S., A. Quesada de Corral. 2011. Catálogo de cianofitas planctónicas potencialmente tóxicas de las aguas continentales españolas. (eds.). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España. 85 pp.
- Comas-González A. 2009. Catálogo de las algas y cianoprocaritas dulciacuícolas de Cuba. (eds.). Universo sur, Cuba. 147 pp.
- Conforti V.T.D. 1994. Study of the Euglenophyta from Camaleão Lake (Manaus, Brazil). III. *Euglena* Ehr., *Lepocinclis* Perty, *Phacus* Duj. *Rev. Hidro. Trop.* 27:3-21.
- Cortés-Altamirano R., S. Licea-Durán. 1999. Florecimientos de microalgas nocivas en estanques para cultivo semi-intensivo de camarón en México. *Rev. Latinoam. Microb.* 41: 157-166.
- Cortés-Altamirano R., A. Sierra-Beltrán, R. Barraza-Guardado. 2004. Mortandad de peces debido a microalgas nocivas y tóxicas: cinco casos de marea roja en la costa continental del Golfo de California (2003-2004). 79-90 pp. In: S. Salas, M.A. Cabrera J, Ramos D, Flores, J Sánchez, (eds.). *Memorias Primera Conferencia de Pesquerías Costeras en América Latina y el Caribe. Evaluando, Manejando y Balanceando Acciones*. Mérida, Yucatán, México. Octubre 4-8.
- Cupp E.E. 1943. Plankton diatoms of the Gulf of California obtained by Allan Hancock expedition of 1937. *Allan. Hancock Pac Exped*(1-3);3:61-99.
- Day J.W., A. Yáñez-Arancibia. 1988. Consideraciones ambientales y fundamentos ecológicos para el manejo de la región de la Laguna de Términos, su hábitat y recursos pesqueros. En: Yáñez-Arancibia A, Day JW. *Ecología de los ecosistemas costeros en el sur del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos*, (eds.). Universitaria México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM., Coastal Ecology Insitute Louisiana State University. 518 pp.
- De la Lanza-Espino G., G. Gómez Rodríguez. 2005. Analysis of the short term geo-environmental evolution of an endorrey basin using satellite images: the case of Tecocomulco Lagoon, Mexico. *Invest. Geogr. Bol. Inst. Geogr.* 58: 66-79.
- De la Lanza Espino G., S. Hernández Pulido, L. Carbajal Pérez. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación: (bioindicadores). México, Plaza y Valdés. 307 pp.
- Díaz-Mora J., J. Martínez-Jiménez, A. Nieva-Pére. 2001. Evaluación de la aptitud de usos de zonas húmedas del ámbito territorial del plan hidrológico y de la confederación hidrográfica del Guadiana. Descripción de las comunidades planctónicas. (eds.). Este estudio ha sido realizado por la confederación hidrográfica del guadiana con la colaboración y asistencia técnica de la unión temporal de las empresas infraestructura y ecología S.L., e informes y Proyectos S.A. 111 pp.
- Diego-McGlone M., R. Azanza, C. Villanoy, G. Jacinto. 2008. Eutrophic waters, algal bloom and fish kill in fish farming areas in Bolinao, PAN gasinan, Philippines. *Mar. Poll. Bull.* 57: 295-301.
- Dodge J. 1982. Marine Dinoflagellates of the British Isles. (eds.). HMSO London, Inglaterra. 310 pp.

- Echenique R.O., A. Aguilera. 2009. Capítulo 3: Floraciones de Cyanobacteria toxígenas en la República Argentina: antecedentes. En: Giannuzzi, L., A. Colombi, T. Pruyas, A. Aun, M. Rujana, M. Falcione y J. Zubieta. Cianofitas y cianotoxinas: identificación, toxicología monitoreo y evaluación de riesgo. Corrientes, Moglia Impresiones. 238 pp.
- Faust M.A., J. Larsen, O. Moestrup. 1999. ICES identification leaflet for plankton. (eds). Natural Environment Research Council Plymouth Marine Laboratory. Leaflet 84: 28 pp.
- Figuroa-Torres M.G., D. Santos-Zafra, A.A. Velasco-González. 2008. Ficoflora de Xochimilco, parte 1: diatomeas y clorofitas. UAM, Unidad Xochimilco, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento el Hombre y su Ambiente. 122 pp.
- Fukuyo Y., H. Takano, M. Chihara. 1990. Red tide organisms in Japan. Uchida Rokakuho, Tokyo. Japon. 407 pp.
- Gárate-Lizárraga I., M.S. Muñeton-Gómez. 2006. Florecimiento del dinoflagelado *Gonyaulax polygramma* frente a la Isla Espíritu Santo, Golfo de California México. Rev. Inv. Mar. 27(1): 31-39.
- Gárate-Lizárraga I., M.L. Hernández-Orozco, C. Band-Schmidt., G. Serrano-Casillas. 2001. Red tides along the coasts of Baja California Sur, México (1984 to 2001). Océanides. 16(2): 127-134.
- Gárate-Lizárraga I., C.J. Band-Schmidt, F. Aguirre-Bahena, T. Grayeb-Del Alamo. 2009. A multi-species microalgae bloom in Bahía de La Paz, Gulf of California, México (June 2008). CICIMAR Océanides. 24(1):15-29.
- Gómez-Luna L.M., Z. Ramírez-Carmenate. 2004. Microalgas como biomonitores de contaminación. Rev. Cubana de Química. 16(2):
- Guiry M.D., G.M. Guiry. 2015. AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org/>
- Gutiérrez-Estrada M., V.M. Malpica-Cruz, J. Martínez-Reyes. 1982. Geomorfología y sedimentos recientes del sistema lagunar Atasta-Pom, Campeche, México. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México. 9:89-100.
- Hallegraeff G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycology. 32: 79-99.
- Hawkins P.R., M.T.C. Runnegar, A.R.B. Jackson, I.R. Falconer. 1985. Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. Appl. Environ. Microbiol. 1292-1295.
- Hernández-Becerril D.U., E. Bravo-Sierra. 2001. Planktonic Silicoflagellates (Dictyochophyceae) from the Mexican Pacific Ocean. Bot Mar. 44(5):417-423.
- Hernández-Orozco M.L., I. Gárate-Lizárraga. 2006. Síndrome de envenenamiento paralizante por consumo de moluscos. Rev. Biomed. 17:45-60.
- Islam A.K.M. Nurul, H.M. Irfanullah. 2005. Hydrobiological studies within the tea gardens at Srimangal, Bangladesh. II. Algal flora (excluding Chlorophyceae). Bangladesh J. Plant Taxon. 12(1): 33-52.
- Jaanus A., K. Toming, S. Hallfors, K. Kaljurand, I. Lips. 2009. Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period. Hydrobiologia. 629(1): 157-168.
- John D.M., B.A. Whitton, A.J. Brook. 2002. The Freshwater Algal Flora of the British Isles. Cambridge University Press, U.K.
- Jozwiak T., H. Mazur-Marzec, M. Plinski. 2008. Cyanobacterial blooms in the Gulf of Gdan'sk (southern Baltic): The main effect of eutrophication. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 37: 115-121.
- Khattak, T.M., B. Noorzaman, M. Ghulam. 2005. Evaluation of Algae from the Effluent of Dandot Cement Company, Dandot, Pakistan. J. Appl. Sci. Environ. Mgt. 9(1):147-149.
- Khondker M., R.A. Bhuiyan, J. Yeasmin, M. Alam, R.B. Sack, A. Huq, R.R. Colwell. 2008. New records of phytoplankton for Bangladesh. 5. Euglena, Euglenocapsa. Bangladesh J. Plant Taxon. 15(1):39-46.
- Komárek J. 2005. Phenotype diversity of the heterocytous cyanoprokaryotic genus *Anabaenopsis*. Czech. Phycology. Olomouc, 5: 1-35.
- Komárek J. K. Anagnostidis. 1999. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. En: Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig y D. Mollenhauer. (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1, Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm. 548 pp.
- Komárek J., K. Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. En: Büdel, B., L. Krienitz, G. Gärtner y M. Schagerl. (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2, Elsevier/Spektrum, Heidelberg. 759 pp.
- Lanzarot-Freudenthal M.A.P. 2007. Cianobacterias tóxicas y mortandades en masa de fauna salvaje en las Marismas de Doñana. (eds.). Departamento de Producción Animal, Genética, Facultad de Veterinaria, Universidad Complutense de Madrid, España.
- Licea S., J.L. Moreno, H. Santoyo, G. Figuroa. 1995. Dinoflageladas del Golfo de California. (eds.). Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 230 pp.
- Loza S., M. Carmenate, Y. Pereiro, M. Sánchez. 2007. Respuesta del fitoplancton ante el impacto antrópico de la zona costera NW de ciudad de La Habana, Cuba. Proceeding III Convención de Medio Ambiente, La Habana. 100 pp.
- Madigan M.T., J.M. Martinko, J. Parker. 2004. Brock: Biología de los Microorganismos. (8ª eds.). Prentice Hall Madrid.
- Margalef R, 1981. Ecología. (eds.). Barcelona España. 450 pp.
- Medeiros-Araujo G.J., J.E. Lucena-Barbosa. 2012. Gomes-Barbosa L, Pigmented Euglenophytes in a natural and shallow



- lake in the semiarid region of Paraíba State, Brazil. *Braz. J. Bot.* 35(1): 17-30.
- Moreno J.L., S. Licea, H. Santoyo. 1996. Diatomeas del Golfo de California.. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 240 pp.
- Moreno-Ruiz J.L. 2000. Fitoplancton. En: De la Lanza G, Hernández S, Carbajal JL, (comps.), Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Semarnap/Plaza y Valdés, México. 43-108 pp.
- Moreno-Ruiz J.L., M. Tapia-García, M.C. González-Macias, M.G. Figueroa-Torres. 2008. Fitoplancton del río Tehuantepec, Oaxaca, México y algunas relaciones biogeográficas. *Rev. Biol. Trop.* 56 (1): 27-54.
- Novelo E. 2011. Cyanoprokaryota. Fascículo 90 Serie: Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. (eds) Medina, R. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. 96 pp.
- Orellana-Cepeda E., C. Granados-Machuca, J. Serrano-Esquer. 2002. *Ceratium furca*: One possible cause of mass mortality of cultured blue fin tuna at Baja California, Mexico. *Proceedings of the Xth International Conference on Harmful Algae*. St. Petersburg Beach, Florida, USA. 514-516 pp.
- Ortegón-Aznar I., A. Rosado-Espinosa, A. Arjona-Massa, A. Aguilar-Perera. 2011. La marea roja en la costa norte de la Península de Yucatán. *Bioagrociencias.* 4(2):32-38.
- Osorio-Tafall B.F. 1942. Notas sobre algunos dinoflagelados planctónicos marinos de México, con descripción de nuevas especies. *An Esc Nac Cienc Biol.* 2:435-447.
- Otaño S.H. 2009. First report of the cyanobacterium *Aphanizomenon schindleri* (Nostocales, Cyanophyceae) in River Uruguay, Argentina. *Algological Studies*, 131:35-42.
- Pollinger U., O. Hadas, Y.Z. Yacobi, T. Zohary, T. Berman. 1998. *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti) in Lake Kinneret, Israel. *J. Plankton Res.* 20: 1321-1339.
- Prescott G.W. 1970. *The freshwater algae.* (eds). W.M.C. Brown Company Publishers Washington DC. USA. 167 pp.
- Quesada A., E. Moreno, D. Carrasco, T. Paniagua, L. Wormer, C. de Hoyos, A. Sukenik. 2006. Toxicity of *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanobacteria) in a Spanish water reservoir. *Eur. J. Phycol.* 41: 39-45.
- Sar .E.A., I. Sunesen ,A.S. Lavigne, A.B. Goya. 2010. *Dinophysis* spp. asociados a detección de toxinas diarreicas en moluscos (DSTs) y a intoxicación diarreica en humanos (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 45: 451-460.
- Schiller J. 1937. *Dinoflagellatae (Peridineae).* Teil 2. Akademische Verlagsgesellschaft. M.B.H., Leipzig. 590 pp.
- Siqueiros-Beltrones D.A. 2002. Diatomeas bentónicas de la Península de Baja California; diversidad y potencial ecológico. *Oceánides.* 15(1): 35-46.
- Valadez F., G. Rosiles-González, J. Carmona. 2010. Euglenophytes from Lake Chignahuapan, Mexico. *Cryptogamie, Algologie* 31:305-319.
- Vázquez G., E. Díaz-Pardo, A. Gutiérrez-Hernández, I. Doadrio, A. de Sostoa. 2004. “Los ríos y los lagos”. En: Los Tuxtlas, Guevara, S., J. Laborde y G. Sánchez-Ríos. (eds). Unión Europea-Inecol.
- Walker D. 2004. Water Quality Monitoring Report. Issue 1. Environmental Research Lab, University of Arizona.
- Wolowski K. 2002. Phylum Euglenophyta. In: *The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae.* (John, D.M., Whitton, B.A. & Brook, A.J. (eds), 144-179 pp. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wołowski K., M. Poniewozik, P.L. Walne. 2013. Pigmented euglenophytes of the genera *Euglena*, *Euglenaria*, *Lepocinclis*, *Phacus* and *Monomorphina* from the southeastern United States. *Polish Bot.* 58(2): 659-685.
- Yáñez-Arancibia A., F. Amezcua-Linares, J.W. Day Jr. 1980. Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. En: Kennedy, V.S. (eds.). *Estuarine perspectives.* Academic, Nueva York.

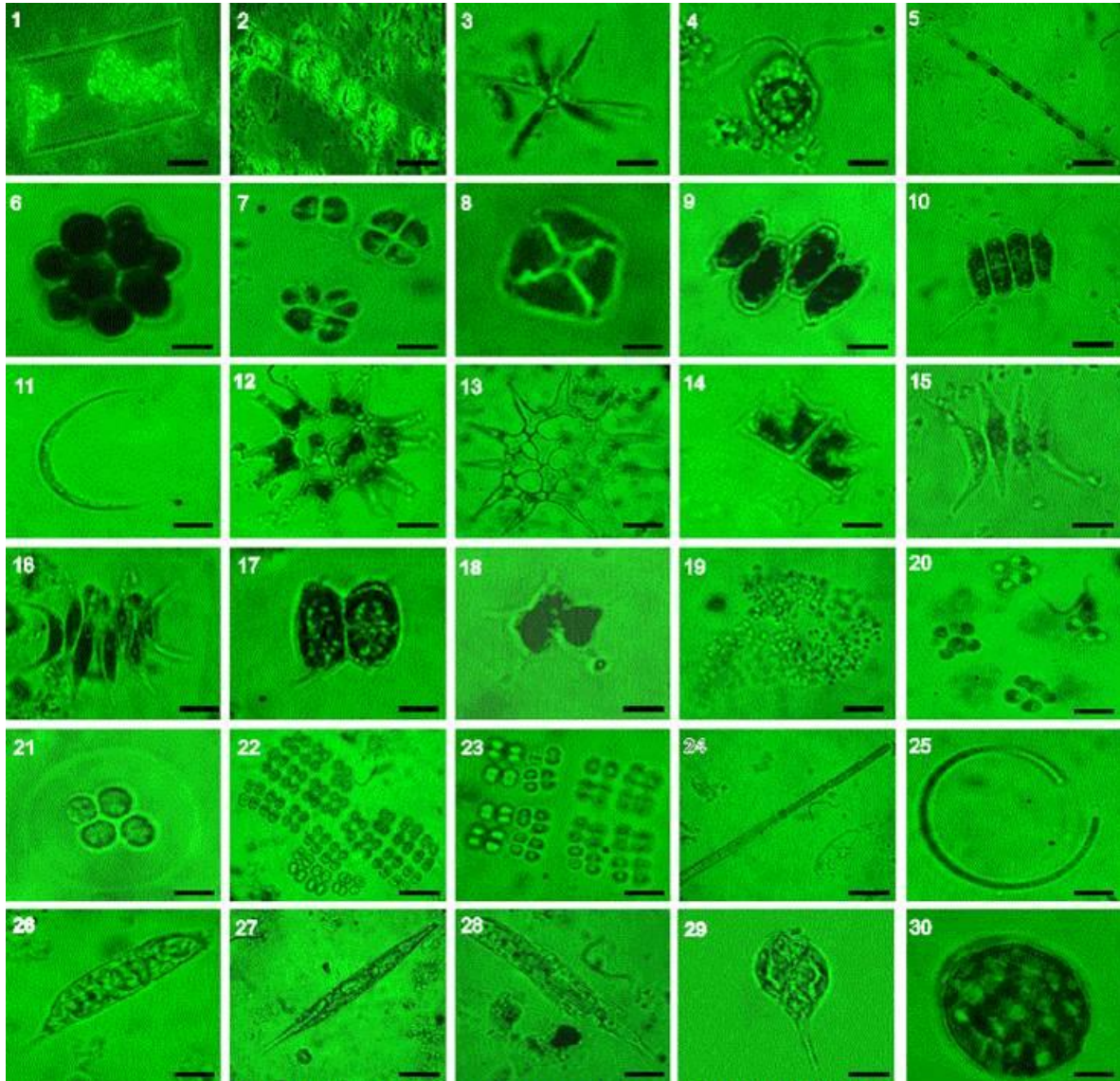


Lámina 1. Se muestra algunas especies fitoplanctónicas indicadoras de eutrofización antrópica: 1) *Guinardia delicatula*, 2) *Skeletonema costatum*, 3) *Actinastrum hantzschii*, 4) *Chlamydomonas globosa*, 5) *Closterium acerosum*, 6) *Coelastrum microporum*, 7) *Crucigenia quadrata*, 8) *C. tetrapedia*, 9) *Desmodesmus denticulatus*, 10) *D. communis*, 11) *Monoraphidium arcuatum*, 12) *Pediatrum duplex*, 13) *P. simplex*, 14) *P. tetras*, 15) *Scenedesmus acuminatus*, 16) *S. falcatus*, 17) *S. quadrispina*, 18) *Tetraedron caudatum*, 19) *Aphanocapsaelachista*, 20) *Chroococcus dispersus*, 21) *C. minutus*, 22) *Merismopedia glauca*, 23) *M. punctata*, 24) *Phormidium retzii*, 25) *Planktolyngbya circumcreta*, 26) *Euglena limnophila*, 27) *Lepocinclis acus*, 28) *L. oxyuris*, 29) *Monomorpha pyrurum*, 30) *Trachelomonas volvocinopsis*, en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México.

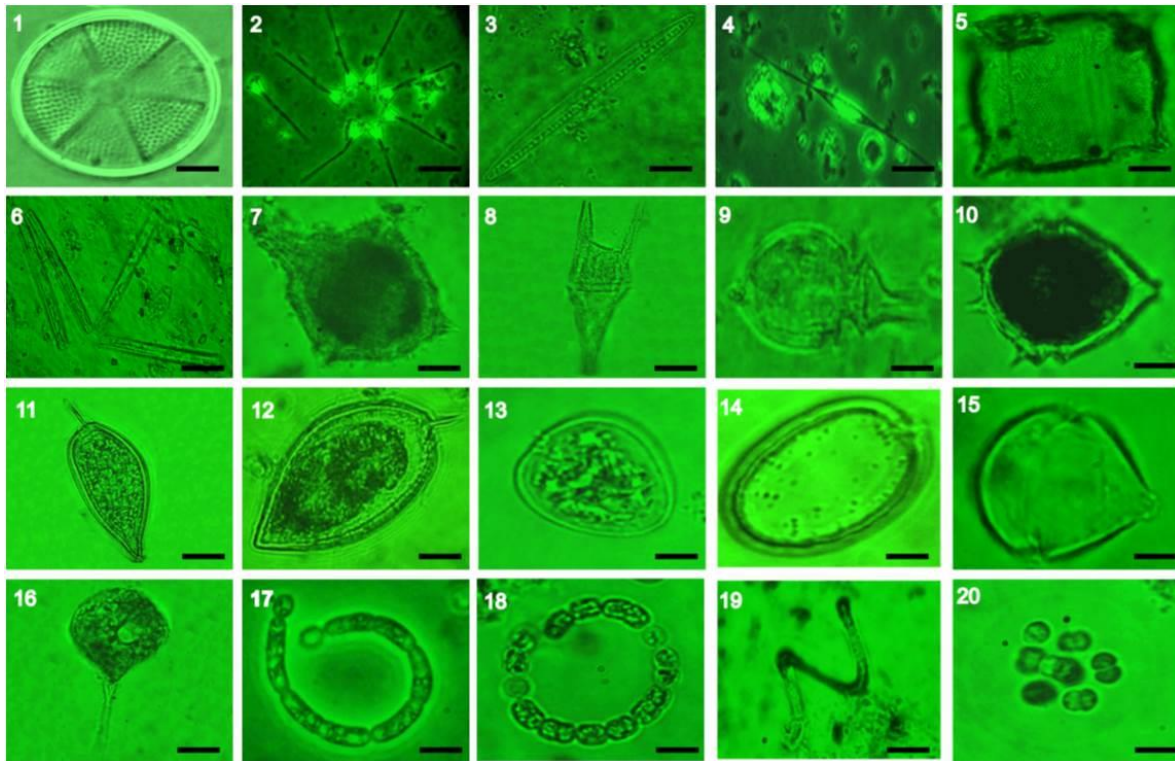


Lámina 2. Se muestra algunas especies fitoplanctónicas formadoras de FAN: 1) *Actinoptychus senarius*, 2) *Asterionellopsis glacialis*, 3) *Bacillaria paxifiller*, 4) *Cylindrotheca closterium*, 5) *Odontella aurita*, 6) *Thalassionema nitzschioides*, 7) *Gonyaulax spinifera*, 8) *Neoceratium furca*, 9) *Oxyphysis oxytoides*, 10) *Peridinium quinquecorne*, 11) *Prorocentrum gracile*, 12) *P. micans*, 13) *P. minimum*, 14) *P. rhathymum*, 15) *Scropsiella trochoidea*, 16) *Phacus tortus*, 17) *Anabaenopsis circularis*, 18) *A. elenkinii*, 19) *Cylindrospermopsis philippinensis*, 20) *Limnococcus limneticus*, en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México.





Pastoreo del zooplancton dulceacuícola sobre grupos funcionales de fitoplancton basados en morfología

Colina Maite^{1,2}, Calliari Danilo^{1,3,4}, Carballo Carmela^{1,2} y Kruk Carla^{1,2}

¹ *Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos, Universidad de la República (Iguá 4225 C.P. 11400 Montevideo, Uruguay). Autor de correspondencia: maitecolina@gmail.com.*

² *Sección Limnología, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Universidad de la República (Iguá 4225 C.P. 11400 Montevideo, Uruguay).*

³ *Oceanografía y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad de la República (Iguá 4225 C.P. 11400 Montevideo, Uruguay).*

⁴ *Centro Universitario de la Región Este, Rocha y Facultad de Ciencias, Universidad de la República (Ruta nacional N° 9 intersección con ruta N° 15 Rocha, Uruguay).*

Resumen

La generación de herramientas que permitan la estimación de la presión de pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton dulceacuícola es crucial para comprender, modelar y predecir la estructura de las comunidades pelágicas. La hipótesis de este trabajo es que el consumo de fitoplancton por parte del zooplancton puede ser bien estudiado agrupando a las especies de fitoplancton en grupos funcionales basados en morfología (GFBM) y al zooplancton herbívoro en grandes grupos taxonómicos, como ser cladóceros, copépodos calanoides y rotíferos. Se realizó una extensa revisión de la literatura sobre experimentos de pastoreo incluyendo información sobre tasas máximas de aclarado e ingestión. A partir de la base de datos confeccionada se logró caracterizar el impacto potencial de los grupos de zooplancton sobre los GFBM. Los rotíferos muestran mayor potencial de pastoreo sobre especies de tamaño pequeño y mediano (GFBM I y IV) y una respuesta funcional Tipo III. Por su parte el impacto potencial de cladóceros es mayor sobre el GFBM IV, pero la respuesta funcional que mejor describe la relación entre consumo y concentración de recurso es Tipo II. Tanto rotíferos como cladóceros mantienen su respectiva respuesta de alimentación, independientemente del tipo de alimento disponible, lo que indica una mala capacidad de selección del alimento. Los copépodos sin embargo, consumen diferentes GFBM, sin un patrón de respuesta funcional claro, observando una respuesta Tipo II al considerar únicamente los GFBMV y VI.

Abstract

Assessing zooplankton grazing on freshwater phytoplankton is crucial to understand, model and predict the structure and dynamics of pelagic communities. Our hypothesis is that phytoplankton consumption by zooplankton can be well represented by clustering phytoplankton species into morphology-based functional groups (MBFG) and zooplankton species into broad herbivore taxonomic units, namely cladocerans, calanoid copepods and rotifers. We characterized potential grazing of the zooplankton groups upon MBFG based on an extensive literature review of experimental data including information of clearance rates and maximum ingestion rates. Rotifers show greater potential grazing upon small and medium size species (MBFG I and IV) and presented a Type III functional response. Cladocerans also show greater potential impact upon MBFG IV but presented a Type II functional response. Rotifers and cladocerans maintained their respective feeding response regardless of the type of food available, indicating poor food selectivity. Copepods consumed different MBFG, but a clear Type II functional response pattern was observed when feeding on MBFGs V and VI.

Palabras clave: zooplancton, fitoplancton, pastoreo, GFBM

Introducción

Estimar las tasas de pastoreo del zooplancton y comprender sus efectos sobre la abundancia y composición del fitoplancton es clave para comprender, modelar y predecir la dinámica de las comunidades pelágicas de los sistemas dulceacuícolas (Lampert y Sommer, 2007). Dicho conocimiento también permite estimar los flujos de materia y energía a los niveles tróficos superiores (Sommer, 2008) y hacia la vía detritívora (Turner, 2002).

El mesozooplancton herbívoro de ecosistemas límnicos comprende tres grandes grupos taxonómicos: rotíferos, cladóceros y copépodos calanoides. Estos grupos presentan claras diferencias en los rasgos que afectan al pastoreo (ej. comportamiento alimenticio, rango de tamaño de presas, etc.) (Litchman *et al.*, 2013; Hansen, 1994) y por consiguiente difieren en el efecto que pueden causar sobre las comunidades de fitoplancton. El comportamiento de pastoreo se refleja en la respuesta funcional. Una respuesta funcional es entendida como la variación de la tasa de ingestión de un organismo en función de la concentración del alimento (Bämstedt *et al.*, 2000). Para el zooplancton de agua dulce la respuesta funcional más citada es la Holling Tipo II (Gentleman y Neuheimer, 2008).

Las características morfológicas del fitoplancton (tamaño y/o dimensión lineal máxima (MLD), presencia/ausencia de mucílago, presencia/ausencia de espinas, etc.) afectan su palatabilidad por parte del zooplancton. Dichas características son bien resumidas mediante el uso de grupos funcionales basados en morfología (GFBM; Kruk *et al.*, 2010). El objetivo de este trabajo es caracterizar la selectividad e intensidad del pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton utilizando una aproximación funcional, donde el zooplancton es clasificado en los tres grupos ya mencionados y el fitoplancton en GFBM.

Metodología

Se realizó una búsqueda bibliográfica sistematizada dirigida a resultados experimentales obtenidos bajo condiciones comparables de luz y temperatura. Sólo se consideraron datos de experimentos donde se cultivaran una especie de zooplancton con un monocultivo de fitoplancton. No fueron considerados experimentos realizados *in situ*. A partir de la búsqueda se confeccionó una base de datos en Excel sobre tasas de aclarado, ingestión y concentraciones de alimento a las cuales se obtuvieron las tasas mencionadas. El zooplancton fue clasificado en rotíferos, cladóceros y copépodos calanoides y el fitoplancton consumido se clasificó en GFBM.

A partir de dicha base de datos se analizaron las preferencias alimenticias de cada grupo de zooplancton mediante la comparación de las tasas de aclarado sobre los diferentes GFBM. Se realizaron test de Kruskal-Wallis y *post-hoc*. Para cada grupo de zooplancton se ajustaron los tres tipos de respuesta funcional de Holling para el conjunto de datos de todos los GFBM y para cada GFBM por separado. En cada caso se seleccionó un ajuste de respuesta funcional en base al valor de AIC (Akaike Information Critrion; Akaike, 1974). Todos los análisis fueron realizados utilizando el programa R Studio (R Core Team, 2013).

Resultados y Discusión

Tanto en el caso de rotíferos ($\chi^2_4 = 34.8$; $p < 0.001$) como de cladóceros ($\chi^2_5 = 34.5$; $p < 0.001$) se encontraron diferencias significativas en las tasas de aclarado desarrolladas sobre los diferentes GFBM. Los primeros desarrollaron sus mayores tasas de aclarado sobre fitoplancton de pequeño y mediano



tamaño (GFBM I y IV), mientras que cladóceros evidenciaron una preferencia significativa sobre el GFBM V. Para copépodos calanoides ($\chi^2=9.2$; $p=0.1$) no se evidenciaron diferencias significativas en sus tasas de aclarado frente a ninguno de los GFBM (Fig. 1).

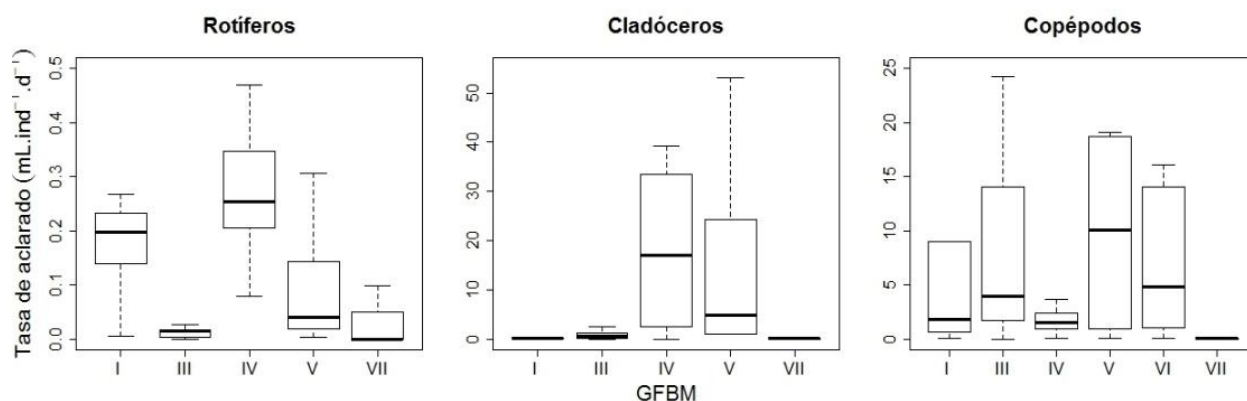


Figura 1. Tasas de aclarado ($\text{mL ind}^{-1} \text{ día}^{-1}$) para cada grupo de zooplancton sobre cada GFBM. En todos los casos la línea horizontal oscura es la mediana de los datos, el rectángulo abarca el 1er y 3er cuartil y la línea punteada el rango de distribución.

También se detectaron diferencias en el tipo respuesta funcionales que desarrolla cada grupo (Fig. 2). Para rotíferos la respuesta funcional que mejor se ajustó a su comportamiento fue la Tipo III, que sigue un patrón sigmoide y que demostraría una baja afinidad por el alimento cuando este se encuentra en bajas concentraciones (Gentleman y Neuheimer, 2008).

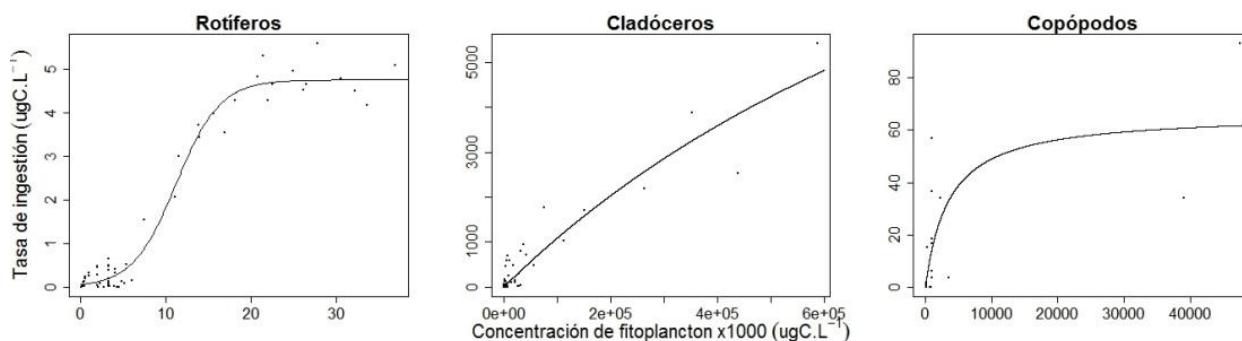


Figura 2. Respuestas funcionales: tasa de ingestión ($\mu\text{gC ind}^{-1} \text{ día}^{-1}$) vs, concentración de fitoplancton ($\mu\text{g C L}^{-1}$). Rotíferos (Holling Tipo III) y cladóceros (Holling Tipo II) sobre todos los GFBM en conjunto. Copépodos sobre GFBMs V y VI.

En el caso de cladóceros se observó una respuesta Tipo II, donde el consumo aumenta de forma hiperbólica con la disponibilidad del recurso, alcanzando la saturación de forma gradual (Gentleman y Neuheimer, 2008). Tanto rotíferos como cladóceros mantuvieron sus respectivas respuestas funcionales independientemente del tipo de alimento disponible, sugiriendo un comportamiento generalista ya que no se distingue entre el tipo de alimento disponible. Sin embargo, para copépodos únicamente se pudo ajustar un claro patrón de respuesta funcional (Tipo II) frente a los GFBM V y VI. La ingestión de organismos de dichos grupos (con presencia de estructuras especializadas: flagelos, paredes de sílice) indica una mayor capacidad manipulación del fitoplancton pero a la vez una posible mayor variedad de comportamientos en función del tipo de alimento.

Conclusiones

El presente trabajo contribuye a la caracterización del pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton dulceacuícola, identificando los rasgos asociados al pastoreo de los principales grupos del zooplancton herbívoro y llegando a una respuesta funcional general para rotíferos y cladóceros. El uso de GFBM permitió identificar las características morfológicas del fitoplancton que lo hacen más susceptible de ser consumido por el zooplancton. La agrupación de organismos utilizada tanto para el fitoplancton como para el zooplancton resultó una buena aproximación para estudiar las relaciones tróficas entre ambas comunidades.

Agradecimientos

Agradecemos a la ANII (Agencia Nacional de Investigación e Innovación) y a la CSIC (Comisión Sectorial de Investigación Científica- U de la R) Grupos I+D #1037 por financiar este trabajo.

Referencias

- Akaike H. A. I. 1974. A New Look at the Statistical Model Identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, AC-19(6): 716–722.
- Bämstedt U., Gifford, D. J., Irigoien, X., Atkinson, A., y Roman, M. 2000. Feeding. pp. 297–399 In: P. W. Harris, J. Lenz, H. R. Skjoldal, & M. Huntley (Eds.). *ICES Zooplankton Methodology Manual*. Academic Press.
- Gentleman W. C., & Neuheimer, A. B. 2008. Functional responses and ecosystem dynamics: how clearance rates explain the influence of satiation, food-limitation and acclimation. *Journal of Plankton Research* 30(11): 1215–1231.
- Hansen B. 1994. The size ratio between planktonic predators and their prey. *Limnology and Oceanography* 39(2): 395–403.
- Kruk C., V.L.M. Huszar, E.T.H.M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lüring, Reynolds, Scheffer M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55(3): 614–627.
- Lampert W., U. Sommer. 2007. *Limnoecology*. New York. Oxford University Press.
- Litchman E., M.D. Ohman, T. Kiorboe. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research* 35(3): 473–484.
- R Core Team. 2013. *R: A Language and Environment for statistical computing*. Vienna, Australia: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <http://www.r-project.org/>
- Sommer U. 2008. Trophic cascades in marine and freshwater plankton. *International Review of Hydrobiology* 93 (4-5): 506–516.
- Turner J. T. 2002. Zooplankton fecal pellets, marine snow and sinking phytoplankton blooms. *Aquatic Microbial Ecology* 27: 57–102.



Estudio preliminar de la comunidad bentónica de los Lagos de Montebello, Chiapas, México

Guadarrama-Hernández Sandra¹, Alcocer Javier², Ardiles-Gloria Vilma²,
Gaytán-Caballero Adriana³, Escobar Elva⁴ y Oseguera Luis A.²

¹ Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

² Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor de correspondencia: jalcocer@unam.mx.

³ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

⁴ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

Resumen

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” comprende aproximadamente 60 lagos ubicados en una extensión de 545 km². El estudio de esta zona se considera prioritario a nivel estatal debido a su relevancia como reserva de agua, al desarrollo turístico y sobretodo, a la falta de un estudio integral del ecosistema acuático. Este trabajo presenta los primeros resultados de la caracterización de la zona bentónica profunda. Se tomaron muestras de organismos del fondo y se midieron algunos parámetros ambientales de la columna de agua (temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad) y sedimento. Los lagos fueron clasificados *a priori* con base en la coloración de sus aguas en impactados (color verde-amarillento) y no impactados (color azul). De éstos se seleccionaron 3 cubriendo el intervalo: Chaj Chaj (impactado), Cinco lagos (no impactado) y Tziscoa (medianamente impactado). Los tres lagos se encontraron estratificados térmicamente y con el fondo anóxico. El sedimento fue caracterizado como arcilla limosa (Chaj Chaj), limo arcilloso (Tziscoa) y arenoso (Cinco Lagos). La revisión de las muestras reveló la presencia de 7 taxa: nemátodos, oligoquetos, ostrácodos, copépodos, ácaros, quironómidos y organismos de un taxón aún no identificado. Los lagos difirieron ampliamente en fauna bentónica. La mayor riqueza taxonómica se registró en Cinco Lagos ($Z_{MAX} = 162$ m) con todos los taxa presentes, en Chaj Chaj ($Z_{MAX} = 12$ m) se registró un solo taxón (Ostracoda), mientras que Tziscoa ($Z_{MAX} = 86$ m) no presentó fauna bentónica. En cuanto a las densidades, éstas variaron entre 3,966 org.m⁻² para el lago Chaj Chaj y 7,508 org.m⁻² para Cinco Lagos. La estratificación y la anoxia hipolimnética constituyen factores primordiales para la presencia/ausencia de organismos bentónicos.

Abstract

“Lagunas de Montebello” National Park includes 60 lakes approximately covering an area of 545 km². The study of this zone is a state priority due to the value of the lakes as a water reservoir, touristic development, the observed changes of the water color on the last decade, as well as the lack of an integral study of the ecosystem. This study shows a preliminary characterization of the deep benthic zone of the lakes. We measured environmental parameters (temperature, dissolved oxygen, pH, and conductivity) as well as sediment samples. The classification of the lakes was done *a priori* based on the lake’s water color in impacted (green-yellow) and pristine (blue). Three lakes were selected covering the full range: Chaj Chaj (impacted), Cinco Lagos (pristine), and Tziscoa (moderately impacted). The lakes were thermally stratified and with anoxic bottom. The sediments are silty clay (Chaj Chaj), clayed silt (Tziscoa) and sandy (Cinco Lagos). Seven benthic taxa were found: nematodes, oligochaetes, ostracodes, copepods, acari, chironomids and an unidentified taxon. The lakes show different benthos composition. The highest taxonomic richness was registered in Cinco Lagos ($Z_{MAX} = 162$ m) with 7 taxa,

Chaj Chaj ($Z_{MAX} = 12$ m) display only ostracods while benthos in Tziscaco ($Z_{MAX} = 86$ m) was absent. The density in Chaj Chaj reached $3,966 \text{ org.m}^{-2}$ and $7,508 \text{ org.m}^{-2}$ in Cinco Lagos. Both, the stratification and hypolimnetic anoxia are probably responsible of the presence/absence of the benthic fauna.

Palabras clave: bentos, karst, lagos tropicales, lagos de disolución

Introducción

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM) se ubica en la región hidrológica Grijalva-Usumacinta, al sureste del país y forma parte de la cuenca del Río Lacantún (SEMARNAT-CONANP, 2007). El sistema está representado por aproximadamente 60 lagos ubicados en una extensión de 545 km^2 (Fig. 1a) y constituyen uno de los escenarios naturales más bellos a nivel nacional. Es un complejo lacustre de origen kárstico, extendido entre territorio mexicano y guatemalteco, cuya alimentación es principalmente subterránea (Durán-Calderón *et al.*, 2014).

Los bienes y servicios ecológicos que generan los ecosistemas del PNLM incluyen el resguardo del patrimonio genético, la absorción de gases de invernadero, la regulación climática, el mantenimiento de recursos hídricos, la conservación de suelos, la preservación de valores paisajísticos, la producción de recursos forestales maderables y no maderables y la estructuración de hábitat para una amplia diversidad de flora y fauna (SEMARNAT-CONANP, 2007). Es un área de gran importancia ecológica pues constituye una de las reservas naturales de agua más importantes del estado de Chiapas.

Debido a su extensión como reserva de agua y a su importancia como polo de desarrollo turístico, ha causado preocupación en la población los cambios en la coloración del agua que han presentado algunos de sus lagos (SEMARNAT-CONANP, 2007), razón por la cual el estudio de la zona se considera prioritario. Existe un desconocimiento general sobre la limnología de estos cuerpos acuáticos incluyendo la fauna bentónica. La comunidad bentónica tiene gran importancia en la estructura y funcionamiento de los lagos y se encuentra regulada por numerosas variables ambientales, tanto de la columna de agua como del sedimento, algunas de las cuales parecen operar directamente para determinar la presencia de ciertas especies, su adaptación, distribución, crecimiento, productividad y potencial reproductivo (Wetzel, 1983).

Al respecto, algunos autores (p.ej., Pearson y Rosemberg, 1978; Warwick, 1986) han mencionado la importancia de estudiar las comunidades bentónicas ya que sus integrantes son principalmente de hábitos sedentarios y constituyen importantes eslabones en las redes tróficas. De esta manera, pueden reflejar más fielmente la “salud” de los ecosistemas acuáticos. Por esta razón, la comunidad de organismos bentónicos ha sido utilizada con mucha frecuencia para evaluar la calidad del agua en ecosistemas epicontinentales (Vázquez *et al.*, 2006).

El bentos está constituido por un grupo de organismos que viven sobre o inmersos en el sustrato; presentan una distribución variable en las zonas litoral, sublitoral y profunda (Horne y Goldman, 1994). Se alimentan principalmente de detrito, diatomeas, bacterias, protozoos y otros invertebrados bentónicos. A su vez, forma parte de la dieta de organismos de niveles tróficos superiores, constituyendo un enlace entre las rutas tróficas bentónicas y pelágicas (Vander y Vadeboncoeur, 2002). En general, el bentos alcanza su densidad máxima en la zona litoral (2 a 3 m) donde habitualmente hay vegetación sumergida y disminuye considerablemente conforme aumenta la profundidad, ya que la diversidad de hábitats es menor debido a que la vegetación es escasa o ausente (Burgis y Morris, 1987). Esta comunidad de



la zona profunda en lagos ha sido descrita como relativamente simple y constituida por oligoquetos, anfípodos, larvas de insectos (básicamente quironómidos y la larva “fantasma” del género *Chaoborus*) y algunos bivalvos (Horne y Goldman, 1994). También se han registrado, aunque más ocasionalmente, turbeláridos, gastrotricos y cladóceros (Särkkä, 1993).

La composición de la fauna bentónica es afectada directamente por factores asociados a la batimetría del lago (Goldman y Horne, 1983), a la localidad geográfica, a la situación climática del cuerpo de agua (Giere, 2009), al tamaño de grano del sedimento (textura), al movimiento del agua (dinamismo), preferencias alimenticias selectivas y directa o indirectamente por las interacciones tróficas (Horne y Goldman, 1994).

El bentos juega un papel ecológico importante en los cuerpos acuáticos y por su estrategia reproductiva, gran sensibilidad y rápida reacción a los cambios ambientales, puede ser un buen indicador para caracterizar el efecto de las perturbaciones (Solimini *et al.*, 2006). Más aún, la importancia de algunos miembros del bentos como indicadores biológicos, permite reconocer el estado trófico de los lagos (Wetzel, 1983). Con base en lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue analizar comparativamente la fauna bentónica de tres lagos del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, con diferentes grados de impacto.

Materiales y Métodos

Se seleccionaron los lagos Chaj Chaj, Tzisco y Cinco Lagos (Tabla 1) como ejemplos del gradiente de impacto presente en los lagos de Montebello. La clasificación del grado de impacto de los lagos se basó en su coloración: lagos impactados con una coloración verde-amarillenta (Chaj Chaj), lagos prístinos o no impactados con una coloración azul (Cinco Lagos) y lagos medianamente impactados con aguas azul-verdosa (Tzisco) (Fig. 1b, 1c).

Tabla 1. Ubicación geográfica de los lagos muestreados del PNLN, Chiapas.

Lago	Z _{MAX}	T°	OD	pH	K ₂₅	Fracción (%)			
						A	L	a	Mz
Cinco Lagos	162	18.3	0	7.0	246	0.0	46.7	53.3	8.10
Tzisco	86	17.9	0	7.2	250	1.1	74.3	24.6	6.91
Chaj Chaj	12	22.2	0	7.3	823	88.9	10.5	0.7	2.33

Se realizó una campaña de muestreo durante mayo de 2014. Se registraron parámetros ambientales (temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad) con una sonda multiparamétrica marca Hydrolab modelo DS5. El muestreo de sedimentos se realizó con ayuda de una draga tipo Ekman (15 x 15 x 15 cm) en la zona profunda. El análisis textural se realizó con un equipo Láser Beckman Coulter LS230. Se usó la escala de Wentworth (1922) para clasificar texturalmente los sedimentos. Los parámetros texturales del sedimento siguieron los criterios de Folk (1974).

Se tomaron muestras por triplicado para la identificación y cuantificación de los organismos. Las muestras biológicas fueron fijadas con formaldehído al 10% adicionado con rosa de Bengala. Las muestras fueron tamizadas utilizando una criba con apertura de malla de 250 μ m. La separación y preclasificación de los organismos se llevó a cabo con la ayuda de pinzas entomológicas, agujas de disección y microscopio estereoscópico a 40x. Los organismos fueron transferidos a frascos viales

previamente etiquetados y se conservaron en alcohol al 70%. Para su identificación se utilizaron las claves de Edmonson (1959), Pennak (1978) y Hurlbert y Villalobos (1982).



Figura 1. (a) Ubicación del Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (modificado de INEGI, 2014 y SEMARNAT-CONANP, 2007), (b) Chaj Chaj (lago contaminado), (c) Cinco Lagos (lago no contaminado).

Resultados y discusión

Los lagos se encontraron estratificados térmicamente, con temperaturas de fondo que variaron de 17.9 a 22.2°C (Tabla 2). Con respecto a la concentración de oxígeno disuelto (OD), el hipolimnion de todos los lagos se encontró anóxico. En cuanto al pH, este fue de neutral a ligeramente básico (7.0 a 7.3). Los valores de conductividad fueron similares en Tziscão y Cinco Lagos, mientras que en Chaj Chaj la conductividad fue tres veces mayor.

Los resultados del bentos muestran que está compuesto por 7 taxa: nemátodos (Nematoda), ostrácodos (Ostracoda), copépodos (Copepoda), ácaros (Acari), quironómidos (Chironomidae), gasterópodo (Gasteropoda) y organismos de un taxón aún no identificado (Fig. 2). En Cinco Lagos se encontraron los siete taxa, en Chaj Chaj solo se identificaron ostrácodos, mientras que en Tziscão no se encontraron organismos bentónicos.

Cinco Lagos, no impactado, presentó una mayor riqueza de taxa siendo los quironómidos el taxón dominante; en contraste, en Tziscão, medianamente impactado, se observaron sólo fragmentos de quironómidos, mientras que en Chaj Chaj, impactado, presentó solamente ostrácodos (Fig. 3). Es interesante que el lago no impactado resultó ser el lago con mayor riqueza taxonómica, mientras que en los otros dos que han sido impactados, la riqueza se ve fuertemente reducida.



Tabla 2. Parámetros en el agua de fondo y textura sedimentaria registrados en los lagos muestreados. (Z_{MAX} = profundidad máxima en m, T° = temperatura en $^{\circ}C$, OD = oxígeno disuelto en $mg L^{-1}$, K_{25} = conductividad a $25^{\circ}C$ en $\mu S cm^{-1}$, A = arenas, L = limos, a = arcillas, M_z = tamaño promedio de grano del sedimento).

Lago	Z_{MAX}	T°	OD	pH	K_{25}	Fracción (%)			
						A	L	a	M_z
Cinco Lagos	162	18.3	0	7.0	246	0.0	46.7	53.3	8.10
Tzicao	86	17.9	0	7.2	250	1.1	74.3	24.6	6.91
Chaj Chaj	12	22.2	0	7.3	823	88.9	10.5	0.7	2.33

En cuanto a la abundancia, los quironómidos en Cinco Lagos y los ostrácodos en Chaj Chaj fueron los taxa que dominaron con 36% y 100%, respectivamente. En cuanto a las densidades, éstas variaron entre $3,966 org.m^{-2}$ para el lago Chaj Chaj y $7,508 org.m^{-2}$ para Cinco Lagos, variando las densidades de éste último entre $142 org.m^{-2}$ (Gasteropoda) y $2,691 org.m^{-2}$ (Chironomidae).

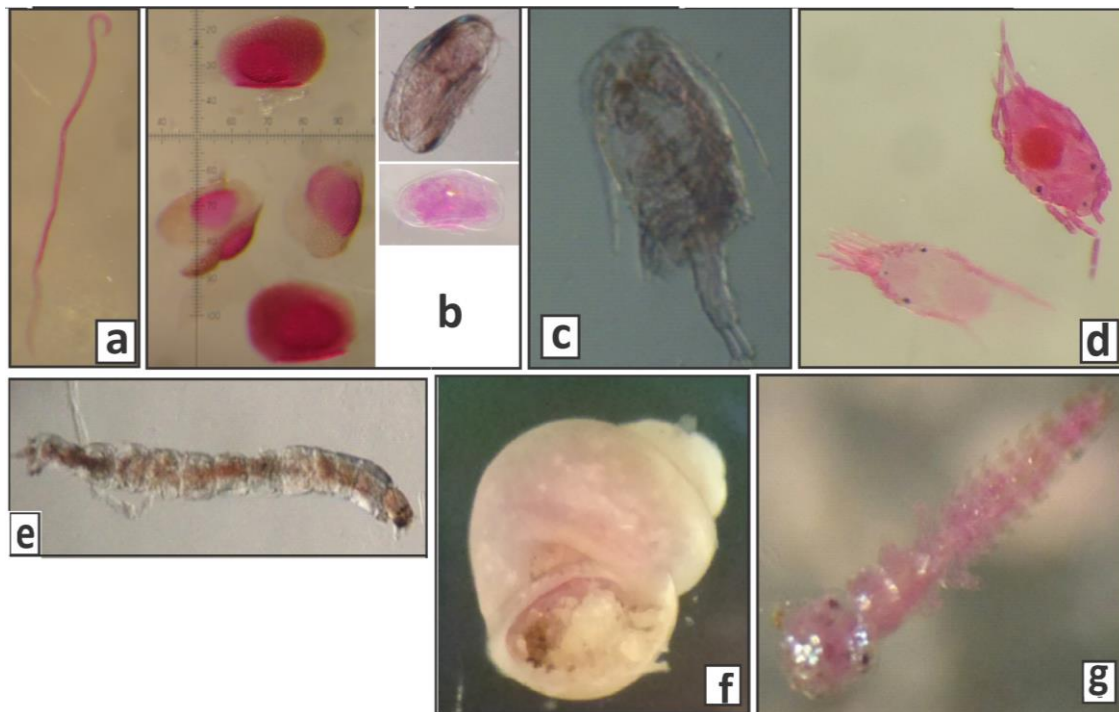


Figura 2. Organismos encontrados en los lagos estudiados: a) Nematoda, b) Ostracoda, c) Copepoda, d) Acari, e) Chironomidae, f) Gasteropoda, g) taxón no identificado.

La riqueza taxonómica registrada (7 taxa) se encuentra en el límite inferior del intervalo reportado por Lewis (1996) para el bentos de lagos tropicales, quien atribuye un bajo número de taxa para los lagos tropicales a la elevada velocidad de agotamiento del oxígeno que se da en el fondo no permitiendo la presencia de un gran número de especies. Debido a que los lagos tropicales presentan frecuentemente anoxia hipolimnética independientemente del estado trófico, los organismos del bentos deben de desarrollar estrategias para poder colonizarlos (Nagorskaya y Keyser, 2005), incluidas las zonas profundas del lago, y así responder mediante estrategias de adaptación como la latencia (Meisch, 2000).

Además del OD, la profundidad es otro factor importante, siendo diferentes los organismos que habitan lagos profundos en comparación con los someros. A mayor profundidad disminuye la presencia

o abundancia de muchas especies y aumenta, en general, la abundancia de los oligoquetos con respecto a los quironómidos (Rieradevall y Prat, 1991). A pesar de lo anterior, en el presente estudio no se encontraron oligoquetos. Cuánta mayor es la profundidad, la materia orgánica producida en el propio lago alcanza el fondo en menor cantidad y menos fresca y, por lo tanto, la proporción de material procesado por la vía detritívora aumenta, con lo que detritívoros y carnívoros son más importantes (Prat y Rieradevall, 1998).

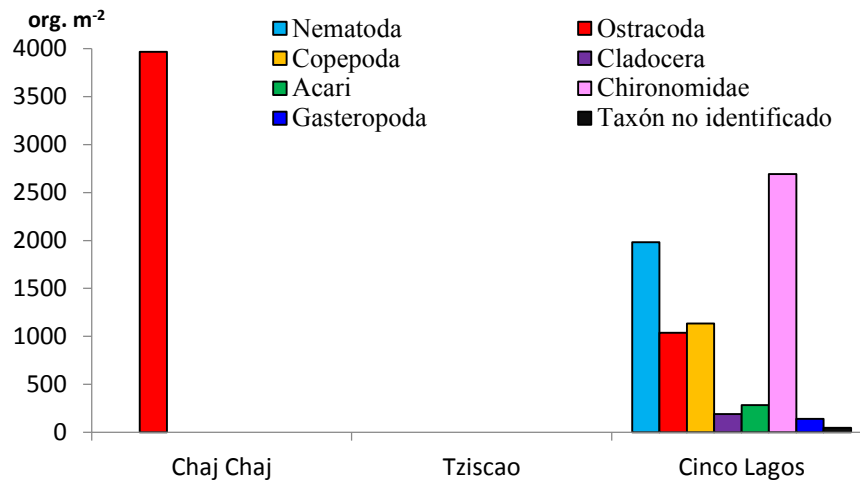


Figura 3. Densidades registradas para los lagos Chaj Chaj, Tzisco y Cinco lagos en los muestreos de 2014.

Otro aspecto importante a considerar son las condiciones químicas del sedimento y su composición, ya que la presencia de sulfatos y la generación de ácido sulfhídrico (H_2S), por ejemplo, pueden impedir la presencia de ciertos organismos (Rieradevall y Prat, 1991). La textura del sedimento es otro factor a considerar (Tabla 2). Se ha descrito que sedimentos finos favorecen a los organismos que pueden construir tubos en él (quironómidos), en cambio sedimentos más gruesos, pueden permitir la presencia de más grupos (Prat y Rieradevall, 1998). Los organismos encontrados en Cinco Lagos, con predominio de arenas, presentan la ventaja de vivir en espacios intersticiales más grandes, en donde pueden desplazarse con mayor facilidad, en comparación con los organismos de Chaj Chaj que por tener mayor cantidad de partículas de menor tamaño (arcillas y limos) el espacio intersticial es más pequeño.

Conclusiones

La comunidad bentónica de los lagos estudiados consistió de 7 taxa: 1) Nematoda, 2) Ostracoda, 3) Copepoda, 4) Acari, 5) Chironomidae, 6) Gasteropoda y 7) organismos de un taxón aún no identificado. Los taxa dominantes fueron los ostrácodos en Chaj Chaj y los quironómidos en Cinco Lagos. Todos los lagos se encontraron estratificados y con anoxia hipolimnética, lo que seguramente es un factor primordial en la presencia/ausencia de organismos bentónicos.

Agradecimientos

Al Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo Sobre el Agua (CONAGUA-CONACYT) a través del proyecto “Estudio hidrológico y de Calidad del Agua del sistema Lagunar de Montebello, en el estado de Chiapas”. Al Parque Nacional "Lagunas de Montebello", Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (Jesús A. León y Roberto Castellanos), comunidad local y Comisarios Ejidales de Antelá, Cárdenas, Miguel Hidalgo, Ojo de Agua y Tzisco por facilitar el acceso a los lagos.



Al Comité de Administración de Tzisco (Sergio Marcos y Miguel A. Tomas), al presidente del Comité de Turismo de Tzisco (Armando Hernández), Comisario Ejidal de Tzisco (Enrique M. Hernández), personal del Hotel Villas Tzisco (Rosemberg F. Jorge, Juan G. Espinoza y Gemuel P. Hernández) por su apoyo y facilidades ofrecidas para el desarrollo de este estudio y a René Morales Hernández, por el apoyo durante el trabajo de campo.

Bibliografía

- Burgis M.J., P. Morris. 1987. *The Natural History of Lakes*. Cambridge University Press. Cambridge. 218 pp.
- Durán-Calderón I., O. Escolero, E. Muñoz, M. Castillo, G. Silva. 2014. Cartografía geomorfológica a escala 1:50000 del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas (México). *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 66 (2): 263-277.
- Edmonson W.T. 1959. *Fresh-water biology*. Wiley. Nueva York. 1248 pp.
- Folk R.L. 1974. *Petrology of sedimentary rocks*. The Walter Geology Library - The University of Texas at Austin: Austin, US (TX). 182 pp.
- Giere O. 2009. *Meiobenthology. The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*. 2 Ed. Springer. 527 pp.
- Goldman C.R., A.J. Horne. 1983. *Limnology*. McGraw-Hill, Nueva York, EEUU. 464 pp.
- Horne A., R. Goldman. 1994. *Limnology*. McGraw-Hill. 576 pp.
- Hurlbert S.H., A. Villalobos-Figueroa. 1982. *Aquatic biota of Mexico, Central America, and the West Indies*. San Diego State University. California. 529 pp.
- INEGI. 2014. <http://www.inegi.org.mx/geo>
- Lewis W.M. 1996. Tropical Lakes: How latitude makes a difference. *In*: F. Schiemer and K.T. Boland (eds.). *Perspectives in Tropical Limnology*. SPB. Academic Publishing, Amsterdam, Holanda. pp. 43-46.
- Meisch C. 2000. *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*. *Süßwasserfauna von Mitteleuropa* 8/3. Spektrum Akademischer Verlag. 522 pp.
- Nagorskaya L., D. Keyser. 2005. Habitat diversity and ostracod distribution patterns in Belarus. *Hydrobiologia* 538: 167-178.
- Pearson T.H., R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 16: 229-311.
- Pennak R. W. 1978. *Fresh-water invertebrates of the United States*. Wiley. Nueva York. 803 pp.
- Prat N., M. Rieradevall. 1998. Criterios de evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. *Actualidades Biológicas* 20(69): 137-147.
- Rieradevall M., N. Prat. 1991. Benthic fauna of Banyoles lake. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 24: 1020:1023.
- Särkka J. 1993. Diversity of meiofauna in the lacustrine profundal zone: bathymetric differences and influence of environmental factors. *Aquatic Sciences*. 55: 197-205.
- SEMARNAT-CONANP. 2007. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello. México, D. F. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas protegidas. 200 pp.
- Solimini A.G., G. Free, I. Donohue, K. Irvine, M. Push, B. Rossaro, L. Sandin, A.C. Cardoso. 2006. Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes. Current knowledge and way forward to support WFD implementation. *Institute for environmental and sustainability*. 49 pp.
- Vander M., Y. Vadeboncoeur. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83(8): 2152-2161.
- Vázquez G., G. Castro, I. González, R. Pérez, T. Castro. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS* 60: 41-48.
- Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92: 557-562.
- Wentworth Ch. K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology* 30(5): 377-392.
- Wetzel R.G. 1983. *Limnology*. Saunders. Filadelfia. 860 pp.





Densidad y biomasa bacteriana en los sedimentos profundos del lago Alchichica, Puebla

Álvarez-Sánchez León F.¹, Escobar Elva¹, Macek Miroslav² y Alcocer Javier²

¹ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México. Autor de correspondencia: leonfalvarez@gmail.com.

² Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México.

Resumen

La dinámica temporal (agosto de 2008 a octubre de 2009) de la densidad y biomasa bacteriana se describe en la superficie de los sedimentos provenientes de la región más profunda (62 m) y central del lago Alchichica, Puebla. Alchichica es un lago monomíctico cálido cuyo periodo de circulación abarca el invierno hemisférico (enero-marzo), estratificándose el resto del año. La densidad se determinó mensualmente por microscopía de epifluorescencia empleando la tinción DAPI. La biomasa se estimó por biovolumen celular por el método de análisis de imagen. Los valores de la densidad bacteriana variaron entre 5.32 y 16.71×10^9 cél. cm^{-3} de sedimento. En tanto que los valores de la biomasa bacteriana variaron de 56.88 a $186.85 \mu\text{g C cm}^{-3}$ de sedimento. Los valores mayores de densidades y biomasas se presentaron durante el periodo de circulación del lago, disminuyendo a lo largo de la época de estratificación. De los factores ambientales analizados, la concentración de oxígeno disuelto en el fondo se asoció positivamente con las variaciones en densidad y biomasa bacteriana del sedimento superficial. De la misma manera, el ambiente reductor (potencial redox) se relacionó positivamente con la densidad y biomasa bacteriana. También se observó una influencia positiva del flujo de carbono orgánico particulado hacia el fondo del lago con los valores de la biomasa bacteriana. Estos resultados permitieron reconocer la existencia de una variabilidad en la densidad y biomasa bacteriana asociada a la hidrodinámica anual del lago.

Abstract

The present study describes the temporal dynamics (August 2008 to October 2009) of the bacterial density and biomass on the superficial sediment of the deepest and central region of lake Alchichica, Puebla. Alchichica is a warm monomictic lake that circulates during the hemisphere winter (January-March), and stratifies the rest of the year. Density was evaluated after DAPI stain through epifluorescence microscopy. The biomass was estimated by biovolume, using image analysis methods. Bacterial density ranged between 5.32 and 16.71×10^9 cel. cm^{-3} of sediment. Meanwhile, biomass ranged from 56.88 to $186.85 \mu\text{g C cm}^{-3}$ of sediment. The highest values of both density and biomass occurred at the mixing period of the lake, and decreased along the stratification period. Among the environmental factors measured, the dissolved oxygen concentration was positively associated with the bacterial density and biomass. Likewise, the reducing environment (redox potential) was positively correlated with the bacteria density and biomass. The largest fluxes of particulate organic carbon to the bottom of the lake influenced positively the bacterial biomass. These results allowed recognizing the relationship between the fluctuation of the bacterial density and biomass and the annual hydrodynamics of the lake.

Palabras clave: Ensamble bacteriano, bentos, lago monomíctico cálido

Introducción

El ensamble bacteriano presente en los sedimentos de los cuerpos acuáticos, tanto marinos como epicontinentales, se caracteriza por su intervención directa en los ciclos biogeoquímicos del carbono (Goedkoop y Johnson, 1996), nitrógeno (Joye y Lee, 2004), azufre y fósforo (Gächter *et al.*, 1988; Golterman, 2001). Estas asociaciones microbianas son responsables de la remineralización o fijación de estos nutrientes a través de rutas metabólicas propias de cada linaje bacteriano (Edmonds *et al.*, 2008; Rosselló-Mora *et al.*, 1999).

Los sistemas acuáticos epicontinentales varían entre sí en recursos y condiciones disponibles para el crecimiento microbiano (Nealson, 1997). Tanto organismos autótrofos como heterótrofos se encuentran presentes en estos ambientes. La fuente de carbono que sostiene a las bacterias en el sedimento proviene de la materia orgánica. Gran parte de esta materia orgánica es producida en la columna de agua que al hundirse junto con otros materiales se deposita en la superficie del sedimento (Nealson, 1997). Durante su hundimiento, la remineralización de la materia orgánica hacia dióxido de carbono da inicio. Al depositarse en la superficie del sedimento la materia orgánica continúa siendo degradada por diversos microorganismos.

La presencia o ausencia de oxígeno en un cuerpo de agua se considera de suma importancia en muchos procesos que ocurren dentro de un sistema acuático. De acuerdo con Nürnberg (1995), el oxígeno gobierna la composición química del agua por procesos de óxido-reducción. Esto influye en la diversidad biológica y densidad de los organismos dentro de un sistema acuático debido a que crean diferentes microhábitats dentro del mismo.

Hutchinson (1957) menciona que para entender el funcionamiento de un lago es necesario conocer el régimen que presenta el oxígeno en espacio y tiempo. Carnigan y Lean (1991) mencionan que actualmente se considera que las interacciones entre el sedimento y el agua tienen influencia en la dinámica de sustancias disueltas en los lagos. Adicionalmente, la hidrografía de una determinada zona es causante de la presencia de niveles bajos de oxígeno, ya que genera un estancamiento del agua así como condiciones de hipoxia o anoxia (Jørgensen, 1982).

La densidad de bacterias en el primer centímetro superficial del sedimento varía de 10^5 a 10^{10} cél. cm^{-3} (Gough y Stahl, 2003). Estas variaciones en la densidad se han observado al incrementar la profundidad en el sedimento, disminuyendo la densidad conforme aumenta ésta (Altmann *et al.*, 2003; Böttcher *et al.*, 2000; Zepp Falz *et al.*, 1999). Otros estudios atribuyen la variabilidad de la densidad a la heterogeneidad del sedimento en textura (DeFlaun y Meyer, 1983; Frischer *et al.*, 2000; Saitz-Ceballos *et al.*, 1985). Así mismo, se ha observado variabilidad en su densidad en función a la disponibilidad de materia orgánica en el sedimento (Boetius *et al.*, 2000; Ferrara Guerrero *et al.*, 1987). Igualmente se ha registrado que la concentración de oxígeno disuelto modifica la estructura del ensamble bacteriano (Lüdemann *et al.*, 2000), aunque se aprecia cierta tolerancia de las bacterias estrictamente anaerobias a concentraciones bajas de oxígeno (Sass *et al.*, 1998).

El propósito de este estudio es determinar los cambios en la densidad y biomasa del ensamble bacteriano en la superficie del sedimento de un lago monomíctico cálido durante un ciclo anual. Así como evaluar la varianza de la densidad y biomasa con los factores ambientales que caracterizan el hábitat del ensamble bacteriano.



Metodología

El lago cráter Alchichica (19°24'48" N, 97°24'10" W a 2,370 m s.n.m.) se encuentra ubicado en la región de los Llanos de San Juan en el estado de Puebla, México. El lago tiene un área superficial de 2.3 km² con una geometría periférica semejante a un círculo con diámetro de 1.7 km y una profundidad máxima de 62 m (Alcocer y Filonov, 2007). Durante el periodo comprendido de finales de diciembre a principios de marzo el clima de la de la región es frío seco, lo que facilita la mezcla de la columna de agua en el lago. Al disminuir la velocidad del viento en marzo e incrementarse la exposición solar, la temperatura superficial del lago aumenta. Esto propicia la estratificación del lago al disminuir la densidad del agua en los estratos más superficiales. El lago se estratifica paulatinamente hasta establecerse una termoclina bien definida en el mes de junio. La termoclina perdura con aproximadamente 10 m de espesor a partir de los 10 m de profundidad hasta que comienza a descender nuevamente la temperatura del epilimnion y la termoclina se contrae gradualmente hasta desaparecer por acción del viento a finales del mes de diciembre (Alcocer *et al.*, 2000).

Las muestras de sedimento se colectaron mensualmente en el área más profunda del lago (62 m de profundidad) por medio de una draga tipo Ekman de 225 cm². Del sedimento dragado se tomaron seis submuestras por medio de jeringas truncas con diámetro de 1.6 cm a 1 cm de profundidad (2 cm³ de sedimento superficial). Cuatro submuestras se destinaron para conteos bacterianos fijándose con de formaldehído diluido al 4% con agua de fondo del lago, previamente filtrada a través de un filtro de membrana de ésteres de celulosa Millipore de 0.22 µm de tamaño de poro. Las muestras se mantuvieron a 4°C durante su transporte.

En el laboratorio, éstas submuestras fueron tratadas con un baño sonicador Branson Modelo 3510 a 60 kHz durante un minuto con la finalidad de desprender las bacterias del sedimento (Velji y Albright, 1985). Enseguida las submuestras fueron diluidas hasta 1:2,500 con agua del lago previamente filtrada (Gough y Stahl, 2003). En una columna de filtrado con una área de filtración de 2.5 cm², se vertieron 2 cm³ de la dilución final. La columna de filtrado se preparó con un filtro de membrana de 0.45 µm como base cubierta por un filtro negro de policarbonato de 0.22 µm. A la muestra en la columna de filtración se añadió solución DAPI (5 mg L⁻¹) preparada con agua destilada y se le dejó incubar durante 20 minutos en obscuridad (Epstein *et al.*, 1997).

El conteo directo de células bacterianas se realizó mediante un fotomicroscopio III Zeiss con un conjunto de filtros G 365, FT 395 y LP 420, campo plano y objetivo de 100 para aceite de inmersión, oculares de 10X y optovar de 1.25X. Para excitar las células teñidas con DAPI se empleó una lámpara HBO 100 W de vapor de mercurio (espectro de irradiación de 350–700 nm). Las bacterias se contaron en un mínimo de 40 campos ó 400 bacterias con lo cual se logra un intervalo de confianza para la media de ± 10% (Wetzel y Likens, 2000).

La densidad bacteriana fue calculada a partir del conteo celular en el área de campo visual del microscopio según (Keppner y Pratt, 1994). Para el cálculo de la biomasa bacteriana se utilizó el biovolumen celular. Para lo cual, se fotografiaron digitalmente campos del microscopio, obteniendo como mínimo 20 mediciones (perímetro, área, diámetro Feret y esfericidad) por morfotipo bacteriano de cada preparación. Las mediciones se efectuaron con el programa de cómputo SigmaScan Pro 5.0. El cálculo del biovolumen se realizó de acuerdo con los valores obtenidos por las ecuaciones 1 y 2, sustituidos en la ecuación 3.

$$E_e = P - (P^2 - (4\pi A))^{1/2} \pi^{-1} \quad (1)$$

$$E_a = D_f (0.97) \quad (2)$$

$$V = (E_e^2 0.25\pi) (E_a - E_e) + (0.166\pi E_e^3) \quad (3)$$

Donde E_e = Eje menor, E_a = Eje mayor, V = biovolumen, P = perímetro celular, A = área celular, D_f = diámetro de Feret. El cálculo de la biomasa se efectuó empleando la ecuación 4 propuesta por Loferer-Kröbber *et al.* (1998).

$$\text{Biomasa} = 218(\text{Densidad}) (\text{Biovolumen})^{0.86} \quad (4)$$

Para la densidad y biomasa bacteriana se llevó a cabo un análisis de varianza de una vía para determinar si las variaciones en el transcurso del ciclo anual fueron significativas.

Los datos de potencial Redox y oxígeno disuelto (OD) se obtuvieron mediante una sonda multiparamétrica de la marca Hydrolab modelo SVR4. El carbono particulado se colectó utilizando una trampa de sedimento (45 cm de altura y 7.5 cm de diámetro) colocada a 60 m de profundidad por cuatro semanas en cada mes de muestreo. Las muestras de materia orgánica en sedimento se colectaron directamente de la draga utilizando una jeringa trunca con diámetro de 1.9 cm. La muestra se tomó exclusivamente del primer centímetro superficial del sedimento.

El contenido de la materia orgánica en el sedimento se obtuvo por análisis elemental de la muestra según la metodología descrita por Pella (1990), registrándose el contenido porcentual del carbono orgánico total (COT) en el sedimento de cada muestreo. El carbono orgánico particulado (COP) se calculó por gravimetría, según la técnica de Callieri (1997). El potencial Redox obtenido *in situ* mediante la sonda multiparamétrica fue estandarizado el valor a lecturas de electrodo estándar de Hidrógeno (SHE). Para ello se adicionó a la lectura directa de la sonda el valor del potencial de referencia de su electrodo a 14°C (214.3 mV).

Para relacionar la densidad y la biomasa bacteriana con las variables de su entorno físico se realizó un análisis de redundancia (RDA) sobre la varianza estadística de la densidad, biovolumen y biomasa bacteriana con respecto a los factores abióticos. Este análisis se ejecutó con la biblioteca VEGAN 1.172 (Oksanen *et al.*, 2010) para compilar en el lenguaje estadístico R (R Development Core Team, 2009). Este análisis permitió probar la varianza de los factores ambientales una vez estandarizados (escalando la media a 0 y la varianza a 1) en relación a la densidad de las bacterias en el sedimento. La confiabilidad de los resultados se determinó por análisis de permutaciones con 999 iteraciones, tomando como resultados significativos los mayores o iguales al 95% de confiabilidad. El resultado fueron triplots de proyección ordenada para las densidades y biomasa bacterianas. Los triplots fueron interpretados a partir de los factores ambientales expresándose como puntos en el espacio y los factores ambientales como vectores.

Resultados

Con base en la hidrodinámica del lago éste corresponde a un tipo térmico de monomixis cálida, la columna de agua se mantuvo estratificada durante los meses de agosto a diciembre de 2008 y de abril a octubre de 2009 con un epilimnion oxigenado y con temperaturas que oscilaron entre los 16 a 20 °C.



En contraste, en el hipolimnion se registraron concentraciones de oxígeno disuelto de disoxia a anoxia (0.73 a debajo del límite de detección mg L^{-1}) con una temperatura de 14.5°C .

A finales de diciembre de 2008 y principio de enero de 2009 la termoclina cedió al descender la temperatura y por efecto del viento el lago se mezcló. Esto se reflejó en la concentración de oxígeno disuelto hacia el fondo del lago, donde aumentó hasta 5.65 mg L^{-1} . A finales de marzo y comienzos de abril de 2009 el lago comenzó a estratificarse nuevamente al cesar la temporada de secas y aumentar la temperatura, lo cual condujo nuevamente al agotamiento del oxígeno disuelto hacia el fondo del lago (Fig. 1).

El potencial Redox varió de -113.70 a 252.30 mV durante los meses de estratificación; en contraste, se obtuvieron lecturas de hasta 509.30 mV durante los meses de mezcla del lago (Fig. 1). La materia orgánica en el sedimento tuvo un contenido porcentual de carbono orgánico total (COT) que varió de 1.08% a 8.01% presentando el máximo en el mes de octubre de 2009 correspondiente a la estratificación tardía y el mínimo en el mes de enero de 2009, mes que corresponde a la época de mezcla del lago (Fig.2). El flujo de carbono orgánico particulado (COP) fue mayor en febrero de 2009 ($0.54 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y menor en el mes de noviembre de 2009 ($0.14 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Fig.2).

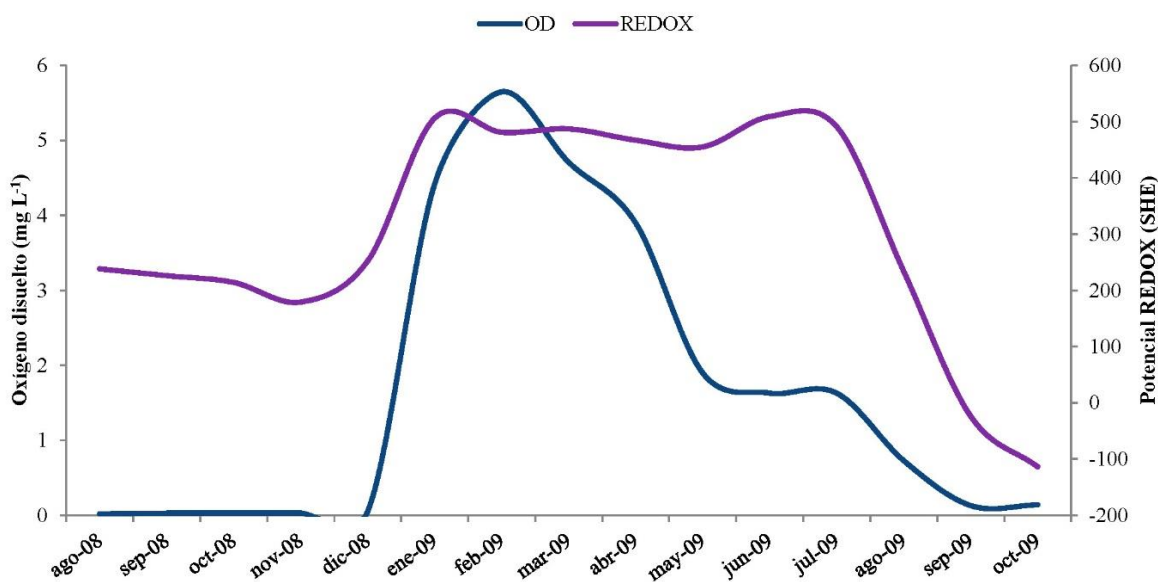


Figura 1. Concentración de oxígeno disuelto (OD) y potencial REDOX en el fondo del lago Alchichica durante los meses de muestreo.

La densidad bacteriana varió de 5.32 a $16.71 \times 10^9 \text{ cél. cm}^{-3}$ de sedimento durante el ciclo anual del lago. El análisis de varianza indicó diferencias significativas entre las colectas mensuales (ANDEVA, $F_{14,2019} = 144.69$, $p < 0.01$; Fig. 3). Estas diferencias fueron significativas entre los meses caracterizados por la estratificación establecida y tardía del lago (agosto a diciembre de 2008 y octubre de 2009) con los meses de mezcla y estratificación temprana (enero a junio de 2009).

También se observó un aumento de la densidad bacteriana en el mes de noviembre de 2008 ($8.11 \times 10^9 \text{ cél. cm}^{-3}$), seguida de una abrupta disminución de la misma para el mes de diciembre del mismo año ($5.32 \times 10^9 \text{ cél. cm}^{-3}$). El análisis de redundancia (RDA; Fig. 4A) indicó que el 95.26% ($f_{3,7} = 8.61$, $p = 0.02$) de las variaciones en la densidad bacteriana es explicada por la varianza en los parámetros

ambientales medidos (COT, OD, Redox, COP). De manera particular solo fue significativa la influencia de la concentración de OD sobre el 41.96 % ($f_{1,13} = 9.40, p = 0.01$) de la variación en la densidad bacteriana, en tanto que el potencial Redox fue del 35.6 % ($f_{1,13} = 7.19, p = 0.02$).

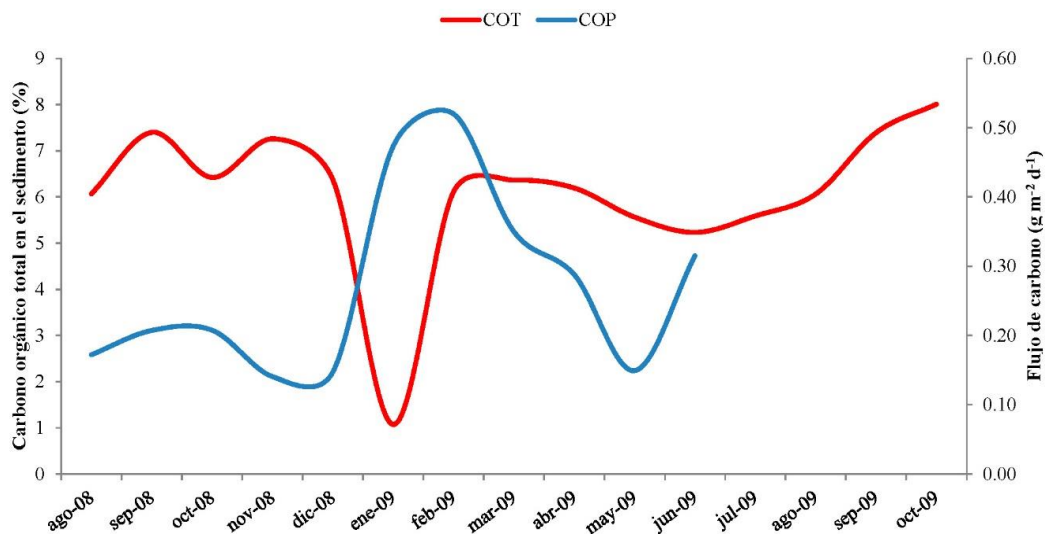


Figura 2. Contenido porcentual de carbono orgánico total en el sedimento (COT) y flujo de carbono orgánico particulado (COP) hacia el fondo del lago Alchichica durante los meses de muestreo.

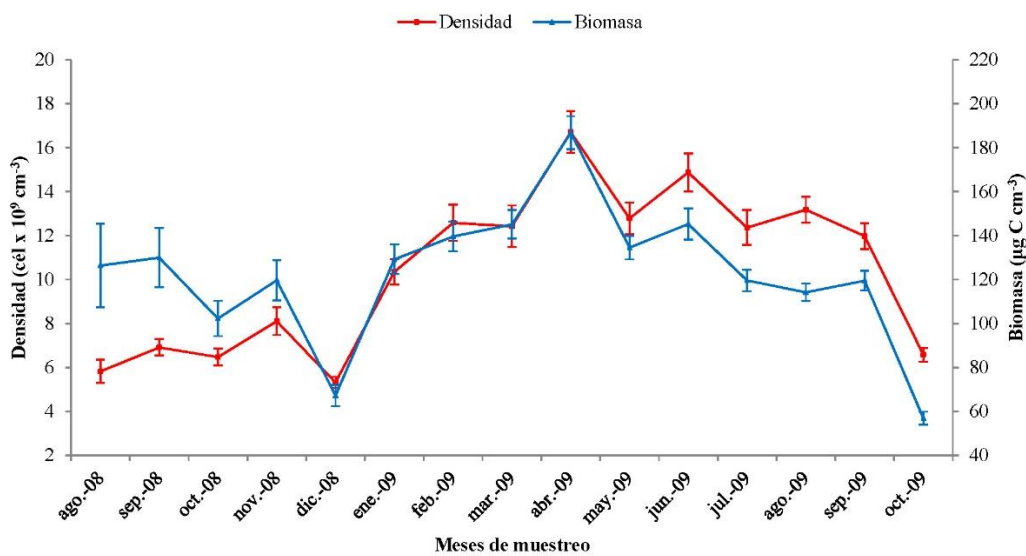


Figura 3. ANDEVA de la densidad y biomasa bacteriana en los meses de muestreo. Las barras indican los intervalos del 95% de confiabilidad de los datos.

La biomasa bacteriana mostró diferencias significativas (ANDEVA, $F_{14,16584} = 82.282, p < 0.01$) entre los meses de estratificación establecida y tardía del lago con los meses correspondientes al período de mezcla y estratificación temprana (Fig. 3).

El análisis de redundancia de la biomasa (Fig.4B) fue similar al obtenido considerando la densidad bacteriana. En éste análisis se explicó un 92.83 % ($F_{7,3} = 5.55, p = 0.04$) de la varianza en la biomasa bacteriana por efecto de los factores ambientales (COT, OD, Redox y COP). Particularmente, los



factores ambientales que tuvieron influencias significativas con 95% de confianza en 999 iteraciones fueron el OD (53.08 %, $F_{1,13} = 14.71$, $p = 0.01$), el potencial Redox (45.94 %, $F_{1,13} = 11.05$, $p = 0.01$) y con una confiabilidad en el intervalo del 90 % se encontró en el COP (27.05 %, $F_{1,9} = 3.34$, $p = 0.09$).

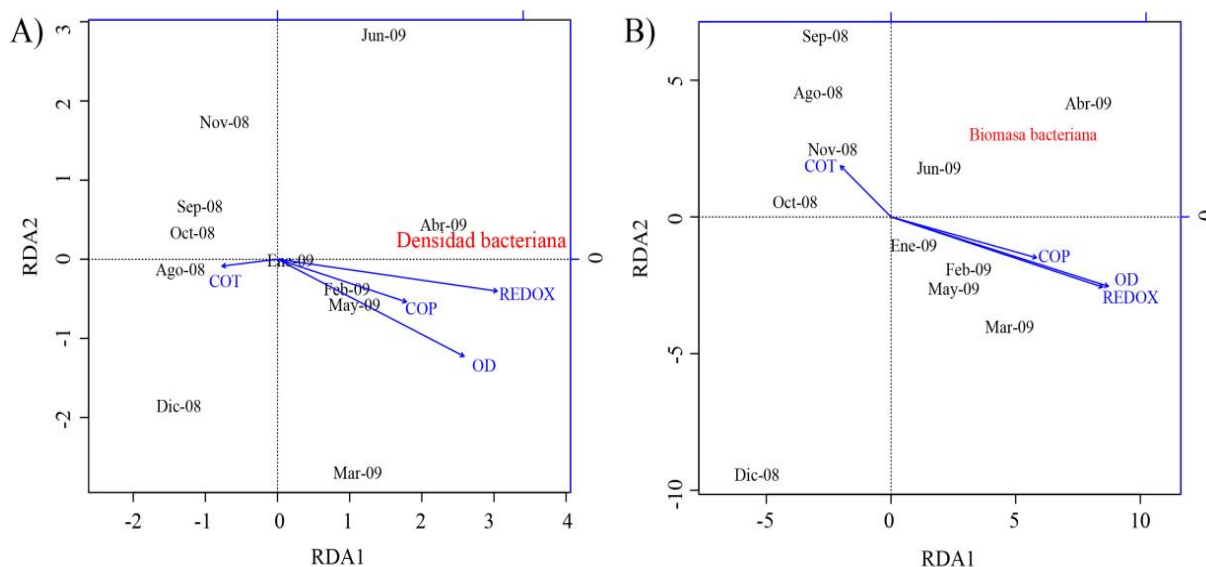


Figura 4. Triplots del análisis de redundancia sobre A) la densidad bacteriana y B) la biomasa bacteriana en relación a los factores ambientales evaluados (OD: concentración de oxígeno disuelto; REDOX: potencial Redox; COP: flujo de carbono orgánico particulado; COT: contenido porcentual carbono total en el sedimento).

Discusión

En el análisis hecho por Deming y Yager (1992) sobre ensamblajes bacterianos en sedimentos marinos encontró que el flujo de carbono particulado hacia el fondo de los océanos determina la biomasa bacteriana en los mismos. En el presente estudio se encontró una relación entre el flujo de COP y la biomasa bacteriana (27.05 %, $p = 0.09\%$). Los factores con coeficientes de correlación más elevados con la biomasa bacteriana fueron el OD y el potencial Redox. Pero a su vez, estos factores varían dependiendo de la cantidad y calidad de la materia orgánica que llega al fondo del lago, así como de la actividad hidrolítica de las enzimas extracelulares bacterianas y de la eficiencia en que las bacterias pueden incorporar los productos de la hidrólisis (Deming y Yager, 1992).

Pearson y Stanley (1979) encontraron que la biomasa bacteriana béntica responde de manera directa a fluctuaciones en el potencial Redox del sedimento y que éste varía en función al flujo de carbono hacia el sedimento. Como parte de una estrategia de sobrevivencia de la comunidad bacteriana ante cambios adversos en su hábitat, es común observar un rápido aumento en el número total de células antes de un decline severo de disponibilidad de alimento (Amy y Morita, 1983). Aunque durante todo el ciclo muestreado se registró la presencia de materia orgánica en el sedimento, ésta no siempre es susceptible a ser degradada (Gray *et al.*, 2002).

La materia orgánica más lábil es remineralizada rápidamente en su trayectoria en la columna de agua hacia el fondo. Según Suess (1980), más del 90% del carbono orgánico es oxidado aeróbicamente antes de alcanzar el sedimento. Al depositarse la materia orgánica durante el periodo de mezcla del lago e inicio de la estratificación, el ensamblaje bacteriano en el sedimento continúa remineralizándola y al final de la estratificación sólo perdura aquella más refractaria. La materia orgánica que llega al

sedimento no es fácil de remineralizar y parte de ella escapa totalmente a éste proceso, siendo sepultada y constituyendo parte del sedimento (Henrichs y Reeburgh, 1987).

En el presente estudio la diferencia del contenido de materia orgánica en el sedimento durante la mezcla en comparación al periodo de estratificación tardía sugiere que la materia orgánica se está remineralizando más rápido. Esto ocurre debido a la presencia de OD que permite su oxidación; así mismo, la materia orgánica que está formada recientemente es más lábil y susceptible a ser remineralizada (Gray *et al.*, 2002). Adicionalmente, Schallenberg y Kalff (1993) señalan que no se debe relacionar la densidad y biomasa bacteriana con el contenido de materia orgánica en el sedimento ya que su cantidad depende adicionalmente de otros factores como es la actividad enzimática y la asimilación bacteriana. En otros estudios en lagos se ha atribuido la variabilidad en la biomasa y densidad bacteriana a la resuspensión de la materia orgánica particulada previamente sedimentada al fondo del lago (Collins, 1977; Burns y Ross, 1972). Por lo que en época de mezcla de la columna de agua en el lago se puede producir una resuspensión del sedimento fino del fondo, contribuyendo a un aumento en la densidad y biomasa bacteriana.

Conclusiones

La densidad y biomasa bacteriana presentes en la superficie del sedimento de la región más profunda del lago Alchichica presentaron variaciones amplias durante su ciclo anual. Los meses de mezcla y estratificación temprana resultaron significativamente mayores en densidad y biomasa bacteriana que los meses de estratificación bien establecida y tardía.

Las variaciones en densidad y biomasa bacteriana fueron debidas, principalmente y de acuerdo al análisis de redundancia, a la disponibilidad del OD en el entorno ambiental bacteriano. De la misma manera, el potencial Redox, el cual está ligado a la concentración de oxígeno disuelto, se relacionó de manera directa con la densidad y biomasa bacteriana. La variabilidad en densidad y biomasa bacteriana también estuvo correlacionada de manera directa con el flujo de COP hacia el fondo del lago. Esta correlación contrastó con la relación inversa observada y comprobada con la cantidad de CTP de la superficie del sedimento. Esta relación inversa pudo significar una mayor oxidación de la materia orgánica sedimentada al existir un aporte de carbono recién formado (floreamiento de fitoplancton), a la oxigenación del fondo y a mayores densidades y biomasa bacterianas.

Bibliografía

- Alcocer J., A.E. Filonov. 2007. A note on the effects of an individual large rainfall event on saline Lake Alchichica, Mexico. *Environmental Geology* 53, 777-783.
- Alcocer J., A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez, G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27, 3166-3169.
- Altmann D., P. Stlef, R. Amann, D. de Beer, A. Schramm. 2003. In situ distribution and activity of nitrifying bacteria in freshwater sediment. *Environmental Microbiology* 5 (9), 798-803.
- Amy P., R. Morita. 1983. Starvation-survival patterns of 16 freshly-isolated open-ocean bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 45, 1109-1115.
- Boetius A., T. Ferdelman, K. Lochte. 2000. Bacterial activity in sediments of the deep Arabian Sea in relation to vertical flux. *Deep-Sea Research II* 47, 2835-2875.
- Böttcher M.E., B. Hespeneheide, E. Llobet-Brossaa, C. Beardsleya, O. Larsena, A. Schramma, A. Wielandb, G. Böttcherb, U. Berninger, R. Amanna. 2000. The biogeochemistry, stable isotope geochemistry, and microbial community structure of a temperate intertidal mudflat: an integrated study. *Continental Shelf Research* 20 (12-13), 1749-1769.



- Burns N.M., C. Ross. 1972. Project Hypo. An intensive study of the Lake Erie Central Basin hypolimnion and related surface water phenomena. Canada Centre for Inland Waters, Paper 6. U.S. EPA Technical Report.
- Callieri C. 1997. Sedimentation and aggregate dynamics in lake Maggiore, a large deep lake in Northern Italy. *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*. 56, 37-50.
- Carnigan R., D.R.S. Lean. 1991. Regeneration of dissolved substances in a seasonally anoxic lake. The relative importance of processes occurring in the water column and in the sediments. *Limnology and Oceanography* 36, 638-707.
- Collins V.G. 1977. Methods in Sediment Microbiology. En: *Advances in Aquatic Microbiology* Vol. 1. Droop, M.R., Jannasch, H.W. (eds.). Academic Press. 219-272 pp.
- DeFlaun M.F., L.M. Mayer. 1983. Relationships between bacteria and grain surfaces in intertidal sediments. *Limnology and Oceanography* 28 (5), 873-881.
- Deming J.W., P.L. Yager. 1992. Natural bacteria assemblages in deep-sea sediments: Towards a global view. En: Rowe, G.T., Pariente, V. *Deep-Sea food chains and the global carbon cycle*. Kluwer Academic Publishers. 11-27.
- Edmonds J.W., N.B. Weston, S.B. Joye, M.A. Moran. 2008. Variation in prokaryotic community composition as a function of resource availability in tidal creek sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 74 (6), 1836-1844.
- Epstein S.S., D. Alexander, K. Cosman, A. Dompé, S. Gallagher, J. Jarsobski, E. Laning, R. Martinez, G. Panasik, C. Peluso, R. Runde, E. Timmer. 1997. Enumeration of sandy sediment bacteria: Are the counts quantitative or relative? *Marine Ecology Progress Series* 151, 11-16.
- Ferrara Guerrero M.J., J.M. Romero Jarero, S. Saitz Ceballos, M.T. Núñez Cardona, F.J. Villena Irive. 1987. Distribución de bacterias en los sedimentos de la región sur del Golfo de California, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología 15 (1) 195-204.
- Frischer M.E., J.M. Danforth, M.A. Newton, H. Saunders, F.M. Saunders. 2000. Whole-cell versus total RNA extraction for analysis of microbial community structure with 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes in salt marsh sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 66 (7), 3037-3043.
- Gächter R., J.S. Meyer, A. Mares. 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnology and Oceanography* 33 (6), 1542-1558.
- Goedkoop W., R.K. Johnson. 1996. Pelagic-benthic coupling: Profundal benthic response to spring diatom deposition in mesotrophic Lake Erken. *Limnology and Oceanography* 41 (4), 636-647.
- Golterman H. L. 2001. Phosphate release from anoxic sediments or 'What did Mortimer really write?' *Hydrobiology* 450, 99-106.
- Gough, H.L., D.A. Stahl. 2003. Optimization of direct cell counting in sediment. *Journal of Microbiological Methods* 52, 39-43.
- Gray J.S., R. Shiu-sun, Y.Y. Or. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, 249-279.
- Henrichs S.M., W.S. Reece. 1987. Anaerobic mineralization of marine sediment organic matter: Rates and the role of anaerobic processes in the oceanic carbon economy. *Geomicrobiology Journal* 5 (3-4), 191-237.
- Hutchinson G.E. 1957. *A treatise on limnology*. Wiley. 1015 pp.
- Jørgensen B.B. 1982. Ecology of the bacteria of the sulphur cycle with special reference to anoxic-oxic interface environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 298, 543-561.
- Joye S.B., R.Y. Lee. 2004. Benthic microbial mats: important sources of fixed nitrogen and carbon to the Twin Cays, Belize ecosystem. *Atoll Research Bulletin* 528.
- Kepner R.L. Jr., J.R. Pratt. 1994. Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental samples: past and present. *Microbiological Reviews* 58 (4), 603-615.
- Loferer-Kröbber M., J. Klima, R. Psenner. 1998. Determination of bacterial cell dry mass by transmission electron microscopy and densitometric image analysis. *Applied and Environmental Microbiology* 64, 688-694.
- Nealson K.H. 1997. Sediment Bacteria. Who's there, what are they doing, and what's new? *The Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 25, 403-434.
- Nürnberg G.K. 1995. Quantify anoxia in lakes. *Limnology and Oceanography* 40, 1100-1111.
- Oksanen J., F. Blanchet., R. Kindt, P. Legendre, R.B. O'Hara, L. Gavin, S. Solymos, P. Solymos, M.H.H. Stevens, H. Wagner. 2010. *Vegan: Community Ecology Package*. Ver. 1.17-2. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pearson T.H., S.O. Stanley. 1979. Comparative measurement of the redox potential of marine sediments as a rapid means of assessing the effect of organic pollution. *Marine Biology* 53, 371-379.
- Pella E., 1990. Elemental organic analysis. Part 1. Historical developments. *American Laboratory* 22 (2), 116-125.
- R Development Core Team, 2009. R 2.9.1: A Language and environment for statistical computing. Versión 2.9.1.

- Rosselló-Mora R., B. Thamdrup, H. Schäfer, R. Weller, R. Amann. 1999. The response of the microbial community of marine sediments to organic carbon input under anaerobic conditions. *Systematic and Applied Microbiology* 22, 237–248.
- Saitz-Ceballos M., M.J. Ferrara-Guerrero, J. Romero Jarero. 1985. Distribución cuantitativa de bacterias y levaduras heterotróficas en las costas de Sinaloa y Nayarit, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Contribución 460 13 (3), 87-106.
- Sass H., E. Wieringa, H. Cypionka, H.D. Babenzien, J. Overmann. 1998. High genetic and physiological diversity of sulfate-reducing bacteria isolated from an oligotrophic lake sediment. *Archives of Microbiology* 170, 243-251.
- Schallenberg M., J. Kalf. 1993. The Ecology of sediment bacteria in lakes and comparisons with other aquatic ecosystems. *Ecology* 74 (3), 919-934.
- Suess E. 1980. Particulate organic carbon flux in the oceans—surface productivity and oxygen utilization. *Nature* 288, 260–263.
- Velji M.I., L.J. Albright. 1985. Microscopic enumeration of attached marine bacteria of seawater, marine sediment, fecal matter, and kelp blade samples following pyrophosphate and ultrasound treatments. *Canadian Journal of Microbiology* 32, 121-126.
- Wetzel R.G., G.E. Likens. 2000. *Limnological analyses*. Springer-Verlag New York. 3a Ed. 429 pp.
- Zepp Falz K., C. Holliger, R. Grobkopf, W. Liesack, A.N. Nozhevnikova, B. Müller, B. Wehrli, Hahn. 1999. Vertical distribution of methanogens in the anoxic sediment of Rotsee (Switzerland). *Applied and Environmental Microbiology* 65 (6), 2402-2408.



Variabilidad temporal-espacial de las microalgas bentónicas asociados al ecosistema estuarino “El Riíto” (Riohacha, La Guajira colombiana)

Molina-Bolívar Geomar Enrique

Grupo de Investigación BIEMARC. Universidad de La Guajira. Km 5 Vía a Maicao, Riohacha, Colombia. Autor de correspondencia: gmolina@uniguajira.edu.co

Resumen

Las microalgas presentan una distribución cosmopolita, siendo muy abundantes en el fitoplancton, fitobentos y fitoperifiton de aguas dulces, salobres y marinas. En este trabajo se ha realizado la recopilación, revisión nomenclatural, distribución local de las microalgas bénticas registradas el ecosistema estuarino “El Riíto”, a fin de proporcionar a los investigadores un material de referencia para estudios posteriores sobre diferentes aspectos de este grupo. Los objetivos que se trazaron fueron: Caracterizar los individuos poblacionales y la diversidad de microalgas y cianobacterias durante el periodo comprendido los meses entre los meses: diciembre de 2007 y febrero de 2008. Además, se relacionó la composición y dinámica poblacional de las comunidades microalgales bentónicas con los parámetros fisicoquímicos tales como: temperatura, salinidad, transparencia, pH, conductividad del sector en los meses de diciembre de 2007 y febrero de 2008. En este el ecosistema se observó que la composición de las microalgas bentónicas aumentó desde el interior del estuario (cabeza) hasta su exterior (boca) el mar Caribe en la cual predominó la fracción de arena. Para este ecosistema la variabilidad de la diversidad parece estar asociada con las fluctuaciones en la salinidad del agua.

Abstract

The microalgae have a cosmopolitan distribution, being very abundant in phytoplankton, phytobenthos and phytoperiphyton of fresh, brackish, marine and estuarine waters. In this work has been done collecting, reviewing nomenclatural, local distribution temporal of microalgae benthic registered Riíto The estuarine ecosystem, in order to provide researchers with a reference material for future studies on different aspects of this group. Those who were drawn were: To characterize individual's population and the diversity of microalgae for the period between the month's December 2007 and February 2008. Furthermore, will relate the composition and population dynamics of communities microalgae benthic with the physico-chemical parameters of the sector “El Riíto” in the months of December 2007 and February 2008. The ecosystem “El Riíto” noted that the composition of microalgae benthic rose from inside the estuary was an increase in the fraction of silt-clay, to its mouth in the Caribbean Sea in which the prevailing sand fraction. The ecosystem “El Riíto” variability of diversity appears to be associated with fluctuations in water salinity.

Palabras clave: Microalgas, cianobacterias, Bentónicas

Introducción

Las altas concentraciones de proteínas, carbohidratos, ácidos grasos y vitaminas presentes en las microalgas las hace fundamentales para la alimentación del zooplancton, larvas y estadios juveniles de moluscos, crustáceos y ciertos peces herbívoros (Brown *et al.*, 1997, D'Souza y Kelly, 2000, Renaud *et al.*, 2002, Aloysio, 2003). Cada microalga por ser un organismo completo, capaz de sintetizar multitud de compuestos disueltos en el agua, transforma sales inorgánicas en compuestos orgánicos por medio

de la fotosíntesis, las hace imprescindibles como alimento vivo. Además, son aprovechadas como filtros biológicos para la eliminación de excesos de nutrientes (Lopez *et al.*, 2000).

El grupo de microalgas presentan una distribución cosmopolita, siendo muy abundantes en el fitoplancton, fitobentos y fitoperifiton de aguas dulces, salobres y marinas y en Mar Caribe, los estudios han sido realizados principalmente en las aguas de Puerto Rico (Navarro, 1979), Belice (Hardgraves, 1982), la costas sur de Florida (Reyes, 1965; Montgomery y Miller, 1978), y Cuba (Borrero *et al.*, 1981; 1984; Popowski *et al.*, 1982), en Venezuela; las investigaciones se han llevado a cabo principalmente en las costas del Noreste (Margalef, 1965; Reyes, 1965; Ferraz, 1983). En este trabajo se realizó un recopilación, revisión nomenclatural y distribución local de las microalgas bentónicas registradas el ecosistema estuarino El Riíto, a fin de proporcionar a los investigadores una base referencia para estudios posteriores sobre diferentes aspectos de este grupo.

Los objetivos trazados en este estudio fueron: a) Caracterizar los individuos poblacionales y diversidad de microalgas durante el periodo comprendido los meses diciembre y febrero de 2008 y b) Relacionar la composición y dinámica poblacional de las comunidades microalgales con algunos parámetros fisicoquímicos del sector El Riíto los meses de diciembre de 2007 y febrero de 2008.

Los sitios de muestreo seleccionados fueron ubicados en el sector de Villa Comfamiliar y en la desembocadura del sistema; en cada uno de los sitios de muestreo se midieron parámetros fisicoquímicos como: temperatura, salinidad, transparencia, pH, y profundidad. Las fechas en que se realizaron las mediciones fueron los días 20 de diciembre de 2007 y 13 de febrero de 2008. Los muestreos se realizaron entre las 10:30 a.m. y 12:00 pm. El equipo utilizado fue un salinómetro SCHOT con compensación de temperatura, un potenciómetro SCHOT pH1, la transparencia se evaluó mediante la utilización de un disco de Secchi y la temperatura un termómetro ABC de -10°C a 200°C. Las observaciones se hicieron con un microscopio de luz OLYMPUS CX21, un microscopio con hematocitómetro o Neubauer OLYMPUS CKX41 y las fotografías fueron tomadas con una cámara fotográfica OLIMPUS C5000 ZOOM. Por último, se hizo un ANDEVA de una vía y pruebas de normalidad entre otros análisis para los cuales se utilizó el software Biostad 2008.

Materiales y métodos

El área de estudio se encuentra sobre la planicie deltaica del río Ranchería, que se describe como un plano de transición entre las zonas de bs – ST, y me – ST, según la clasificación de Holdridge. En el delta habitan aproximadamente 1.270 personas de las cuales el 91% son de la etnia wayuu y en menor escala, personas oriundas de otras zonas de la región. Los centros urbanos más cercanos son el Pasito, Cangrejito y Villa Fátima (Corporación Autónoma Regional de la Guajira _ CORPOGUAJIRA- Plan Triannual 2001 _ 2000).

El Riíto, brazo principal del río Ranchería (entre los 11°30'34.54 N y 72°51'35.30 O), se ubica al Noroeste de Riohacha y su franja de manglar está limitada al Norte por el mar Caribe, al Noreste por el Barrio Villa Fátima y al Sur con la Laguna Salada (CORPOGUAJIRA, 1998).

Las muestras se colectaron los días 20 de diciembre de 2007 y el 13 de febrero de 2008. Las especies microalgales se tomaron de las raíces de los mangles *Rizophora mangle* y *Avicenia germinans* con un cepillo de dientes de cerdas suaves marca Kolynos para no maltratar las microalgas; el análisis cuantitativo se hizo teniendo en que las muestras se preservaron en agua destilada en una botella de



Gatorade de 300 ml, este método es el adecuado para sistemas costeros o estuarinos ricos en fitobentos y fitoplancton (Sournia, 1978). El fijador contenía agua destilada, alcohol al 70% y formol al 40% en proporción de 6:3:1 (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Para la observación las microalgas se fijaron con lugol y luego se procedió a su estudio complementado esto con la toma de fotografías de los géneros encontrados. Este procedimiento se hizo con una cámara fotográfica adaptada a un microscopio de luz marca OLYMPUS CX2 y para determinar las densidades se utilizó un microscopio con hematocitómetro marca OLYMPUS CKX41. En este caso las muestras de microalgas fueron separadas en varias submuestras utilizando un volumen decantado de 2 ml, aislándose los organismos con micropipetas.

Una vez realizado este procedimiento se procedió a la observación y determinación de las densidades y proporciones en que estos organismos se encontraron. La importancia de la utilización de diferentes metodologías estriba en las cualidades de los organismos a estudiar, ya que dichas cualidades suelen modificarse o deformarse al adicionarse fijadores perdiendo muchas características que solo se aprecian en organismos vivos. En ese sentido las microalgas bentónicas son consideradas de gran importancia como especies frágiles y delicadas (Hernández- Becerril, 2003).

Resultados

Variables fisicoquímicas del agua

En Tabla 1 se muestran los valores promedio de las variables fisicoquímicas del ecosistema estuarino El Riíto, en la estación de muestreo ubicada en la desembocadura; durante los días de estudio. La temperatura presentó un promedio de 26°C (26°C – 26°C), la transparencia presentó un promedio de 21,5 cm (12cm -31cm), el promedio del pH fue 8.31 (8.76 – 7.86), la conductividad tuvo un promedio de 4.80 $\mu\text{S/cm}$ (0.533 $\mu\text{S/cm}$ - 9,08 $\mu\text{S/cm}$) y la salinidad promedio fue de 3.5 ‰ (1‰ - 6‰).

Tabla 1. Valores promedio de las variables fisicoquímicas durante los meses de muestreo en el ecosistema estuarino El Riíto. Desembocadura.

Meses	Temperatura (°C)	Transparencia (cm)	pH	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Salinidad (‰)
Diciembre	26	12	8.76	0.533	1
Febrero	26	31	7.86	9.08	6
Promedio	26	21.5	8.31	4.80	3.5
Mínimo	26	12	7.86	0.533	1
Máximo	26	31	8.76	9.08	6

La temperatura del agua registró valores de (26°) en los meses de estudio, la menor transparencia se presentó en el mes de diciembre (12 m) y la mayor se presentó en el mes de febrero (21 cm), el menor pH se presentó en el mes de febrero (7.9), la menor conductividad se presentó en el mes de diciembre (0.533 $\mu\text{S/cm}$) y la mayor en el mes de diciembre 9.08 $\mu\text{S/cm}$ y la menor salinidad se encontró en el mes de diciembre (1‰) y la mayor en febrero (6 ‰).

La Tabla 2 muestra los valores promedio de la estación de muestreo ubicada en Villa Comfamiliar durante los días de estudio. La temperatura presentó un promedio de 26.25°C (26.5°C – 26°C), la transparencia presentó un promedio de 15.25 cm (9.5cm -21cm), el promedio del pH fue 8.18 (8.26

– 8.11), la conductividad tuvo un promedio de 3.52 $\mu\text{S/cm}$ (4.41 $\mu\text{S/cm}$ - 2.64 $\mu\text{S/cm}$) y la salinidad promedio fue de 1 ‰ (0‰ - 2‰).

La menor temperatura del agua registró valores de (26°) en el mes de febrero y la mayor se presentó en el mes de diciembre (26.5°C), la menor transparencia se presentó en el mes de diciembre (9.5 cm) y la mayor se presentó en el mes de febrero (21 cm), el menor pH se presentó en el mes de febrero (8.11) el mayor se presentó en el mes de diciembre (8.26), la menor conductividad se presentó en el mes de febrero (4.41 $\mu\text{S/cm}$) y la mayor en el mes de diciembre (2.64 $\mu\text{S/cm}$) y la menor salinidad se encontró en el mes de febrero (0‰) y la mayor en diciembre (2 ‰).

Tabla 2. Valores promedio de las variables fisicoquímicas durante los meses de muestreo en el ecosistema estuarino El Riíto. Villa Comfamiliar.

Meses	Temperatura (°C)	Transparencia (cm)	pH	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Salinidad (‰)
Diciembre	26.5	9.5	8.26	4.41	1
Febrero	26	21	8.11	2.64	6
Promedio	26.25	15.25	8.18	3.52	3.5
Mínimo	26	9.5	8.11	2.64	1
Máximo	26.5	21	8.26	4.41	6

Comportamiento de los grupos taxonómicos

Los géneros que se identificaron fueron: *Merismopedia*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Lipocinlis*, *Synedra*, *Gyrosigma*, *Navicula*, *Synedra*, *Eudorina*, *Volvox*, *Chlamydomona*, *Micrasterias*, *Chlorella*, *Pandorina*, *Cosmarium*, *Cyclotella*, *Actinastrum*, *Scenedesmus*, *Diatoma* y *Meridion*. La Tabla 3 muestra la distribución de las microalgas en el ecosistema estuarino El Riíto; en la estación de ubicada en la desembocadura y en Villa Comfamiliar que a su vez indica la tendencia del grupo taxonómico correspondiente.

Diversidad

La Tabla 4 describe el número de género encontrados, los valores de los índices de riqueza (I_{mg}), diversidad (H') y la diversidad máxima ($H'm$) para los meses de muestreo en el ecosistema El Riíto. El número de géneros encontrados en la desembocadura en el mes de diciembre fue de trece (13) géneros y en el mes de febrero fue de catorce (14), en Villa Comfamiliar el número se géneros se mantuvo; ocho (8).

La riqueza de Margalef (I_{mg}) fue de 4.67 en diciembre y 2.74 en febrero en El Riíto y en Villa Comfamiliar fue de 3.36 para los dos muestreos. La diversidad general de Shannon-Wiener (H') para el estudio fue 4.87 en diciembre de 2007 y 4.73 en febrerode 2008 en El Riíto y 3.95 en el sector de Villa Comfamiliar.

El mayor valor de la diversidad máxima se presentó en la desembocadura en el mes de diciembre (4.67) y el menor valor fue obtenido en el mes de febrero de 2008 (4.06). En la estación de Villa Comfamiliar se presentó el menor valor en el mes de diciembre (2.48) y el mayor valor (3.36) en el mes de febrero de 2008.



Tabla 3. Microalgas representativas en el ecosistema estuarino el Riíto.

División Phylum	Clase	Orden	Género		
Cyanophyta	Myxophyceae	Chroococcales	<i>Merismopedia</i> <i>Lyngbya</i>		
		Oscillatoriales	<i>Oscillatoria</i> <i>Spirulina</i>		
Euglenophyta			<i>Lipocinlis</i> <i>Synedra</i>		
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Pennales	<i>Gyrosigma</i> <i>Navicula</i> <i>Synedra</i> <i>Eudorina</i> <i>Volvox</i> <i>Chlamydomona</i>		
			Chlorophyceae	Volvocales	<i>Micrasterias</i> <i>Chlorella</i> <i>Pandorina</i>
					<i>Zygnemophyceae</i>
Clorophyta	Coscinodiscophyceae	Chlorococcales	<i>Actinastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Diatoma</i> <i>Meridion</i>		
Diatomeas					

Tabla 4. Número de géneros, Índices de riqueza (Img), diversidad (H') y Diversidad Máxima (H'm) para los meses de muestreo en el ecosistema El Riíto (Estaciones de muestreo: Desembocadura y Villa Comfamiliar).

Índices	Desembocadura		Villa Comfamiliar	
	Diciembre	Febrero	Diciembre	Febrero
Nº Géneros	13	14	8	8
Riqueza				
Img (Margalef)	4,67	2,74	3,36	3,36
Diversidad				
H' (Shannon-Wiener)	4,87	4,73	3,95	3,95
Diversidad Máxima	4,68	4,06	2,48	3,66

La diversidad máxima más baja se observó en la estación de la desembocadura en el mes de febrero (2.74) y el valor más alto se presentó en diciembre (4.67).

La densidad (Ind/m²) promedio en las estaciones de muestreo en el ecosistema estuarino El Riíto se muestra en la Tabla 5. La menor densidad se registró en la estación de la desembocadura fue de 19285.71 Ind/m² en el mes de diciembre y 10357.14 Ind/m² en el mes de febrero. En la estación de Villa comfamiliar con las densidades fueron de 2142,86 Ind/m² en el mes de diciembre y en 6964.29 Ind/m², en el mes de febrero.

Tabla 5. Densidad promedio y número de géneros encontrados en ecosistema estuarino El Riíto. Desembocadura y Villa Comfamiliar (Diciembre y Febrero).

GENERO	Desembocadura				Villa Comfamiliar			
	Diciembre		Febrero		Diciembre		Febrero	
	N° ind	%	N° ind	%	N° ind	%	N° ind	%
<i>Merismopedia</i>	4	3.7	2	3.45	1	8.33	5	12.82
<i>Lyngbya</i>	12	11.11	3	5.17				
<i>Oscillatoria</i>	8	7.41	6	10.34	3	25	9	23.08
<i>Lipocinlis</i>	4	3.7	4	6.9				
<i>Spirulina</i>			1	1.72				
<i>Synedra</i>	8	7.41	2	3.45				
<i>Gyrosigma</i>	7	6.48	4	6.9	1	8.33	4	10.26
<i>Navicula</i>	5	4.63	7	12.07	1	8.33	5	12.82
<i>Eudorina</i>	20	18.52	3	5.17				
<i>Chlamydomona</i>	3	2.78	1	1.72				
<i>Pandorina</i>	8	7.41						
<i>Cyclotella</i>	8	7.41	14	24.14	1	8.33	4	10.26
<i>Synedra</i>	8	7.41	2	3.45				
<i>Diatoma</i>	13	12.04	2	3.45				
<i>Meridion</i>			7	12.07				
<i>Clamidospora</i>					1	8.33	7	17.95
<i>Clamiscopedia</i>					2	16.67	3	7.69
<i>Volvox</i>					2	16.67	2	5.13
<i>Totales</i>		100		100		100		100

Discusión

Variables fisicoquímicas

La variabilidad de El Riíto deriva básicamente de la entrada de agua proveniente del mar Caribe por efecto de la marea y del aporte fluvial del Río Ranchería. Por tal razón las variables fisicoquímicas del estuario son el resultado, en parte, de la mezcla constante de estos sistemas y de la estacionalidad. Además de lo anterior, hay otro factor importante que es el efecto del viento y la presencia de manglar en su costa (Medina y Barboza, 2000).

Los estuarios se caracterizan por estar formados por aguas someras comparadas con el océano, por lo cual tienden a calentarse con mayor facilidad y responden más rápidamente a la temperatura del aire, presentado así valores de esta variable (Kennish, 1986). Un comportamiento similar fue obtenido en El Riíto donde el mayor valor (26.25 °C) se registró en el mes de diciembre. Durante esta época los índices de radiación y evaporación son más efectivos (Fuenmayor, 1995), en especial hacia el área más cercana mar Caribe (Desembocadura) que se caracteriza por no contar una reducida presencia de



manglar y constituye la zona más extensa y expuesta a los rayos del sol y al efecto del viento.

Los resultados obtenidos en este estudio coinciden con los registrados por Rojas (2001) en el sistema río Limón, Venezuela, donde la temperatura del agua fue 28.8 °C y no mostró fluctuaciones apreciables durante todo el periodo de estudio. Las pocas variaciones observadas se debieron a los cambios en la intensidad de la radiación solar, a las mareas, al caudal del río como consecuencia de las lluvias y la intensa sequía y al proceso de mezclado de las aguas.

El pH no mostró cambios apreciables durante los meses de muestreo ni entre las estaciones, registrando una tendencia hacia la alcalinidad, con un leve descenso hacia el lado alcalino en los meses del estudio (diciembre y Febrero), especialmente, en la estación más cercana a la desembocadura del El Riíto hacia el mar Caribe. Estas aguas por ser marinas contienen exceso de bases que permiten que el rango de pH se encuentre entre 8.76 a 7.86 (Kennish, 1986).

Este comportamiento constituye el patrón típico de los cuerpos de agua que presentan un sistema buffer (sistema dióxido de carbono-carbonato-bicarbonato), el cual le permite regular los cambios de acidez y basicidad manteniendo así el pH del agua en valores que tienden a ser alcalinos (Wetzel, 1981). Los resultados obtenidos en El Riíto son consistentes con lo reportado en estudios realizados en ambientes similares en como la Laguna Salada (Castro, 2005) y en el río Limón por Reyes (1997), Reyes *et al.* (1999) y Romero (2002).

De forma general en este estudio se observó, que al aumentar la temperatura los valores del pH se incrementaban hacia el lado alcalino. Esto es consistente con lo señalado en otros estudios en ambientes estuarinos, donde se ha demostrado que el aumento en la temperatura y salinidad disminuye la solubilidad del dióxido de carbono, favoreciendo la acumulación de carbonatos en el agua que permiten el aumento del pH (Kennish, 1986; Rojas, 2001).

La conductividad registró los menores valores en el mes de diciembre; esto puede atribuirse a la gran cantidad de limo y arcilla suspendida en el agua y que durante esta etapa son arrastrados al estuario por efecto de las lluvias (Sanders, 1968; Gray, 1974). Este comportamiento también fue descrito en otros estudios realizados en el Sistema del Lago de Maracaibo por Reyes (1997), Rojas (2001) y Romero (2002). En forma general los estuarios se caracterizan por presentar aguas poco profundas en comparación con los ambientes marinos adyacentes (Odum, 1972; Kennish, 1986). En este estudio la menor conductividad se registró en diciembre, mes en el cual se observó todavía de presentaron lluvias esporádicas después de las intensas lluvias que se presentaron en el 2007 y la formación de una barra que incomunicaron al Riíto con el mar Caribe. La anterior situación se une a la alta de evaporación existente en la zona (2540 mm); pudo también favorecer a la conductividad observada. Estos resultados son concordantes con los registros obtenidos por Rojas (2001) en el río Limón y por Romero (2002) en Caño Sagua en Venezuela.

La salinidad en el estuario varió estacionalmente, los mínimos valores se registraron en el mes de diciembre de 2007 y los máximos durante el periodo de inicio de la sequía (febrero de 2008), en febrero donde se obtuvo el valor promedio más alto en la estación de muestreo de la desembocadura, obedeciendo probablemente, a que durante este mes se observó el cierre parcial de la comunicación entre las aguas del mar Caribe y brazo El Riíto, lo cual pudo favorecer las concentración de sales presentes. La evaporación también puede desempeñar un papel importante, debido a que en la región de la Guajira se alcanza un valor anual superior a 2540 mm como consecuencia de la fuerte insolación

diurna (entre 10 y 11 horas) y a la escasa nubosidad (IDEAM, 2008).

Composición y distribución de taxa

La composición de taxa en el ecosistema El Riíto concuerda con lo encontrado en otros ambientes estuarinos, donde se reportan microalgas, moluscos, crustáceos, anélidos (poliquetos) y nemátodos como los grupos más abundantes (Corbisier, 1991; Vanhove *et al.*, 1992; Delgado, 1997; Reyes, 1997; Reyes *et al.*, 1999). El total de taxa identificados en este estudio fueron 21.

En el estudio se reportan los siguientes géneros: *Merismopedia*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Lipocinlis*, *Synedra*, *Gyrosigma*, *Navicula*, *Synedra*, *Eudorina*, *Volvox*, *Chlamydomona*, *Micrasterias*, *Chlorella*, *Pandorina*, *Cosmarium*, *Cyclotella*, *Actinastrum*, *Scenedesmus*, *Diatoma* y *Meridion*. Según Baldo *et al.* (2001), las especies que habitan los estuarios son principalmente especies marinas con escasa capacidad de competencia interespecífica pero muy tolerantes a las fluctuaciones del gradiente salino. Esto les permite aprovechar hábitats marginales al marino como es el caso de los estuarios, donde algunos utilizan estos ambientes solamente durante sus fases juveniles como zona de alimentación.

En este estudio se observó el menor número de géneros en el sitio de muestro ubicado en la desembocadura durante el mes de febrero (14), en comparación con el mes de diciembre (12). En el sitio de muestro ubicado en el sector de Villa Comfamiliar el número de géneros presentes no varió (8). Una situación similar fue observada por Ansari y Parulekar (1993) en el estuario de Mandovi en la India, donde las especies estuvieron sujetas a la estacionalidad. Durante los periodos de lluvias se presentó un descenso en el número de especies debido a una disminución de la salinidad que provocó una mortandad de organismos, sin embargo, en el periodo sequía las poblaciones se recuperaron rápidamente.

En el ecosistema El Riíto se observó que la composición de las microalgas bentónicas aumentó desde el interior del estuario, donde se observó un incremento en la fracción de limo-arcilla, hasta su desembocadura en el mar Caribe en la cual predominó la fracción de arena. A pesar que en los ambientes estuarinos se reconoce, en términos generales, que la diversidad y composición de especies varía, la mayoría de las veces, en función del gradiente de salinidad (Odum, 1972; Ansari y Parulekar, 1993; Molina y Vargas, 1994; Reyes, 1997).

Densidad de taxa

La densidad promedio de las microalgas bentónicas en el ecosistema El Riíto – desembocadura en los meses de diciembre (19285.71 Ind/m²) y febrero (10357.14 Ind/m²) respectivamente. En el sector de Villa Comfamiliar los valores registrados fueron en los meses de diciembre (2142.86 Ind/m²) y febrero (6964.29 Ind/m²). En la estación de la desembocadura hay un descenso del mes de diciembre al mes de febrero y la estación de muestreo ubicada en Villa Comfamiliar se mostró un incremento en la densidad de las especies; esto probablemente al incremento de la salinidad.

La densidad de microalgas bentónicas y el contenido de materia orgánica se han relacionado en los sistemas estuarinos (Odum, 1972; Jiménez y Liñero, 1993; Hernández y Solís, 1995). El detritus, las algas bénticas, el fitoplancton y otros animales, constituye el principal alimento para los invertebrados bentónicos, así que una disminución en sus niveles, puede causar la reducción del número de individuos presentes en el estuario (Barnes, 1974; Vegas, 1980; Esteves, 1988; Snelgrove y Butman, 1994). Sin embargo, en ecosistema El Riíto, la densidad de las microalgas y cianobacterias bentónicas disminuyó al



fue baja en la estación de Villa Comfamiliar al estar aumentada el sedimento debido a las aguas producto de la época de lluvia a la que estuvo sometida la región de la zona de estudio, lo cual puede obedecerá que al acumularse este material se efectúa de manera más intensa su proceso de oxidación. Esto requiere una mayor demanda de oxígeno disuelto, provocando una disminución que como consecuencia que afecta adversamente a la microflora bentónica según Barnes (1974), Wetzel (1981), Margalef (1983), Kennish (1986) y Romero (2002) obtuvo resultados similares en el interior del caño Sagua.

Índices de diversidad y similitud biológicas

La diversidad (H') obtenida en ecosistema El Riíto en la desembocadura (4.87 – 4.73) y Villa Comfamiliar se presentaron valores (3.95 – 3.98) que se encuentran dentro de los rangos en otras regiones del Caribe. En los estuarios la diversidad puede estar influida por varios factores, entre los que destacan las relaciones bióticas, el contenido de materia orgánica y las variables ambientales, en especial, el gradiente de salinidad el cual representa el factor más importante (Odum, 1972; Junoy y Viéitez, 1990; Elías, 1992; Ansari y Parulekar, 1993; Molina y Vargas, 1994; Burkovskiy y Stolyarov, 1996; Reyes, 1997; Attrill, 2002).

En el ecosistema El Riíto la variabilidad de la diversidad parece estar asociada con las fluctuaciones en la salinidad del agua. De forma general, se obtuvo la mayor diversidad en el mes de Febrero donde la concentración de sales disueltas incrementó; mientras que durante la baja salinidad (Diciembre) los valores disminuyeron. Este comportamiento también lo registró Molina y Vargas (1994) en el estero de Jaltepeque en El Salvador y en Caño Sagua, Venezuela (Romero, 2002).

Los organismos se han adaptado de forma exitosa a las condiciones estresantes de este sistema estuarino. Esto les permite soportar las presiones ejercidas por los constantes cambios en el ambiente físico permitiendo que solo las especies con capacidades osmorreguladoras eficientes y amplios rangos de tolerancia logren penetrar y establecerse (Sanders, 1968; Barnes, 1974; Kennish, 1986). Este patrón es consistente con lo señalado por Margalef (1983) quien indica que si en una comunidad una o varias especies son muy abundantes, la diversidad disminuye. Estos resultados también coincide con lo reportado por Romero (2002) en Caño Sagua y en el Caño Naime, donde se estableció que la diversidades de estos sistemas se ven afectados principalmente por la dominancia de unas pocas especies, entre las que destacan *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Eudorina*, *Cyclotella* y *Diatoma*, entre otros.

Conclusiones

La composición de géneros en ecosistema El Riíto está determinada por la estacionalidad. La mayor riqueza de géneros (13) se obtuvo durante en el mes de febrero considerado como el inicio del periodo de sequía en la estación ubicada en la desembocadura. La diversidad (H') en el estuario el Riíto parece estar determinada por los cambios en la salinidad del agua y es relativamente alta en comparación con otros trabajos realizados en el mar Caribe. La composición de las microalgas y cianobacterias bentónicas cambia con la estacionalidad (lluvia-sequía). Se encontró un aumento en el número de géneros del mes de diciembre al mes de febrero en la estación de la desembocadura de 12 a 13.

Bibliografía

Ansari Z., A. Parulekar. 1993. "Distribution, abundance and ecology of the meiofauna in a tropical estuary along the west coast of India". *Hydrobiologia*. 262: 115-126.

- APHA AWWA, W.C.F. 1992. Standard methods for examination of water and onstewater. 18th Ed. Edited by Gernberg, A.; L.Clesceri and A. Eaton. 1100 pp.
- Attrill M. 2002. "A testable linear model for diversity trends in estuaries". *Journal of Animal Ecology*. 71: 262-269.
- Baldo F., A. M. Arias, P. Drake. 2001. "La comunidad macrobentica del estuario del Guadalquivir". *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 17(1 y 2): 137-148.
- Barnes R. S. K. 1974. *Studies in biology*. N° 49: Estuarine biology. Cambridge, London. Edward Arnold (Publishers). 76 pp.
- Borrero N., L. Lopez-Baluja, G. Popowski. 1981. Distribución del fitoplancton en la region nororiental de la plataforma de Cuba, *Cienc. Biolog.* 6:15- 44.
- Brown M., S. Jeffrey, J. Volkman, G. Dunstan. Nutritional properties of microalgae for mariculture. *Aquaculture* 1997; 151:315-331.
- Burkovskiy I., A. Stolyarov. 1996. "Features of the structural organization of the macrobenthos in a biotope with a pronounced salinity gradient". *Hydrobiological Journal*. 32(3): 87-103.
- Corbisier T. N. 1991. "Benthic macrofauna of sandy intertidal zone at Santos estuarines system, Sao Paulo, Brazil". *Bol. Inst. Oceanogr. De Brazil*. 39(1): 1-13.
- Corporación Autónoma Regional de la Guajira _ CORPOGUAJIRA- Plan Trianual 2001 _ 2003
- D'souza F., G. Kelly. 2000. Effects of a diet of a nitrogen-limited alga (*Tetraselmis suecica*) ongrowth, survival and biochemical composition of tiger prawn (*Penaeus monodon*) larvae. *Aquaculture* 2000; 181:311-329.
- Darley W. M. 1987. *Algal Biology: a physiological approach*. Ed. Limusa, México D.F. 236 p.
- Dawes C. J. 1991. *Botanica Marina*. Editorial Limusa, Mexicor D.F. 673 pp.
- Delgado J. 1997. Estudio comparativo de la biodiversidad y distribución de la fauna macrobentica invertebrada presente en las playas arenosas de alta energía de Caño Sagua y Caimare Chico (Municipio Páez, estado Zulia). Trabajo Especial de Grado. Facultad Experimental de Ciencias. Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela. 88 pp.
- Elias R. 1992. "Quantitative benthic community structure in Blanca Bay and its relationship with organic enrichment". *Mar. Ecol.* 13(3): 189-201.
- Estéves F. 1988. *Fundamentos de Limnología*. Río de Janeiro, Brasil. Editorial Interciencia/Finep. 471-488 p.
- Ferraz E. 1983. Estudio del fitoplancton en la Cuenca Tuy- Cariaco de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 22(1-2):111-124.
- Hardgraves P. E. 1982. Plankton diatoms (Bacillariophyceae) from Carrie bow Cay, Belize I: The Atlantic Barrier Reef Ecosystem, pp. 143-154. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Hernández A., W. Solís. 1995. "Algunas comunidades macrobentónicas asociadas al manglar (*Rhizophora mangle*) en Laguna de Términos, Golfo de México". *Rev. Biol. Trop.* 43(1-3): 117-129.
- Hernández-Becerril D. U. 2003. La diversidad del fitoplancton marino de México: un acercamiento actual. *Planctología Mexicana*. SOMPAC, UAM y ECOSUR. pp. 1-17.
- Hulburt F. M. 1963. Distribution of phytoplankton in coastal waters of Venezuela. *Ecology* 44(1): 169-171. Hustedt, F. 1956. Diatomeen aus dem Lago de Maracaibo in Venezuela. *Ergeb. Deutsch. Limnol. Venezuela Exp.* 1952. 1:93-140.
- Jiménez M., I. Liñero. 1993. "Estructura del macrozoobentos de área de Jose, edo. Anzoategui, Venezuela". *Bol. Inst. Oceanogr.* 32(1-2): 57-68.
- Junoy J., J. Viéitez. 1990. "Macrozoobenthic community structure in the Ría de Foz, an intertidal estuary (Galicia, Northwest Spain)". *Marine Biology*. 107: 329-339.
- Kennish M. 1986. *Ecology of estuaries*. Volume I. Physical y chemical aspects. Florida, USA. CRC Press, Inc. 253 pp.
- López M., T. Okuda. 1968. "Algunas observaciones sobre características fisico-químicas de los sedimentos y distribución de la fauna macrobentónica de la Laguna Grande del Obispo (Venezuela)". *Bol. Inst. Oceanog., Universidad de Oriente*. 7(1): 107-127.
- Margalef R. 1965. El Fitoplancton de la Costa Nororiental de Venezuela. *Mere. Sot. Cien. Nat. La Salle* Tomo XXV:141-205.
- Medina E., F. Barboza. 2000. Los manglares del sistema de Maracaibo. En: *Sistema del Lago de Maracaibo, Biología y Ambiente*. Compilado por: Rodríguez G. Instituto de Investigaciones Científicas. Caracas, Venezuela. 2000. p 175-182.
- Molina D., J. Vargas. 1994. "Estructura del macrobentos del estero de Jaltepegue, El Salvador". *Rev. Biol. Trop.* 42(1-2): 165-174.
- Montgomery, R. T., I.W. Miller. 1978. A taxonomic study of Florida Keys benthic diatoms based on scanning electron microscopy, Ph.D. Dissertation. Florida State University, Florida, U.S.A. 541 pp.
- Navarro J. N. 1979. *Las Diatomeas Marinas de Puerto Rico*, Tesis de Ph.D. Universidad de Puerto Rico, Puerto Rico. 364 pp.
- Odum E. 1972. *Fundamentals of Ecology*. 3 edition. Washington, United States of America. W. B. Saunders Company. 574 pp.
- Popowski, G., L. Lopez-Baluja, N. Borrero. 1982. Distribución del fitoplancton en la region noroccidental de la plataforma de Cuba, *Cien, Biol.* 733-51.
- Polo C. *Invertebrados bentónicos de Caño Neima*. Tesis Especial de grado. Facultad experimental de Ciencia. Universidad



- del Zulia. Maracaibo, Venezuela.
- Renaud S., T. Luong-van , G. Lambrinidis, D. Parry. 2002. Effect of temperature on growth, chemical composition and fatty acid composition of tropical Australian microalgae grown in batch cultures. *Aquaculture* 2002; 211:195-214.
- Reyes G. 1965. Studies on the diatoms flora living on *Thalassia testudium* Koning in Biscayne Bay, Florida. MSc. Dissertation University of Miami, Florida, U.S.A. 82 pp.
- Reyes J. 1997. Biodiversidad y distribución de la fauna béntica invertebrada presente en el Refugio de Fauna Silvestre y Reserva de Pesca Ciénaga de los Olivitos, Municipio Miranda, estado Zulia. Trabajo Especial de Grado. Facultad Experimental de Ciencias. Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela. 83 pp.
- Reyes J., A. Godoy, C. Casler. 1999. "Invertebrados bentónicos del bosque de manglar de la Ciénaga de los Olivitos, Venezuela". *Bol. Centro Invest. Biol.* 33(3): 227-241.
- Rojas J. 2001. Estructura de la comunidad macrobéntica en el sector Río Limón- Isla San Carlos, estado Zulia, Venezuela. Trabajo Especial de Magíster Scientiarum. Facultad Experimental de Ciencias. División de Postgrado. Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela. 95 pp.
- Romero M. 2002. Biodiversidad de Macroinvertebrados Bénticos Intermareal presentes en el Caño Sagua, Municipio Páez, estado Zulia. Trabajo Especial de Grado. Facultad Experimental de Ciencias. Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela. 90 pp.
- Sanders H.1968. "Marine benthic diversity: a comparative". *Study. Am. Nat.* 102(925): 243-281.
- Snelgrove P., C. Butman. 1994. "Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect". *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review.* 32: 111-177.
- Vanhove S; M. Vincx; D. Van Gansbeke; W. Gijssels; D. Schram. 1992. "The meiobenthos of five mangrove vegetation types in Gazi Bay, Kenya". *Hydrobiologia.* 247: 99-108.
- Vegas M. 1980. Introducción a la ecología del bentos marino. 2da edición. Chesneaw. 98 pp.
- Wetzel R. 1981. *Limnología.* Ediciones Omega. Barcelona, España. 679 pp.





Ecología del zoobentos en la presa Xhimojay, Estado de México, México

Rodríguez-Varela Asela del Carmen, Cruz-Gómez Adolfo, Fonseca-Romero Mitzi A. y Grimaldo-Bahena Ana L.

Laboratorio de Ecología de Peces, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. De Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor para correspondencia: asela@comunidad.unam.mx

Resumen

Se realizaron muestreos mensuales durante el año de 2013 en la presa Xhimojay, Estado de México con el objetivo de determinar los cambios de la composición y abundancia del zoobentos y su relación con las condiciones ambientales de su habitat. Los organismos fueron colectados realizando arrastres de 1m², tamizados y colocados en frascos para su fijación. Los grupos fueron identificados hasta nivel permisible, contados y pesados. Se identificaron 19 órdenes pertenecientes a nueve clases, los insectos fueron el grupo de mayor riqueza, el orden con mayor abundancia fueron los hemípteros (29.81%) y los decápodos fueron los de mayor importancia ecológica para el sistema (89.83 %). La diversidad (0.7 decits) y la equitatividad (0.63), aunque en promedio es baja, es normal para este tipo de sistemas y presentaron variaciones durante el año, debidas principalmente a las temporadas de lluvias y secas, registrándose en agosto el de mayor valor ($H' = 0.9117$ decits y $J' = 0.7751$) y en febrero el de menor ($H' = 0.4949$ decits y $J' = 0.4753$). La distribución, presencia y abundancia de zoobentos, es cambiante a lo largo del año, debido a la biología de cada uno de los grupos, así como a las variaciones en el volumen de agua del sistema debido a la temporalidad de lluvias y secas y al uso de este cuerpo de agua para actividades agrícolas, ganaderas y domésticas, por ello, los factores que más determinan la distribución y abundancia del zoobentos, fueron la profundidad, pH y transparencia.

Abstract

Monthly samplings were carried out during the year 2013 in the dam Xhimojay, Jilotepec, Estado de México in order to determine changes in the composition and abundance of the zoobenthos through the time and its relationship with the environmental conditions of their habitat. The organisms were collected performing trawls 1 m², screened and placed in vials for fixing. The different groups were identified to an acceptable level, each taxa was counted and weighed. 19 orders were identified belonging to nine classes. The insects were the group with richness greater, the order Hemiptera were more abundant (29.81%) and the decapods were the group most ecologically important for the system (89.83%). The diversity (0.7 decits) and evenness (0.63), although the average is low, it is normal for this type of systems and showed variations during the year, mainly due to the rainy and dry, recorded in August higher value ($H' = 0.9117$ decits and $J' = 0.7751$) and the lowest in February ($H' = 0.4949$ decits and $J' = 0.4753$). Distribution, presence and abundance of zoobenthos, is changing along the year due to the biology of each of the groups, as well as variations in the volume of water in the system due to the seasonality of rainfall and dry and use of this body of water for agricultural and household activities, therefore, the factors that determine the distribution and abundance of zoobenthos were depth, pH and transparency.

Palabras clave: Abundancia, composición, distribución, zoobentos

Introducción

Los organismos bentónicos constituyen un grupo altamente diversificado y su estudio representa una contribución a los aspectos ecológicos y económicos ya que forma parte de la red trófica y transferencia de energía (Juárez e Ibáñez, 2003), son el elemento principal en el alimento de especies comerciales importantes pues sirven como unión entre el alimento (por ejemplo detrito de microorganismos algas, plantas acuáticas vasculares) y los peces, así como otros vertebrados de niveles tróficos superiores (Merrit y Cummins, 1996). Son una de las fuentes principales de alimentación de especies piscícolas susceptibles de explotación; el hombre se ha preocupado por determinar el tipo de alimento que consumen los peces de importancia económica y alimenticia desde tiempo atrás (Hurtado *et al.*, 2005).

El estudio de la fauna bentónica es importante en aspectos de ecología acuática ya que forma parte de la red trófica. Asimismo ayuda a la degradación del sedimento y proporciona nutrientes al medio, por las actividades metabólicas de movimiento y de excreción para que puedan ser utilizados nuevamente por los productores primarios, manteniendo la producción vegetal y animal (Kajak e Hillbricht, 1972).

La distribución de estos microorganismos es ubicua y normalmente son abundantes. Su presencia está directamente influenciada por las condiciones físicas y químicas del agua. Por esta razón el uso de macroinvertebrados como bioindicadores se ha convertido en una práctica frecuente en cuerpos acuáticos que empezó hace más de 100 años en Europa y en la actualidad constituye una herramienta muy útil y relativamente de bajo costo (Springer, 2010). Debido a su elevada abundancia, se encuentran prácticamente en todos los ecosistemas de agua dulce, su tamaño es suficiente para observarlos a simple vista y su recolección es sencilla y de bajo costo (Chapman, 1994; Solimini *et al.*, 2006; Gamboa *et al.*, 2008).

Procesos ecológicos como producción primaria, descomposición de materia orgánica y ciclaje de nutrientes dependen de comunidades bióticas específicas constituidas por muchas especies diferentes (Covich, 2006). Cuando se produce la extinción local de una especie, emerge una incertidumbre relacionada con la resiliencia de la comunidad ecológica y de los procesos del ecosistema que sostienen el ciclaje de nutrientes y la productividad, que son las bases para servicios esenciales del ecosistema (Covich *et al.*, 2004).

El término zoobentos se refiere a la fauna de invertebrados que habita los sustratos sumergidos de los medio acuáticos. En el zoobentos se distinguen macroinvertebrados y microinvertebrados. Los macroinvertebrados son los invertebrados de tamaño relativamente grande o visibles al ojo humano y no muy inferiores de 0.5 mm. Comprenden principalmente artrópodos como insectos, arácnidos y crustáceos y dentro de estos dominan los insectos, en especial sus formas larvarias; también se encuentran oligoquetos, hirudineos y moluscos y con menor frecuencia celentéreos, briozoos o platelmintos. Los macroinvertebrados son el grupo dominante en los ríos, lagos y humedales. Los microinvertebrados agrupan a los invertebrados de menor tamaño, en general menor a 1 mm y forman parte de estos a los protozoos, nematodos, rotíferos, cladóceros, ostrácodos, copépodos y ácaros (Alba-Tercedor *et al.*, 2005; Hanson *et al.*, 2010).

Velasco *et al.* (1993), analizaron la composición general y la estructura de comunidades de insectos en diez estanques con condiciones ambientales diferentes, los cuales presentaron una composición y estructura similar, siendo los quironómidos el grupo más abundante y los efemerópteros y dípteros en general los componentes principales de la comunidad. Contreras y Navarrete (1995) encontraron



11 grupos zoobentónicos en el embalse “San Miguel Arco”, Estado de México, determinando que la distribución y abundancia son influenciados por los cambios en el nivel del agua, así como por el tipo de sustrato.

Juárez *et al.* (2003) realizaron un primer estudio de la abundancia de macroinvertebrados bentónicos en el Lago Metztlán, Hidalgo donde reportan 362 organismos, conformados por oligoquetos, hirudíneos, quironómidos y ostrácodos. Hurtado *et al.* (2005) realizaron un estudio de la importancia ecológica en la subcuenca del Río San Juan en donde para la diversidad α en la localidad 1 se cuantificaron 6,092 individuos correspondientes a 19 órdenes, los dípteros fueron el grupo dominante; en la localidad 2 se contabilizaron 9,773 individuos correspondientes a 16 órdenes; los anfípodos y los dípteros fueron los grupos más abundantes; mientras que en la localidad 3 se contabilizaron 8,020 individuos, representando 19 órdenes, siendo los dípteros los más abundantes.

Martínez (2008) realizó un análisis de la fauna bentónica en el bordo “Laguna Seca” en el municipio de Pilcaya, Guerrero, encontrando que la mayor abundancia de la fauna bentónica se registró durante la época de estiaje debido a la concentración y disponibilidad de nutrientes. Quiroz (2009) realizó un análisis de los principales componentes del zoobentos, su abundancia, distribución y relación con factores bióticos y abióticos en un bordo temporal utilizado para acuicultura extensiva en el norte del estado de Guerrero; donde dominaron los quironómidos, seguido por copépodos, ostrácodos, cladóceros, oligoquetos, gasterópodos, nemátodos, rotíferos, tardígrados, insectos, hirudíneos e hidracáridos.

García *et al.* (2010) realizaron un estudio sobre la densidad y distribución de los componentes fitoplanctónicos y zoobentónicos en el lago Zempoala, Morelos, México, durante el periodo comprendido entre mayo de 1998 y mayo de 1999, donde reportan la presencia de hirudíneos, decápodos, gasterópodos, turbeláridos, tardígrados, ostrácodos, nemátodos, rotíferos, hidracáridos, anfípodos, insectos, copépodos, cladóceros, quironómidos y oligoquetos, siendo estos dos últimos los grupos que componen la mayoría del zoobentos en el lago Zempoala.

Quiroz *et al.* (2012), realizaron un estudio faunístico de organismos bentónicos en el bordo “La Poza”, Morelos donde reportan la presencia de ostrácodos, quironómidos, anélidos, cladóceros, nematodos, artrópodos y gasterópodos, también relacionaron parámetros fisicoquímicos con los grupos mencionados donde según la correlación de Pearson fueron nitritos, nitratos, fosfatos y otros sólidos disueltos. Kabir *et al.* (2013) realizaron un estudio ecológico en la región de Aligarh en donde se obtuvo una riqueza de veinte especies principalmente insectos, los cuales juegan un papel importante dentro del embalse como indicadores de contaminación, alimento de peces y un componente importante dentro de la cadena trófica. Debido a lo anterior, el objetivo del presente estudio fue determinar cambios a través del tiempo en la composición y abundancia del zoobentos en el embalse Xhimojaj, su relación con las condiciones ambientales de su hábitat y proporcionar algunas características ecológicas de la comunidad durante un ciclo anual.

Área de Estudio

La presa Xhimojaj se encuentra ubicado en el municipio de Jilotepec, Estado de México, forma parte del sistema montañoso de la Sierra Nevada del Eje Volcánico y corresponde a la subprovincia fisiográfica de las Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo. Se ubica en las coordenadas centrales 19° 55' 44.65" N y 99° 38' 4.56" W (INEGI, 2013) (Fig. 1).

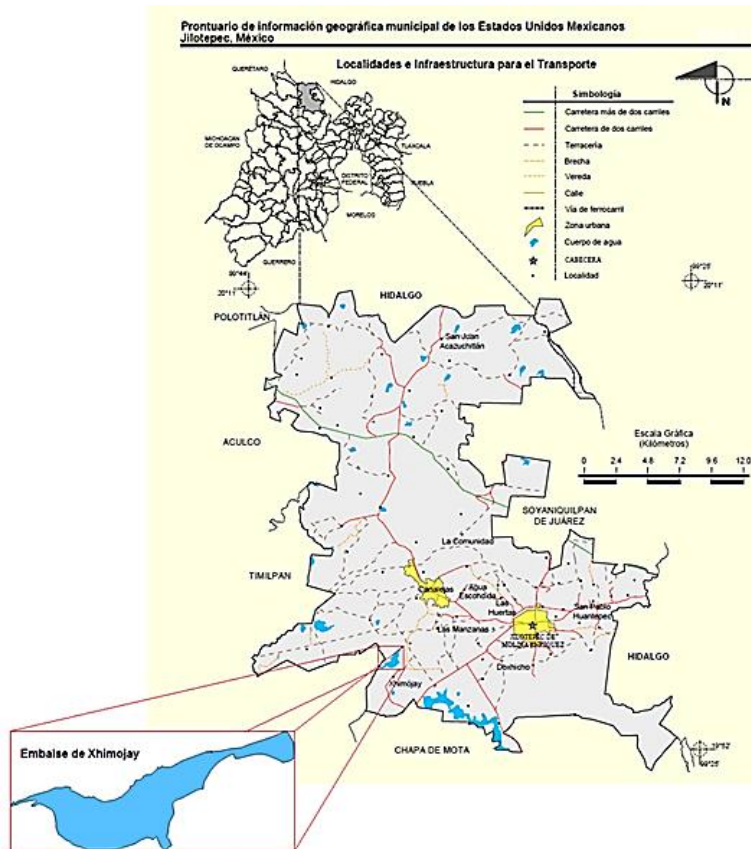


Figura 1. Ubicación de la presa Xhimojay, México (tomado de INEGI, 2013).

Materiales y métodos

Se realizaron muestreos mensuales de enero a diciembre de 2013 en la presa Xhimojay, municipio de Jilotepec en el Estado de México, México (Fig. 2).



Figura 2. Detalle de la zona de muestreo en la presa Xhimojay, México (tomado de Google Earth).

En cada uno de los muestreos se georeferenciaron los sitios de colecta con un geoposicionador Magellan Map 410 y se registraron la profundidad y transparencia con un disco de Secchi WaterMark,



temperatura del agua y conductividad con un conductímetro YSI 30, oxígeno disuelto del agua con oxímetro OAKTON DO 300 y pH con potenciómetro digital marca ORION 290 WD-35624-74.

La colecta del zoobentos se realizó con una red acuática de fondo con estructura de aluminio marca WaterMark con boca rectangular de 25.4 cm por 45.72 cm con 25.4 cm de profundidad, mango de 152.4 cm y abertura de malla de 500 μm (red aprobada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos para realizar muestreos confiables de organismos bentónicos en ríos, lagos, presas o embalses) (Forestry Suppliers Inc., 2005; Ramírez, 2010). En cada muestreo se realizó arrastres de 1.0 m^2 (Figura 3).



Figura 3. Detalle de la realización del muestreo biológico con red acuática de fondo marca WaterMark (Fotografía de Mitzi A. Fonseca).

Los ejemplares capturados fueron tamizados y colocados en frascos de plástico debidamente rotulados, fijados en formol al 10% y trasladados al Laboratorio de Ecología de Peces en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM (Ramírez, 2010a). Los diferentes grupos fueron identificados hasta un nivel permisible (Ruttner-Kolisho, 1962; Needham y Needham, 1978; Merrit y Cummins, 1996; Thorp y Covich, 2001; Flowers y de la Rosa, 2010; Gutiérrez-Fonseca, 2010; Ramírez, 2010b; Springer, 2010b). Los organismos de cada grupo fueron contados y pesados en una balanza digital Acculab VI-1 mg con una capacidad de 120 g y 0.001 g de precisión; la abundancia se estandarizó en individuos/ m^2 y en g/m^2 .

Se determinó el valor de importancia ecológica (VIE 300%) a partir de la dominancia relativa, densidad relativa y frecuencia relativa. La diversidad ecológica se estimó mediante el índice de Shannon-Wiener (H') utilizando el logaritmo base 10, equitatividad (J') usando el índice de Pielou, y dominancia utilizando el índice de Simpson obtenidos a partir del programa PRIMER 6 v.6.1.6 (Brower *et al.*, 1998; Clark y Warwick, 2001; Krebs, 2014).

Se realizó un análisis de clasificación cuantitativo, jerárquico, politético y aglomerativo utilizando el índice de distancias euclidianas ponderadas y para la construcción del fenograma, se utilizó el criterio de ligamento promedio para determinar la similitud entre los meses muestreados con la densidad de los grupos colectados, utilizando el programa PRIMER 6 v. 6.1.6 (Brower *et al.*, 1998; Clark y Warwick, 2001; Krebs, 2014).

Se realizó un análisis de ordenación indirecta por medio del Análisis de Componentes Principales (PCA), para definir los factores que determinan las variaciones en la densidad de la comunidad zoobentónica, utilizando el programa PRIMER 6 v.6.1.6 (Brower *et al.*, 1998; Clark y Warwick, 2001; Krebs, 2014).

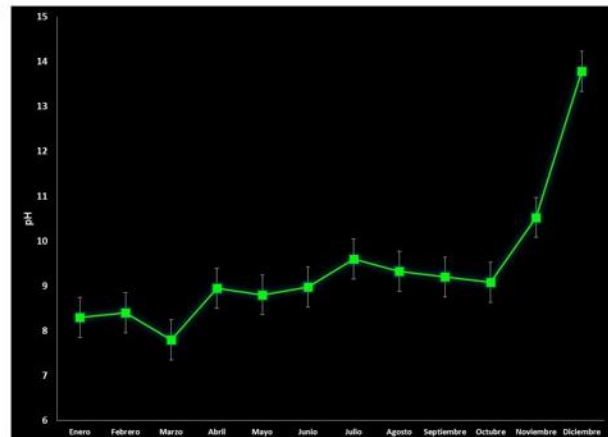
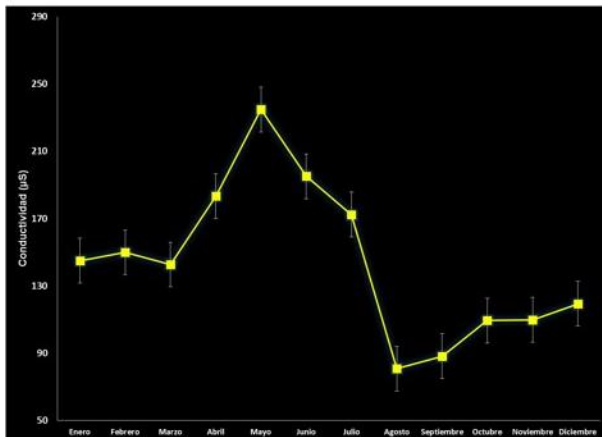
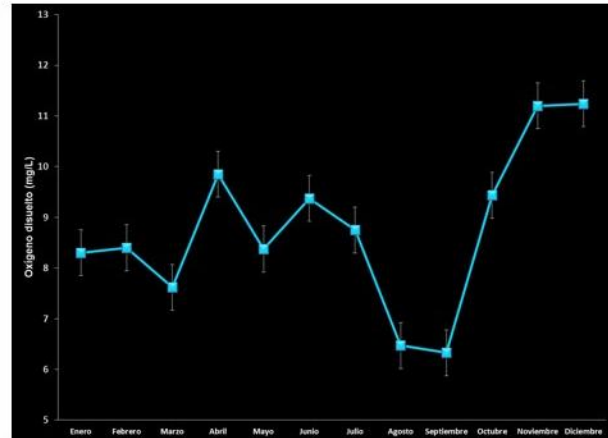
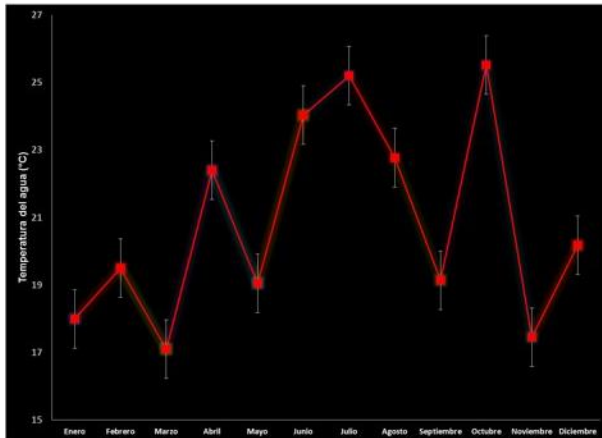
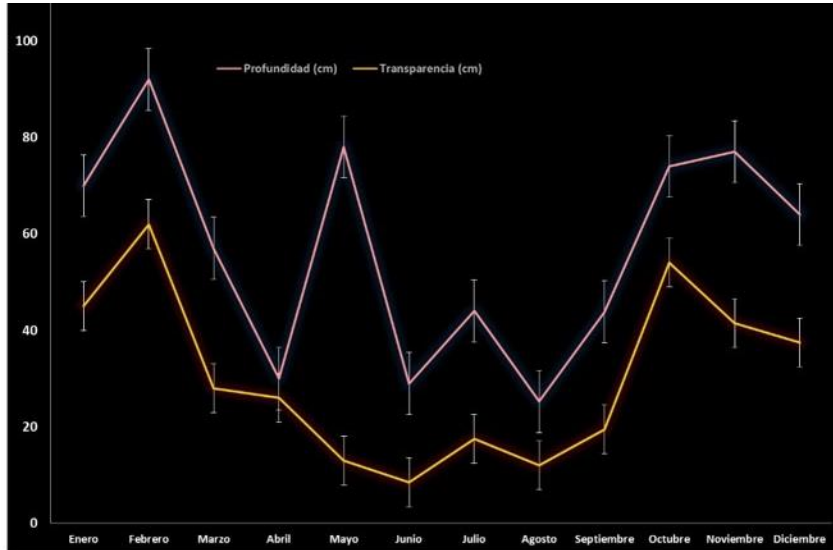


Figura 4. Variación anual de diferentes características registradas en la presa Xhimojay durante el 2003.



Resultados

El sistema se caracterizó con una profundidad promedio de 57.01 cm, con una mínima de 25.5 cm en agosto y una máxima de 92 cm en febrero, transparencia promedio de 30.36 cm, con una mínima de 8.50 cm en junio y una máxima de 62 cm en febrero, temperatura del agua promedio de 20.86 °C, con una mínima de 17.1°C en marzo y una máxima de 25.53 °C en octubre, oxígeno disuelto en promedio de 8.78 mg/L con mínima de 6.33 mg/L en septiembre y una concentración máxima de 11.24 mg/L en diciembre, conductividad promedio de 144.28 μ S, con una mínima de 80.83 μ S en agosto y una máxima de 234.85 μ S en mayo y pH promedio de 9.39, con una mínima de 7.8 en marzo y una máxima de 13.78 en diciembre (Fig. 4).

El grupo de zoobentos se compuso por 19 órdenes: Planorbidae, Lymnaeidae, Physidae, Calanoida, Cyclopoida, Ostracoda, Cladocera, Amphipoda, Decapoda, Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Coleóptera, Díptera, Hymenoptera, Hydrachnida, Hyrudinea, Oligochaeta y Anura pertenecientes a 9 clases y un total de 15643 organismos. El grupo de los insectos fue dominante durante todo el estudio, especialmente los hemípteros con 4664 ind/m², anfípodos con 3775 ind/m², coleópteros con 1989 ind/m² y los acociles con 1051 ind/m² fueron los grupos más densos (Fig. 5).

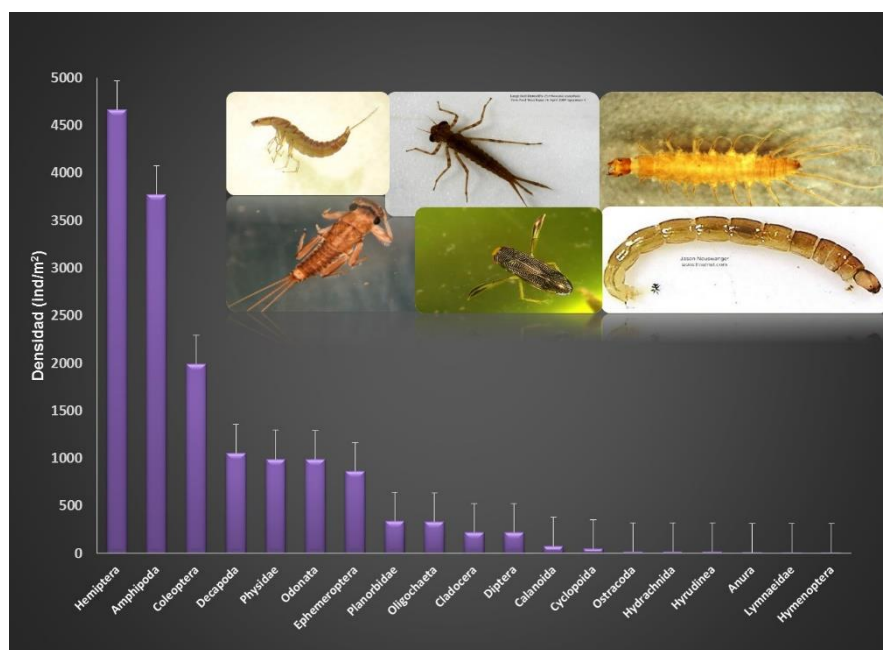


Figura 5. Densidad total (ind/m²) de la presa Xhimojay durante el 2003

En cuanto a la biomasa anual por metro cuadrado, los acociles (decápodos) fueron los más significativos con 545.24 g/m², los hemípteros con 45.93 g/m², coleópteros con 43.97 g/m² y los odonatos con 17.04 g/m² (Fig. 6).

Sin embargo, todos los grupos presentaron fluctuaciones en su abundancia durante el año, por ejemplo, los hemípteros fueron el grupo con la mayor densidad relativa pero con picos máximos de 43.98 ind/m² en enero, 60.18 ind/m² en febrero, en octubre con 53.13 ind/m² y diciembre con 44.11 ind/m². Los anfípodos sus máximas densidades fueron en marzo con 53.00 ind/m² y noviembre con 46.51 ind/m², los coleópteros en junio y julio con 34.36 ind/m² y 25.67 ind/m² respectivamente (Fig. 7).

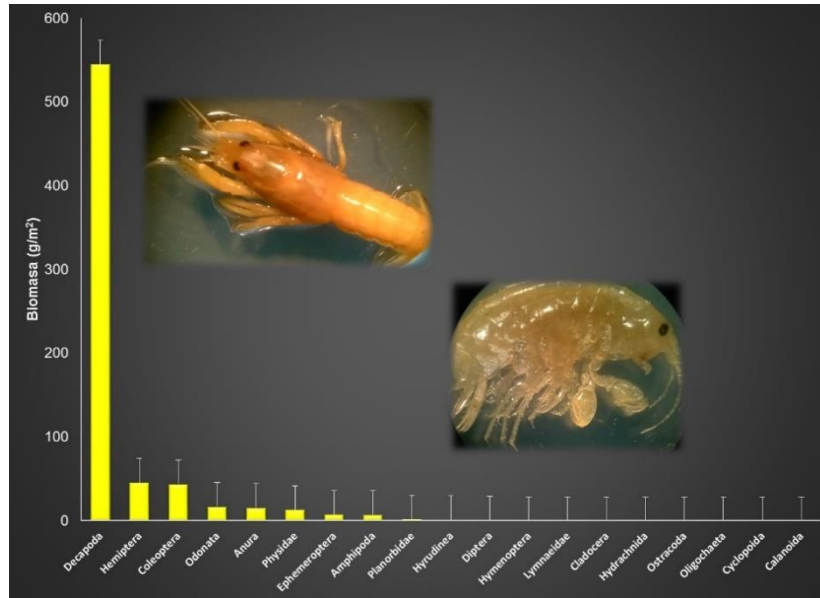


Figura 6. Biomasa total (g/m²) de la presa Xhimojay durante el 2003.

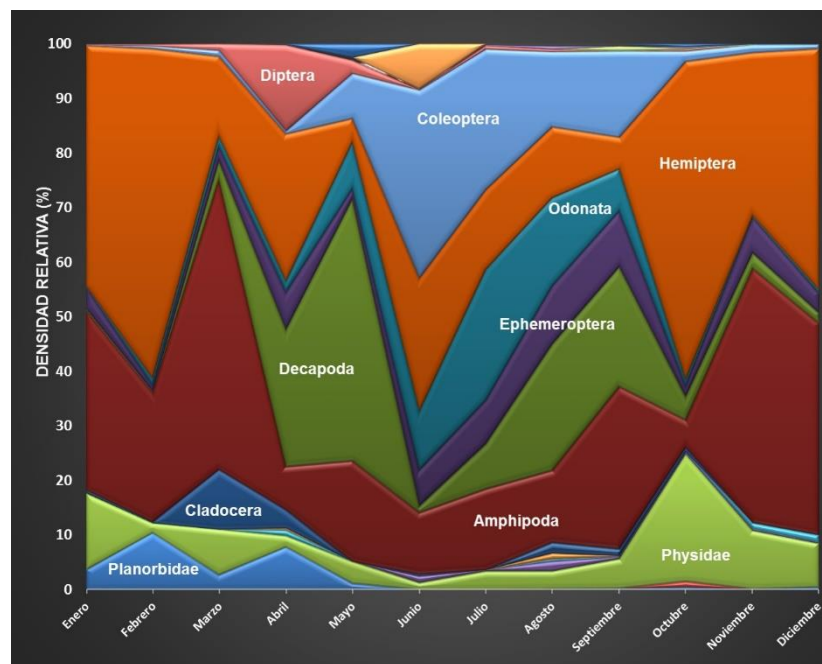


Figura 7. Fluctuaciones mensuales de la densidad relativa anual en la presa Xhimojay durante el 2013.

Según el Valor de Importancia Ecológica (IVE 300%), los decápodos fueron el grupo que presentó los valores más altos debido a que en los meses marzo, abril, mayo, julio, agosto, septiembre y noviembre presentaron la mayor biomasa. Durante los meses de enero, febrero, octubre y diciembre los valores de importancia más altos los obtuvieron los hemípteros ya que durante todo el muestreo obtuvieron la mayor abundancia, y en específico durante estos meses se presentó un decremento en la densidad de decápodos (Fig. 8).

Durante el ciclo anual se presentó una riqueza de 19 grupos o taxas, con la mayor riqueza en octubre y noviembre con 16 y la menor en marzo con 10. Grupos como Hymenoptera, Oligochaeta y Lymnaeidae



son considerados grupos raros, mientras que Physidae, Amphipoda, Decapoda, Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera y Coleoptera se presentaron durante todo el muestreo (Fig. 9).

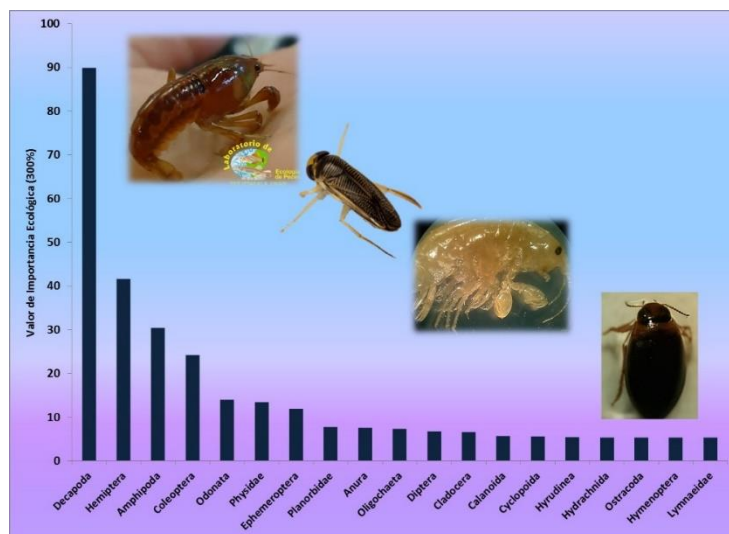


Figura 8. Valor de Importancia Ecológica (300%) en la presa Xhimojay durante el 2013.

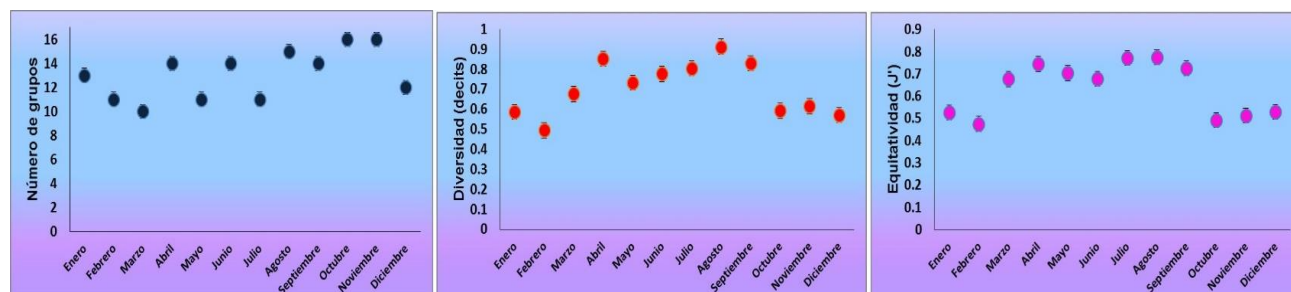


Figura 9. Cambios temporales en las tres estimaciones univariadas: riqueza de grupos, diversidad (H') y equitatividad (J') y su intervalo de confianza para el zoobentos de la presa Xhimojay durante el 2013.

La diversidad estimada en promedio anual fue de 0.7 decits con una equitatividad de 0.63, aunque se estimaron variaciones durante el ciclo de muestreo, ya que en agosto, se registró el mayor valor ($H' = 0.9117$ decits y $J' = 0.7751$) y en febrero el menor valor ($H' = 0.4949$ decits y $J' = 0.4753$). Los valores más altos de diversidad se registraron en época de secas o estiaje, cuando el volumen de agua es el más bajo (Figura 4), que implica una reducción en el tamaño de hábitat y por lo tanto una mayor homogeneidad en la abundancia de los grupos presentes (Figura 9). El análisis de clasificación determinó tres grupos a un 60% de similitud, un primer grupo conformado por los meses de abril y mayo caracterizado por ser el de menor riqueza de grupos (12) y abundancia (694.5 ind/m^2), diversidad intermedia (0.79 decits), la gran densidad y biomasa de los acociles, la presencia exclusiva de los calanoideos y a la ausencia de los gastrópodos Lymnaeidae, calanoideos, himenópteros, hidraquinios, y oligoquetos.

Un segundo grupo formado por los meses de enero, febrero, marzo, octubre, noviembre y diciembre caracterizado por ser de riqueza de grupos intermedia (13), alta abundancia (1274.5 ind/m^2), más baja diversidad (0.59 decits) y equitatividad debido a la dominancia de grupos como los anfípodos y hemípteros, la presencia exclusiva de los gastrópodos Lymnaeidae y no se colectaron los oligoquetos.

Un tercer grupo formado por junio, julio, agosto y septiembre agrupados por la mayor presencia

de grupos (14), más alta abundancia (1652.75 ind/m²), diversidad (0.83 decits) y equitatividad (0.73), y por la abundancia equitativa entre grupos como coleópteros, oligoquetos, hemípteros, anfípodos y odonatos, además de la presencia exclusiva de oligoquetos y la ausencia de los anuros y gastrópodos Lymnaeidae (Fig. 10). Es de remarcar como ya se mencionó, que el tercer grupo está asociado a los meses de menor nivel de agua de la presa, por el uso que se le da debido a las actividades agrícolas, pecuarias, domésticas e industriales, durante la temporada de estiaje o secas.

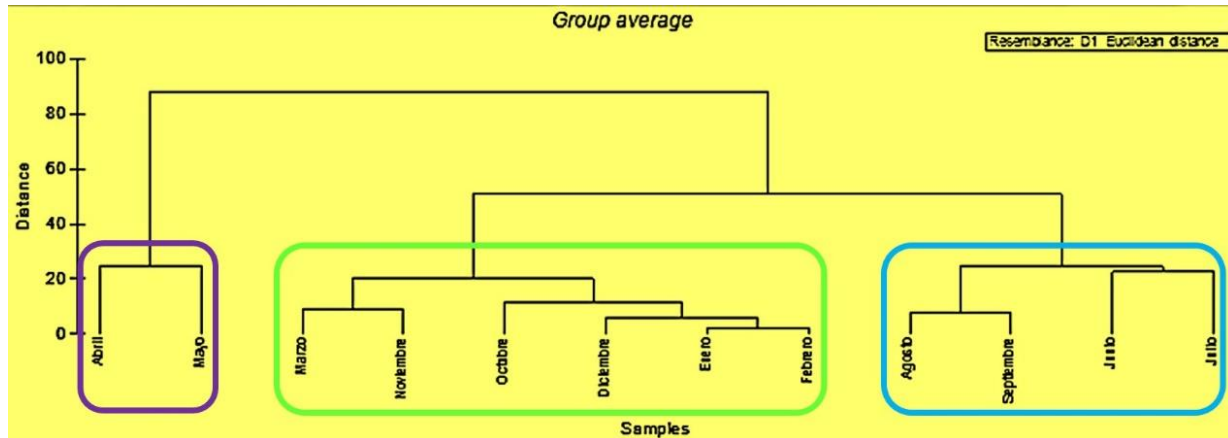


Figura 10. Fenograma de ligamento promedio basado en la matriz de disimilitud de Distancias Euclidianas ponderadas entre meses de muestreo y la abundancia de los grupos del zoobentos (ind/m²) de la presa Xhimojay durante el 2013.

Como resultado del análisis de ordenación por componentes principales, se determinó que la profundidad, pH y transparencia son las variables más importantes y que se correlacionan mejor con la abundancia y distribución del zoobentos (los tres componentes determinan el 73.56 % de la varianza total explicada), dicha correlación está conforme a los meses de menor volumen de agua de la presa (junio a septiembre), el inicio del vaciado (abril y mayo) y al nivel normal de volumen de agua (los meses restantes), que determinan variaciones en la biología, distribución y abundancia de los grupos del zoobentos (Fig. 11).

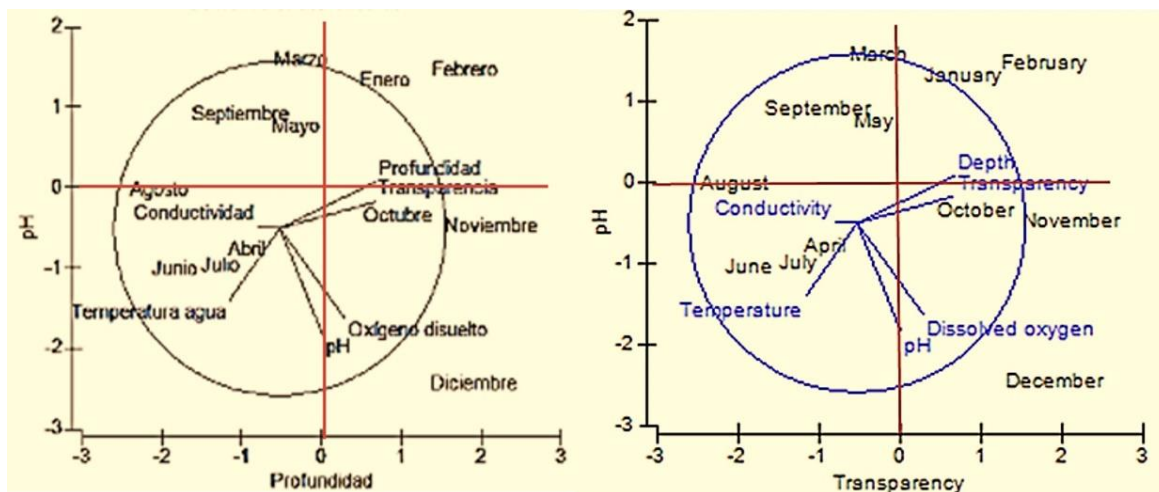


Figura 11. Diagrama de ordenación en dos ejes de los factores fisicoquímicos de la presa Xhimojay durante el 2013.



Discusión

La presa presentó un marcado cambio estacional para la mayoría de los factores registrados, aspecto común en este tipo de cuerpos de agua en el Estado de México, en donde los periodos de lluvias y secas determinan sus características hidrológicas específicas. Esta presa tiene un gran valor económico para la región, ya que cuando se presentan las secas e incluso durante el periodo de lluvias, el uso del agua de este sistema se incrementa pues las actividades domésticas, agrícolas, ganaderas e industriales, dependen del agua.

No existen estudios que proporcionen información acerca de las especies que se encuentran en las aguas de muchos embalses distribuidos en las diferentes zonas del territorio mexicano, esto debido a que muchos embalses y presas están siendo utilizados para diversas actividades como el riego, esto deriva en la pérdida de especies en estos sistemas dulceacuícolas lo que altera la estabilidad de los mismos (Kinzig *et al.*, 2002). Hay registros de la existencia de 13,935 cuerpos de agua lénticos en la República Mexicana, de los cuales el mayor número se localiza en la zona geoeconómica Centro-Occidente, que incluye a los estados de Jalisco y Michoacán, siguiendo en importancia la región Centro-Sur y la Norte (FAO, 2000). Dentro de estos, los embalses y presas son fundamentales debido a que sirven para regularizar el suministro de agua para la agricultura, generación de energía hidroeléctrica, suministro de agua a ciudades y a la industria (Margalef, 1983).

Por esta situación, la profundidad varió en cada mes, y con ello las características fisicoquímicas y por ende, las comunidades bióticas, ya que el uso del espacio motiva diferentes interacciones entre los grupos y con su hábitat, aunado a esto, el tipo de suelo, la pedregosidad donde se asienta el sistema y la presencia de materia alóctona (heces de ganado, basura, vertido de desechos de las empresas familiares productoras de quesos y derivados), determinan el comportamiento del ecosistema y esto se comprobó de acuerdo a los resultados del análisis de componentes principales, ya que agrupa los meses de mayor nivel de agua, los meses de inicio del vaciado y los meses de mayor estrés de acuerdo a los más bajos niveles de agua (Fig. 12).

Esta situación ha sido descrita ampliamente, ya que los organismos bentónicos de un cuerpo de agua epicontinental se ven fuertemente afectados por las variaciones del ambiente en el cual se encuentran; estos pueden ser de diferentes tipos como: clima, cambios geoquímicos locales (White y Miller, 2008), distancia de la zona litoral, la profundidad, la oxigenación y calidad del agua, la depredación por ciertos grupos, la composición del sedimento, la altitud del lago y la historia de vida de los organismos (Payne, 1986).

Como en la mayoría de los estudios sobre macroinvertebrados acuáticos, los insectos resultaron ser el grupo más abundante y diverso (Hanson *et al.*, 2010) y de éstos los hemípteros fueron los dominantes; Contreras *et al.* (2009), reporta que éste es un grupo que se presenta en aguas de poca profundidad con un promedio de 35 cm, condiciones semejantes a las presentadas durante los muestreos realizados para este estudio, en los cuales la profundidad promedio fue de 57 cm; del mismo modo estos autores mencionan que los valores de temperatura adecuados para su desarrollo se encuentran por arriba de los 10 °C, en este trabajo se reporta una temperatura mínima de 17.1 °C, siendo favorecido su proceso reproductivo y por lo tanto el incremento en su abundancia.

El grupo de los decápodos en particular los acociles o camarón de río, resultó el más dominante debido a su biomasa y por ende, el de mayor importancia ecológica, y su presencia es un factor importante en

el procesamiento de la materia orgánica, la transformación y flujo de energía (Hobbs, 1991), ya que funcionan como depredadores de grupos como oligoquetos, dípteros y larvas de insecto en general, presas presentes en abundancia significativa en el sistema (Williner y Collins, 2013).



Figura 12. Variaciones a través del tiempo de las fluctuaciones del nivel de agua en la presa Xhimojay durante el 2013. El agrupamiento de los meses corresponde a los tres grupos resultantes de la clasificación y ordenación donde la profundidad es el principal factor que afecta la distribución y abundancia del zoobentos (Fotografías tomadas por Asela Rodríguez Varela).

Contreras y Navarrete (1995), colectaron 11 grupos zoobentónicos en el embalse San Miguel Arco, Estado de México, perteneciente a la Región hidrológica del Lerma, dicha riqueza fue considerada baja para el embalse, por lo que la riqueza obtenida para Xhimojay (19 grupos) puede considerarse alta, estas diferencias se pueden deber a la temporalidad entre el periodo de secas y lluvias y por consecuencia a la precipitación media de ambas regiones, a pesar de que en la región del Pánuco a la cual pertenece la presa objeto de estudio en esta investigación, llueve menos según datos de la INEGI (2006a) (Fig. 13).

Quiroz *et al.* (1999), evaluaron aspectos sobre la abundancia y distribución de los principales grupos de la fauna bentónica en el Lago Zempoala en el estado de Morelos correspondiente a la región del Balsas, colectando un total de 10618 organismos en un ciclo anual, cantidad menor a lo reportado



en este estudio. Determinaron que la abundancia bentónica está relacionada con la estacionalidad, observaron una disminución en la abundancia durante el período primavera-verano y un incremento en otoño-invierno, comportamiento similar con la temporalidad de la abundancia registrada en la presa Xhimojay a pesar de pertenecer a la cuenca del Pánuco, ya que al comenzar el periodo de lluvias se incrementa el nivel del agua y aumenta el número de individuos.

Las diferencias en la abundancia de los grupos zoobentónicos entre los cuerpos de agua son debidas a la precipitación media mensual que determinan variaciones en el nivel de agua de los sistemas y por ende, en las condiciones ambientales del hábitat, y como se observa en la figura 13 a pesar de que en la región hidrológica del Pánuco la precipitación media mensual es más baja, en comparación con la del Lerma o Balsas que es la más alta, se colectó una mayor densidad de organismos, por lo que la presa Xhimojay podría suponerse que a pesar de su baja precipitación, cuenta con los recursos necesarios para el amplio desarrollo de las especies que lo habitan.

Hurtado *et al.* (2005), para el arroyo Boyecito, en Querétaro y perteneciente a la región hidrológica del Lerma, determinaron que la distribución y abundancia están influenciadas por los cambios en el nivel del agua, así como por el tipo de substrato, lo que concuerda con lo observado en el presente estudio, en donde se vio que la profundidad juega un papel importante en el desarrollo del grupo de zoobentos.

Con respecto a la diversidad ecológica, Hurtado *et al.* (2005), para el arroyo Boyecito, en Querétaro, estimaron un valor máximo de diversidad de 0.99 decits, que al compararlo con la estimación para la presa Xhimojay es más alta. Igualmente para un embalse en la región de Aligarh, en el cual se obtuvo una diversidad promedio anual de 0.99 decits y una máxima de 1.07 decits durante el mes de agosto, lo cual coincide con el presente estudio, esto mencionan que es debido a las alteraciones físicas en términos de flujo de agua, la temperatura, la concentración de iones y sustratos ya que son los principales factores que determinan la composición y abundancia de invertebrados bentónicos.

La densidad de insectos bentónicos puede ser alta durante el invierno pues está influenciada por la variación de la temperatura del agua (Kabir, 2013). Esta situación es reflejo de las características de precipitación media anual de cada región hidrológica que determina el comportamiento de la temporada de lluvias y secas y por ende en los niveles de agua, tal y como fue indicado en el párrafo anterior. Además, a pesar de que durante el periodo de secas donde hay menor nivel de agua del sistema, y podría pensarse en que existe un estrés para los organismos, la dominancia de los grupos como acociles e insectos disminuye, lo que ocasiona estadísticamente que los valores de diversidad ecológica se eleven.

Los organismos presentes en los cuerpos de agua acuáticos como ríos, lagos o embalses pueden reflejar la calidad del agua (Alba *et al.*, 2005), por una parte los ostrácodos son un grupo que se caracteriza por habitar en zonas poco profundas y temporales, son organismos con una elevada euroicidad abarcando amplios intervalos de características físico-químicas del agua como la conductividad, oxígeno disuelto y alcalinidad. Los efemerópteros que son un grupo de ciclo de vida corto, prefieren aguas limpias por lo que son susceptibles a cambios en las concentraciones químicas del agua, por lo que son indicadores de la calidad de la misma (Pujante, 1997), se tienen registros en donde se menciona que este grupo está restringido a aguas con concentraciones de oxígeno relativamente altas o a cantidades moderadas de materia orgánica (Robback, 1974).

En este sentido las concentraciones de oxígeno disuelto registradas para la presa Xhimojay (concentración promedio de 8.77 mg/L), indican que el agua es sobresaturada o hiperoxigenada, atribuido

a una gran actividad fotosintética de especies fitoplanctónicas (Gama *et al.*, 2010), que podría reflejar por la presencia de éste grupo, una buena calidad de agua de la presa (Springer, 2010a).

Los organismos bentónicos poseen ciertos mecanismos adaptativos mediante los cuales reaccionan a las variaciones de su ambiente, ya sea entrando a estados de reposo o muriendo; la capacidad adaptativa de los animales bentónicos dentro de sus límites fisiológicos, respecto a la dinámica de los parámetros ambientales y la disponibilidad de alimento es básica para su distribución, crecimiento y productividad (Wetzel, 1981).

La importancia de estudios ecológicos en comunidades está dada en que estos permiten explicar la distribución y abundancia de los organismos, para lo cual se requiere conocer las interacciones que estos establecen con el ambiente. De manera general, cambios en la organización de las especies que se encuentran formando poblaciones, y estas a su vez comunidades, van a ser determinantes para entender el funcionamiento y establecimiento de sistemas superiores interactuantes (ecosistemas). Particularmente, la importancia de estudios en la comunidad de zoobentos dulceacuícola, radica tanto en su posición como uno de los primeros niveles que sustenta a comunidades superiores, así como a su alta sensibilidad a cambios en el ambiente para ser considerados como indicadores de la calidad de los cuerpos de agua, en los cuales se presentan (Alba-Tercedor *et al.*, 2005). Su estudio nos permitirá además dar un seguimiento a la evolución de ambientes particulares en donde estos se establecen.

Conclusiones

El sistema se caracterizó como templado (20.86 °C), sobresaturado de oxígeno disuelto (8.77 mg/L), con una capacidad de amortiguación alta (pH 9.39) y de aguas duras (conductividad de 144.27 μ S), condiciones normales a este tipo de cuerpos de agua y pertenecientes a la región hidrológica del Pánuco. La riqueza específica anual fue en total de 19 taxas. Los insectos fueron el grupo más rico y variante, los hemípteros fueron los más densos y los decápodos fueron los de mayor biomasa por metro cuadrado. De acuerdo a los niveles de agua del sistema durante el año, existe una fluctuación en la densidad y biomasa de diversos grupos: abril y mayo los acociles, junio a septiembre los coleópteros y octubre a marzo los hemípteros.

Los decápodos en particular representados por los acociles, fueron el grupo con mayor Valor de Importancia Ecológica (89.83%). El promedio de la diversidad anual fue de 0.7 decits con una equitatividad de 0.63, con un mínimo de 0.49 decits en febrero y una equitatividad de 0.4753 y un máximo de 0.91 decits y una equitatividad de 0.7751 en agosto. Las fluctuaciones en las características ecológicas presentadas del grupo de zoobentos, están asociadas principalmente a las variaciones en el volumen de agua en el sistema, pH y transparencia, así como a las variaciones intrínsecas a la biología de cada uno de los grupos.

Los meses cuando se registra un menor nivel de agua correspondiente de junio a septiembre, se presenta un mayor número de grupos, las mayor densidad, diversidad y equitatividad. La presa Xhimojay, como muchos de estos cuerpos de agua, además de tener un valor biológico por el tipo de comunidades bióticas que se presentan, presenta un valor económico alto, ya que por el ciclo de temporadas de lluvias y secas, el agua es una fuente importante para cubrir las actividades domésticas, agrícolas, pecuarias e industriales de pequeña escala.



Agradecimientos

Al Dr. Horacio Vázquez-López de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, por su revisión, comentarios y sugerencias al presente manuscrito. A la Universidad Nacional Autónoma de México a través de los proyectos PAPIME EN203804 y PAPCA, por el apoyo en la compra de equipo y materiales para la realización de los diversos muestreos de campo.

Bibliografía

- Alba-Tercedor, J., I. Pardo, N. Prat, A. Pujante. 2005. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente, Zaragoza, España. 57 pp.
- Brower, J.E., J.H. Zar, C.N. Endee, 1998. Field and laboratory methods for general ecology. 4a ed. WCB McGraw-Hill, USA. 273 pp.
- Chapman, D. 1994. Water quality assessment. 2nd ed., Nueva York, UNESCO, WHO, UNEP, E and FNSPON. 626 pp.
- Clarke, K.R., R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. PRIMER-E: Plymouth. 180 pp.
- Contreras, G., N. Navarrete. 1995. Distribución y abundancia de los grupos zoobentónicos presentes en el embalse "San Miguel Arco", del Estado de México. XII Congreso Nacional de Zoología. Morelia, Michoacán, México.
- Covich, A., K. Ewel, R. Hall, P. Giller, D. Merritt, W. Goedkoop. 2004. Ecosystem services provided by freshwater benthos. pp. 137-159. In: Wall, D. (ed): Sustaining biodiversity and ecosystem services in soils and sediments. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Covich, A. 2006. Protecting benthic biodiversity to insure organic matter processing and ecosystem services: importance of invertebrate shredders in stream networks. *Ecotropicos* 19 (2): 109-127.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación), 2000. <http://www.fao.org/docrep/AV7560R/W7560R08.htm>
- Flowers, R.W., C. de la Rosa. 2010. Ephemeroptera. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Suppl. 4): 63-93.
- Gama, J.L.F., E.L.M. Pavón, T.R. Pérez, O.A. López. 2010. Análisis de calidad de agua. Relación entre factores bióticos y abióticos. UNAM, FES Iztacala. México. 132 pp.
- Gamboa, M., R. Reyes, J. Arrivillaga. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental* 48 (2): 137-144.
- García, J., I. Molina, M. Díaz, H. Quiróz. 2010. Componentes fitoplanctónicos y zoobentónicos en el lago Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria* 20 (2): 23-30.
- Gutiérrez-Fonseca, E. 2010. Plecoptera. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Suppl. 4): 139-148.
- Hurtado, S., F. García-Trejo, P.J. Gutiérrez-Yurrita, 2005. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del Río San Juan, Querétaro, México. *Revista Folia Entomológica Mexicana* 44 (33): 271-286.
- Hanson, P., M. Springer y A. Ramírez. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Suppl. 4): 3-37.
- Juárez, J., A. Ibáñez. 2003. Abundance and first record of benthic macroinvertebrates in Lake Meztitlán, Hidalgo, Mexico. *Hidrobiológica* 13 (2): 137-144.
- Kajak, Z., Hillbricht-Ilkowska. 1972. Analysis of the influence of fish on benthos by method of enclosures. pp 781-783. In: Productivity problems of Freshwaters. PWN. Polish Scientific Publishers, Warsaw-Krakow.
- Kinzig, P., S. Pacala, D. Tilman. 2002. The functional consequences of biodiversity: empirical progress and theoretical extensions. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- Krebs, C.J. 2014. Ecological methodology. 3rd ed. In press. USA.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Omega. Barcelona. 1001 pp.
- Martínez, J.C. 2008. Análisis de la fauna zoobentónica y su relación con aspectos bióticos y abióticos en el bordo temporal "Laguna Seca" en el municipio de Pilcaya en la región norte del estado de Guerrero. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Biológicas de la UAEM.
- Merritt, W.R., W.K. Cummins. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd ed. Kendall Hunt publishing company, U.S. A. 862 pp.
- Needham, G.J., P.R. Needham. 1978. Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Reverte, S.A., España. 131 pp.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley Interscience, New York, 142 pp.

- Pino, W., D.G. Mena, M.L. Mosquera, K.P. Caicedo, J.A. Palacios, A.A. Castro, J.E. Guerrero. 2003. Diversidad de macroinvertebrados y evaluación de la calidad del agua de la quebrada La Bendición, municipio de Quibdó (chocó, Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 8 (2): 23-30.
- Pujante, A. 1997. Los artrópodos como bioindicadores de la calidad de las aguas. *Bol. S.E.A.* (20): 277-284.
- Payne, A.I. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers.* John Wiley and Sons. Great Britain. pp. 301.
- Quiroz, H., M. Díaz, R. Trejo, E. Elizalde. 1999. Aspectos sobre la abundancia y distribución de los principales grupos de la fauna bentónica en el lago "Zempoala", Morelos, México. *Ciencia y Mar*: 39-50.
- Quiroz, C.H. 2009. Análisis de los componentes zoobentónicos en un bordo temporal utilizado para acuicultura extensiva en el norte del Estado de Guerrero. *Revista Electrónica de Veterinaria* 10 (4).
- Quiroz, H., A. González, M. Díaz, I. Molina, J. García. 2012. Fauna bentónica en el bordo "La Poza" en la región oriente del estado de Morelos durante un ciclo anual. *Revista Electrónica de Veterinaria* 13 (11).
- Ramírez, A. 2010a. Métodos de recolección. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Suppl. 4): 41-50.
- Ramírez, A. 2010b. Odonata. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Suppl. 4): 97-136.
- Ruttner-Kolisko, A. 1962. *A guide to the study of fresh-water biology.* Sn. Fco., Calif Golden-Doyic.
- Smith, D.G. 2001. *Pennak's freshwater invertebrates of the United States. Porifera to Crustácea.* 4rd ed. John Wiley & Sons, Inc. 639 pp.
- Solimini, A.G., G. Free, I. Donohue, K. Irvine, M. Pusch, B. Rossaro, L. Sandin, A.C. Cardoso. 2006. Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes. Current knowledge and way forward to support WFDL implementation. *Institute for Environment and Sustainability.* pp. 48.
- Springer, M. 2010a. Biomonitoring acuático. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Suppl. 4): 53-59.
- Springer, M. 2010b. Trichoptera. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Suppl. 4): 151-198.
- Thorp, J.H., A.P. Covich. 2001. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates.* 2nd ed, Academic Press, USA. 1056 pp.
- Velasco, J., A. Millán, L. Ramírez-Díaz. 1993. Colonización y sucesión de nuevos medios acuáticos. I. Composición y estructura de las comunidades de insectos. *Limnética* 9: 73-85.
- Wetzel, R. 1981. *Limnología.* Ediciones Omega. 671 pp.
- Williner, V., P.A. Collins. 2013. Feeding ecology of the freshwater crab *Trichodactylus borellianus* (Decapoda: Trichodactylidae) in the floodplain of the Paraná River, southern South America. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41 (4): 781-792.
- White, D.S., M. F. Miller. 2008. Benthic invertebrate activity in lakes: linking present and historical bioturbation patterns. *Aquatic Biology* 2: 269-277.



Distribución de los macroinvertebrados bentónicos en el ecosistema estuarino “El Riíto”, Riohacha - La Guajira colombiana

Molina-Bolívar Geomar Enrique

Grupo de Investigación BIEMARC. Universidad de La Guajira. Km 5 Vía a Maicao, Riohacha, Colombia. Autor de correspondencia: gmolina@uniguajira.edu.co

Resumen

Se evaluaron los patrones espacial y temporal en la distribución de los macroinvertebrados bentónicos del ecosistema estuarino El Riíto (ER) en Riohacha, La Guajira colombiana. Se realizaron ocho muestreos en tres sitios: La Quebrada (LQ), Villa Comfamiliar (VC) y La Desembocadura (DB) entre diciembre (2008) y julio (2009). Se evaluó la salinidad (UPS), temperatura (°C), turbidez (cm), alcalinidad (mg/l CaCO₃), dureza (mg/l CaCO₃), pH, OD (mg/l) % saturación de OD (%), profundidad (cm), granulometría (%) y materia orgánica (%) y variables ambientales [temperatura del aire (°C), precipitación (mm) y humedad (%)]. Las muestras se colectaron con una draga Ekman (0.022 m²). La comunidad estuvo compuesta por: Artropoda (clases Malacostraca, Ostracoda e Insecta), Mollusca (clases Bivalvia y Gasteropoda) y Annelida (clase Polychaeta). La densidad promedio fue de 15,995.37 ind/m²; la menor se observó en diciembre (121 ind/m²) y la mayor en julio (3,348 ind/m²). En LQ se presentó la mayor densidad con 4772.73 ind/m². El taxón que estuvo presente en todos sitios fue la subfamilia Tynaponinae, los más abundante lo constituyeron el anélido del género *Tubifex* (17.46%) y molusco *Pyrgophorus platyrachis* (14.27%). Los promedios de los índice de diversidad (H') son 1.24; en LQ, 0.75 en VC y 1.63 en DB, de riqueza (R1) son de 1.79 en LQ, 1.00 en VC y 2.55 en DB y la equidad (E) 0.65 en DB, 0.66 en VC y 0.92 en DB. La composición y distribución de los organismos se relacionaron con las variables físicas y químicas del agua y del sedimento y las variables ambientales. Se correlacionaron los parámetros comunitarios de abundancia, la riqueza de especies y las variables físicas y químicas de los sitios estudiados. Las variaciones y fluctuaciones de % saturación de OD, arena media (AM) y arena muy fina, limo y arcilla (AMFLA) indicaron que estos parámetros se comportan como los reguladores de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del ecosistema estuarino El Riíto. El objetivo de este estudio fue determinar los patrones espaciales y temporales de distribución de los macroinvertebrados bentónicos.

Abstract

Spatial and temporal patterns of benthic macroinvertebrates distribution in the estuarine ecosystem El Riíto (ER), Riohacha -Colombian Guajira. Were eight samples were collected at three sites: La Quebrada (LQ), Villa Comfamiliar (VC) and the river mouth (DB) between December 2008 and July 2009. In addition, water parameters (salinity [PSU], temperature [°C], turbidity [cm], alkalinity [mg/l CaCO₃], hardness (mg/l CaCO₃), pH, DO [mg/l] percentage saturation DO [%], depth [cm]) as well as sediment grain size and organic carbon content and environmental variables [(air temperature (°C), precipitation (mm) and humidity (mm)] were also measured. The samples were collected with an Ekman dredge (0.022 m²). The community was composed of three phyla: Arthropods (class Malacostraca, Ostracoda and insects), Mollusca (class Bivalvia and Gastropoda), and Annelida (Class Polychaeta). Mean density was 15,995.37 ind/m²; lowest densities were observed in December (121 ind/ m²) and highest densities in July (3,348 ind/ m²). LQ locality has the highest density, with 4,772 ind/m². Tynaponinae subfamily was the dominant taxon and present in all sites, the annelid the genus *Tubifex* (17.46%) and mollusk *Pyrgophorus platyrachis* (14.27%) were the most abundant. Species diversity (H') for each site was 1.24, in LQ, 0.75 in VC, and 1.63 at DB; richness (R1) in LQ were

1.79, 1.00 in VC and 2.55 in DB and lastly, the equality in the species composition (E) was for DB 0.65, VC 0.66, and 0.92 in DB. Benthic macroinvertebrate composition and distribution of organisms were related to the physical and chemical variables of water and sediment and environmental variables. Fluctuations and variability of % DO saturation, AM and AMFLA appear to regulate the benthic macroinvertebrate community in El Riíto estuarine ecosystem. The objective of this study was to determine the spatial and temporal distribution patterns of benthic macroinvertebrates.

Palabras clave: Distribución, macroinvertebrados bentónicos, El Riíto. Riohacha, La Guajira colombiana

Introducción

Los estuarios son áreas semicerradas en la costa donde el agua dulce de los ríos se mezcla con el agua de mar cuando se encuentran (Pritchard, 1952). Estos sistemas se desarrollan durante transgresiones que provocan la inundación y la desaparición de los deltas (Dyer, 1973). Esto permite que sean ambientes únicos habitados por menos especies que otros ambientes costeros pero de gran importancia para el resto de ecosistemas acuáticos. El factor salinidad es determinante en estos ecosistemas, donde se ve disminuida por la dilución con el agua dulce proveniente de los ríos. Es así como este factor condiciona al estuario como un sistema salobre o de salinidad intermedia; además son sistemas de alta productividad, que en muchos casos se debe a la entrada de nutrientes y aportados por los sistemas marinos y dulceacuícolas. Solo existen dos tipos de estuarios según el sistema acuático que domina, los dominados por la energía de las olas y los dominados por las mareas (Etienne, 1993).

Los macroinvertebrados bentónicos son algunos de los organismos más utilizados como indicadores de calidad del agua de ambientes acuáticos (Roldan y Ramírez, 2008). Estos organismos viven en íntimo contacto con el sedimento y actúan como moldeadores del lugar que habitan. Generalmente, son capaces de reflejar diferentes perturbaciones antropogénicas a través de cambios en su estructura, composición o función, Plafkin, Barbour, Porter, y Groos (1989), Hellawel (1986).

El Riíto (ER) posee un ancho promedio de 23.7 m y una profundidad media de 1.14 m. En época de sequía estos valores se reducen drásticamente, pero aun así, la navegación a través del canal se hace accesible hasta aproximadamente 2 Km. El mayor ancho y profundidad corresponde a DB y LQ, dos localidades en este sistema, donde las aguas alcanzan su mayor velocidad y efectos erosivos sobre los bordes. A lo anterior, debe agregarse un gran efecto negativo debido a los crecientes procesos de deforestación e inapropiado uso del suelo a lo largo de su cuenca.

Área de estudio

El ecosistema estuarino ER, hace parte del delta del Río Ranchería, en Riohacha, Guajira colombiana; tiene una extensión de 7.2 Km. Para el estudio se seleccionaron tres sitios: DB se ubica a los 11°33.01" N y 71°58.15" W, sobre ella se encuentra un muelle para embarcaciones comerciales, esta actividad produce una afectación perjudicial sobre el equilibrio ecológico del lugar. El sedimento está formado principalmente por arena media, una fracción importante de arena fina -muy fina, limo y arcilla en cantidades apreciables. La profundidad promedio es de 140.03 cm. y la vegetación predominantes son árboles de *Rizophora mangle* y *Avicennia germinans*.

El segundo sitio de muestreo: VC situada los 11°33.04" N y 71°58.30" W, la cual se ve afectada por,



residuos domésticos, principalmente. El sedimento es de constitución limo-arcillosa con una cantidad significativa de arena media y fina. Presenta una profundidad media de 88.04 cm. Esta se caracteriza por la presencia de una franja de árboles de *A. germinans*. Y por último, LQ, esta se encuentra a los 11° 37.57" N y 71° 50.36" W, cercana al Puente sobre el río Ranchería que une a las ciudades de Riohacha y Maicao; el sustrato es de constitución principalmente por AMFLA, con una fracción importante de Arena muy Fina (AMF). El cuerpo de agua en esta localidad presenta profundidades superiores a 115 cm, en donde predomina el *Albizzea saman* (Fig. 1).



Figura 1. Ubicación del área de estudio y los sitios de muestreo en el ecosistema estuarino El Riíto. (Fuente: www.googleearth.com. Noviembre 10 de 2009).

Materiales y métodos

Se realizaron ocho muestreos con una frecuencia mensual entre diciembre 2008 y julio 2009 en los tres sitios; entre las 9:00 y las 15:00 cubriendo las épocas de sequía y lluvia; las muestras se colectaron a lo largo de transectos de costa a costa cada 2 m y por triplicado (dos para el macrobentos y una para la granulometría) con una draga Ekman (área de colección 0.022 m²). En el Laboratorio de Biología de la Universidad de La Guajira las muestras se pasaron a través de un tamiz de 200 μ m para separar los invertebrados y posteriormente identificarlos bajo una lupa estereoscópica hasta el nivel taxonómico más bajo posible utilizando literatura especializada Severeyn y Rodríguez (2000), Díaz y Puyana (1994), Warmke y Tucker – Abbot (1962), Bitter (2003), Liñero y Díaz (1992), Fauchald (1992), Fauchald (1977), Barnes y Ruppert (1997), Domínguez, Molineri, Pescador, Hubbard, y Nieto (2006), (Roldán, 1996, 2003), Merrit y Cummins (1996).

Se determinó *in situ* las variables fisicoquímicas: salinidad (UPS), temperatura del agua (°C), el oxígeno disuelto (mg/l), la saturación de oxígeno (%) y la transparencia (cm), para cada sitio de muestreo y en cada mes de muestreo. Para la alcalinidad (mg/l CaCO₃) y la dureza (mg/l CaCO₃), se tomaron muestras de agua (500 ml) de cada sitio y se almacenaron en botellas de polietileno. Estas se rotularon con el nombre del sitio, luego se transportaron en frío hasta el Laboratorio de Química de la Universidad de La Guajira para su posterior análisis mediante el método EDTA y titulación en H₂SO₄,

respectivamente. La determinación de estas variables fisicoquímicas se realizó con la metodología descrita en el Standard Methods (AWWA y WEF, 1992). Para la granulometría se tomaron muestras de sedimento (aprox. 500 grs) y se colocaron en bolsas plásticas debidamente rotuladas. Estas muestras fueron secadas para su posterior análisis, donde se pesaron 100 g de sedimento seco, los cuales se pasaron a una batería con tamices de 850, 355, 212 y 150 μm de tamaño de poro respectivamente en un granulómetro Octagon Digital CE con agitación durante 15 minutos.

El análisis estadístico se realizó utilizando el Software Statgraphis Centurion XVI. Se emplearon las pruebas ANOVA y Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre las variables y los sitios de muestreo. También se realizó una correlación de Spearman para observar la relación entre los parámetros ecológicos y las variables físicas y químicas. Por último, se realizó un análisis de agrupamiento (Índice de similitud de Jaccard) entre los muestreos (variación temporal) y los sitios (variación espacial). Para los análisis ecológicos de la comunidad de macroinvertebrados se utilizaron los Software Primer 5.1 y Past para estudiar y comparar la densidad y diversidad entre estaciones utilizando los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H'), Margalef (IMg), de equitatividad de Hill (E1) y la riqueza.

Resultados y discusión

Variables Fisicoquímicas en los sitios de muestreo

La salinidad promedio en el área de estudio fue de 9.12 UPS, disminuyendo desde DB hasta LQ. Se observaron diferencias significativas entre los meses de muestreos (Kruskal-Wallis; $\rho=0.001$, $F=31.63$) y entre los sitios (Kruskal-Wallis, $\rho=0.04$; $F=4.69$). Esta variable es determinante en los ambientes estuarinos, debido a que sus gradientes espaciales y temporales, producen cambios claros en la composición y densidad faunística (Nava 2005). El efecto de la estacionalidad (lluvia-sequía) y los altos índices de evaporación, determinaron las variaciones. Durante el periodo lluvioso se presentaron los menores valores debido al ingreso de aguas de lluvias desde la cuenca que drena este ecosistema y que provoca un efecto de dilución de los materiales disueltos en el agua.

La temperatura del agua presentó un promedio de 28.6°C y aumentó ligeramente desde LQ hasta DB. Para cada sitio se presentó una distribución homogénea y se observó diferencias significativas entre los muestreos (Kruskal-Wallis, $\rho=0.03$ $F=5.05$) hecho probablemente debido a las variaciones temporales que afectaron la salinidad. En los estuarios también ocurren fluctuaciones marcadas en la temperatura debido a la poca profundidad en una amplia superficie del espejo de agua (Barnes, 1974).

La saturación de oxígeno (%) del agua presentó valores que oscilaron entre 65.82% y el 103.5%. No se presentaron diferencias significativas entre los sitios ni entre los muestreos ($\rho=0.36$ $F=1.19$ y $\rho=0.39$ $F=0.97$). El oxígeno disuelto (mg/l) presentó valores que oscilaron entre 1.8 mg/l en DB, 7.53 mg/L en VC y 5.07 mg/l en LQ. Esta variable no presentó diferencias significativa entre muestreos ni entre los sitios ($\rho=0.33$ $K-W=7.92$); ($\rho=0.10$ $K-W=4.44$) sin embargo su aumento progresivo en cada estación de estudio puede tener varias explicaciones. Uno de los posibles factores es el proceso de fotosíntesis y la mezcla el agua producida por el viento; el cual pudo observarse con intensidades fuertes principalmente en DB y VC. El comportamiento del OD mostró asociación negativa con la salinidad del agua. En estuarios, este comportamiento es normal y se demostró que al darse un aumento en la salinidad y la temperatura, disminuye la solubilidad del oxígeno en el agua (Kennish, 1986).



La transparencia osciló entre 6 y 89 cm. Esta variable mostró diferencias significativas entre muestreos (Kruskal–Wallis, $p=0.028$ $F=3.11$). Con las pruebas de múltiples rangos LSD de Fisher se identificaron 3 grupos de meses similares; el primero lo conforman diciembre y mayo, el segundo los meses de abril y junio y el tercero y más diferentes formado por enero, febrero, marzo y julio. En general, este ecosistema, se caracteriza por presentar aguas poco profundas en comparación con los ambientes marinos adyacentes y por ello la acción de las lluvias y el viento afectan moderadamente la transparencia de sus aguas.

La alcalinidad osciló entre 44.32 y 258.4 mg/l CaCO_3 . No se presentaron diferencias estadísticas entre los sitios de estudio pero si entre los meses de muestreo (Kruskal –Wallis, $p<0.0001$; $F=18.13$). La prueba de rangos múltiples LSD de Fisher indica que existen dos grupos homogéneos, uno que lo forma los meses enero, febrero, marzo y julio en los cuales se presentaron los mayores valores (valor máximo), mientras que en los meses de diciembre, abril, mayo y junio se presentaron los menores (valor mínimo). La variación temporal de este parámetro se ha relacionado con las precipitaciones, y a la actividad de organismos que intervienen en el ciclo del CO_2 , tales como moluscos que a su muerte liberan cantidades significativas de carbonatos. Otra causa es la precipitación de CaCO_3 y su resuspensión por efecto de la marea y el viento a partir de suelos calcáreos (Cantera *et al.*, 2009). Los valores relacionados de este parámetro, corresponden a aguas muy amortiguadoras (Goyenola, 2007) y por lo mismo propician el desarrollo de la biota estuarina debido a la capacidad de amortiguación a los cambios del pH.

La dureza de las aguas del complejo estuarino El Riíto tuvo una variación desde 42 hasta 778 mg CaCO_3 /l. Se presentaron diferencias estadísticas con respecto a los meses de estudio (Kruskal–Wallis, $p=0.0003$; $F=8.24$). La prueba de múltiples rangos LSD de Fisher indicó que existen tres grupos homogéneos, uno constituido por los meses marzo y julio; otro por los meses febrero y abril. El último está formado por el mes de diciembre. La dureza, igual que la alcalinidad, indica en los ecosistemas acuáticos la capacidad auto–reguladora o amortiguadora que en un momento puede presentar el sistema y por consiguiente su incidencia en el pH y refleja la naturaleza de las formaciones geológica con las que las aguas están en contacto según Sawyer *et al.* (2000) y Solís (1982).

Con respecto a la granulometría, el sedimento obtenido en DB, estuvo conformada por fracción de AMG, con un promedio de 6.5%, AG 17.9%, AM 28.6%, AF 25.3% y AMFLA de 21.7%. En VC la fracción de sedimento estuvo representada por la fracción de AMG con un porcentaje promedio de 6.5%, AG 7.7%, AM 15.9%, AF 27.3% y AMFLA de 43.6%. LQ se caracterizó por presentar las siguientes fracciones de sedimento; AMG 18.9%, AG 13.7%, AM 7%, AMF 11.9 % y AMFLA 48.3%.

En general en ER se registraron promedios de la fracción de AMG 10.6%, AG 13.1%, AM 16.7%, AF 21.5% y AMFLA 37.91% Con respecto a los muestreo los porcentaje de la AMG presentaron diferencias significativas (Kruskal–Wallis, $p=0.002$; $F=12.69$) evidenciando la influencia de la sequía Por su parte la fracción de AG presentó diferencias significativas con respecto a su distribución entre los sitios (Kruskal–Wallis, $p=0.004$; $F=11.63$). La fracción de AM presento diferencias significativas entre los muestreos y entre los sitios (Kruskal–Wallis, $p = 0.02$; $F=6.10$ y Kruskal–Wallis, $p = 0.03$; $F=3.66$), la AF no presentó diferencias significativas entre los muestreos ni entre los sitios. Por el contrario, la fracción de AMFLA presentó diferencias en cuanto a su distribución entre los muestreos (Kruskal–Wallis, $p = 0.04$; $F=4.80$).

Los resultados granulométricos en ER se corresponden al patrón típico de deposición de los

sedimentos presente en los estuarios. Los granos finos (limo-arcilla) que se suspenden fácilmente son arrastrados hacia lugares protegidos como manglares. Por el contrario, las partículas de mayor tamaño (arenas) son depositadas en áreas costeras como playas y zonas litorales por el efecto de las mareas y corrientes (Barnes, 1974; Kennish, 1986; Gaston, Brown, Rakocinski, y Cleveland, 1998).

Macroinvertebrados bentónicos, parámetros ecológicos y variables fisicoquímicas

En el área estudiada se colectaron un total de 420 individuos, pertenecientes a 55 taxa. Debido a la ausencia de estudios en la zona, se reportan 41 nuevos registros para La Guajira colombiana (Tabla 1). En DB se totalizaron 33 taxa comprendidos en tres fila, Mollusca: Clases Bivalva (14) y Gasteropoda (14), Artrópoda: Clases Malacostracea (2), Crustácea (1) e Insecta (1); y Annelida: Clase Oligochaeta (1). En VC se colectaron solo siete taxones pertenecientes a dos fila: Artrópoda: Clases; Insecta (3), Malacostracea (2) y Crustacea (1) y Molusca: Clase; Bivalvia (1). Y en LQ se reportan 23 taxa pertenecientes a los fila Artropoda: Clase Insecta (12), Annelida: Clases Oligochaeta (1), Hirudinea (1) y Polychaeta (3). Finalmente, para el filum Mollusca: Clases Gasteropoda (3) y Bivalvia (3).

En DB, la densidad de las especies fue dominada por el molusco *Anadara chemnitzii* (500 ind/m²), el anélido del género *Tubifex* (364 ind/m²) y el camarón *Peneaus* sp. (136 ind/m²). En VC las especies dominantes estuvieron constituidas por los artrópodos *Chironomus* (662 ind/m²), *Corophium* (1318 ind/m²) y *Gammarus* (1000 ind/m²). Para LQ la dominancia de especies estuvo representada por los anélidos del género *Tubifex* (2818 ind/m²), una especie no identificada de la Familia Capitellidae (1409 ind/m²) y *Hebetancylus* (1138 ind/m²). Sin embargo la segunda especie dominante fue el molusco gasterópodo *P. platyrachis* (2545 ind/m²). En líneas generales, la densidad promedio para toda el área fue de 15,995 ind/m².

En términos de diversidad ecológica (ÍMg) los más altos valores registrados en cada estación de muestreo fueron dominados por DB con 4,41, le siguió LQ con 3,15 y VC con 1,85. La diversidad de especies en ER puede considerarse alta si se compara con otras áreas estuarinas del Caribe. Los registros obtenidos indican la dominancia de algunas taxa con densidades similares, debido tal vez a la sensibilidad de los ensambles macrobentónicos de zonas frente a las alteraciones medioambientales empleados para evaluar los efectos de la contaminación y el grado de erosión de las cuencas (Brown *et al.*, 2000; Escobar *et al.*, (1999). Tales es el caso del anélido *Tubifex* (3181 ind/m²), el molusco *P. platyrachis* (2590 ind/m²), los artrópodo *Corophium* sp. (1318 Ind/m²) y los anélidos de la Familia Capitellidae (1409 ind/m²).

Lo anterior parece indicar que estos organismos, típicos de estuarios, se han adaptado de forma exitosa a las condiciones estresantes de este sistema. Los valores del índice de Shannon – Weiner se registrados en cada sitios de LQ, pueden explicarse por las condiciones ambientales favorables presentes en el momento de muestreo, además, a los procesos reproductivos de los distintos organismos. Al evaluar y comparar con otras localidades en el Caribe, los datos registrados para el ecosistema estuarino ER se encuentra dentro de los rangos registrados en Caño Neima (Guajira Venezolana) (Polo, 2005), en Caño Sagua (Guajira Venezolana) (Romero, 2002), en el Golfo de Nicoya (Costa Rica) (Vargas, 1995), en la Laguna Términos (México) (Hernández y Solís, 1995), y en el estuario de Santos (Brasil) (Corbisier, 1991). Para los valores del índice de Equidad (Equidad de Hill) registrados en cada uno de los sitios de muestreos fue de 1.00. Estos reportes, son consistentes con los reportados en la Laguna Bocaripo (Venezuela) por Prieto *et al.* (2006). En ER la equidad de Hill presentó la misma tendencia que la diversidad y la riqueza.



Tabla 2. Taxa reportados en el ecosistema estuarino “El Riíto”. (DB = La Desembocadura, VC = Villa Comfamiliar, LQ = La Quebrada).

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	DB	VC	LQ		
Artrópoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis</i> *				X		
			Tricorythodea	<i>Tricorythodes</i> *				X		
			Tipulidae	<i>Tipula</i> *				X		
		Diptera	Syrphidae	Syrphoidea *					X	
			Culicidae	<i>Culex</i> *					X	
	Artrópoda	Diptera	Ceratopogonidae		<i>Probezzia</i> *				X	
					Sp1					X
		Chironomidae		<i>Chironomus</i> *				X	X	
				Subfam.				X	X	X
				Tanyponinae *				X	X	X
	Hemiptera	Pleidae		<i>Paraplea</i> *					X	
				<i>Ferrisia</i> *				X		
		Coleóptera	Elmidae	Sp2						X
			Odonata	Gomphidae	Sp3					X
					Gammaridae	Gammarus *			X	X
Crustacea	Amphidoda	Coropiidae	<i>Corophium</i> *					X		
		Ocypodidae	Uca				X			
		Portunidae	<i>Callinectes</i>					X		
Malacostraca	Decapada	Panaeidae	Panaeus *				X			
		Oligochaeta	Heptotaxida	Tubificidae	<i>Tubifex</i> *		X	X		
		Annelida	Hirudinea	Glossophoniiformes	Glossophoniidae	<i>Hirudiniinae</i> *				X
Capitellida	Capitellidae				<i>Capitellida</i> *				X	
Mollusca	Gasterópoda	Polychaeta	Sorbeoconcha	Annicolidae	<i>Annicola</i> *			X		
				Ancylidae	<i>Hebatancylus</i> *				X	
				Littorinidae	<i>Littorina</i> *					X
				Hydrobiidae	<i>Pyrgophorus</i> *					X
				Mesogastropoda	Conidae	Anachis	<i>A. obesa</i> *			X
	Littorinidae	Littorina	<i>L. sp</i>				X			
	Turbunillidae	Turbinilla	<i>T.sp</i>				X			
	Olivadae	Oliva	<i>O. reticularis</i> *				X			
	Nassaridae	Nassarius	<i>Nassarius sp</i>				X			
	Mollusca	Gasterópoda	Sorbeoconcha	Annicolidae	Anodata *	<i>A. sp</i>			X	
Amnicola*					<i>A. sp</i>			X		
Cephalaspidea					Bullidae	Bulla	<i>B. striata</i> *			X
Archaeogastropoda			Marginallidae	Bullata		<i>B. Cf. Ovaliformis</i> *			X	
					Fissurellidae	Hemitoma	<i>H. sp</i>		X	X
					Cerithiidae	Bittium	<i>B. Varium</i> *		X	
					Caecidae	Caecum	<i>C. antillarum</i> *		X	
					Neritidae	Neritina	<i>N. reclinata</i> *		X	
						Corbiculacea	<i>Polymesoda</i> *			
Veneridea			Crassitellidae	Crassinella		<i>C. lunulata</i> *		X		
					Sphaeriidae	<i>Eupera</i> *				X
					Dreissenidae	<i>Mytilopsis</i> *			X	
Bivalva			Unionoidea	Unionidae		<i>Anodonta</i> *				X
						Anamelocardia	<i>A. brasiliana</i> *		X	
					Pteroida	Veneridae		<i>Chione</i>	<i>C. cancellata</i> *	
		Tivela					<i>T. mactroides</i> *		X	
		Cardiidae					Trachycardium	<i>T. muricatum</i> *		X
	Filibranchia	Pteriidae	Pteria		<i>P. sp</i>			X		
					Arca	<i>A. zebra</i> *		X		
						<i>A. chemnitzii</i> *		X		
						<i>A. ovalis</i> *		X		
						<i>C. macerophylla</i> *		X		
Mytiloidea	Chamidae	Chama					X			
			Mytilidae	Brachidontes	<i>B. exustus</i> *		X			
Solemyoidea	Dreissenidae	Mytilopsis	<i>M. dominguensis</i> *		X					
Neotaenioglosa	Hydrobiidae	Pyrgophorus	<i>P. platyrachis</i> *		X					
Myoidea	Corbulidae	Corbula	<i>C. contracta</i> *		X					

Para evaluar las relaciones de los atributos bióticos (abundancia relativa, diversidad, riqueza y equidad), con las variables físicas y químicas del agua y los sedimentos se realizó una prueba de correlación de Spearman (r). Se destacan relaciones estadísticamente significativas entre la abundancia relativa y la saturación de oxígeno. La riqueza y la alcalinidad y la saturación de oxígeno y con la equidad de la arena media y la arena muy fina, limo y arcilla. La abundancia relativa y la riqueza se encuentran relacionadas con la saturación de oxígeno. Esto puede estar relacionado con la acción hidrodinámica de las olas lleva los sedimentos de mayor tamaño y peso a las zonas litorales, siendo así estas zonas las óptimas para la fauna bentónica. Es importante destacar, que las variaciones de la densidad atribuidas al tamaño del grano (AM y AMFLA) (Polo, 2005).

La prueba de similitud de Jaccard mostró que desde el punto de vista de la asociación de especies con respecto a los muestreos realizados en DB, se distinguen dos grupos; el primer grupo está constituido por los muestreos de los meses de febrero, junio y julio. Estos muestreos se caracterizaron por ser los picos climáticos del periodo de sequía. El segundo grupo corresponde a los muestreos de diciembre, enero, marzo a mayo. En VC con respecto a los muestreos se distinguen dos grupos. El primer grupo está constituido solo por el muestreo de marzo, mayo y junio correspondiente a la transición seca. El segundo grupo corresponde a los demás meses de muestreos correspondientes al periodo de lluvias; y en LQ con respecto al tiempo se identificaron igualmente, dos grupos. El primer grupo lo constituyen el muestreo de febrero, junio y julio el cual corresponde a los picos climáticos del cambio de la temporada de sequía a lluvias. El segundo grupo lo conforman el resto de los meses los cuales corresponden a la época de lluvias. Lo que indica que, desde el punto de vista de la composición de las especies en DB, VC y LQ a través del tiempo de muestreo presentan diferencias marcadas, principalmente por el cambio de estaciones (Nava, 2005).

En términos generales la fauna de macroinvertebrados bentónicos del ecosistema estuarino ER en la Guajira colombiana estuvo representada por tres fila: Mollusca, Annelida y Arthropoda. Los moluscos constituyeron el grupo dominante en DB, los anélidos en LQ y VC. Los parámetros fisicoquímicos que explican la dinámica del ecosistema estuarino El Riito son la salinidad y la saturación de oxígeno (%). Se observó que al relacionar la comunidad de macroinvertebrados bentónicos con las variables fisicoquímicas que la alcalinidad, la saturación de oxígeno, la arena media y la arena muy fina-limo y arcilla regulan la composición y distribución de los macroinvertebrados bentónicos. Se identificó que este ecosistema presenta una zonación típica con un comportamiento clásico estuarino, en la cual se distinguen la franja dominada por el mar, una zona central que presenta un carácter mixto con relación a la salinidad y una región dominada por el río (aportes fluviales).

Agradecimientos

A Mario Lester Nava por ayudar de manera incondicional en la identificación de los organismos de este estudio. A la Universidad de La Guajira por el préstamo de equipos y uso de reactivos en la ejecución del estudio y a dos revisores anónimos los cuales aportaron excelentes sugerencias al presente manuscrito.

Referencias

- AWWA W.E.F. 1992. En Standard Methods for the examination of water and waste water (pág. 1110). Washington DC: Arnold, E. Gernberd; S. Clesceri & Andrew, D.
- Barnes R. 1974. Estuarine biology. Edward Arnold (Publishers): Cambridge, London.



- Barnes R., E. Ruppert. 1997. Zoología de los invertebrados (Sexta edición ed.). México: McGraw-Hill Interamericana.
- Bitter R. 2003. Conchas marinas del Estado Falcón (Venezuela); Guía práctica para su colección e identificación. Coro.
- Brown S., G. Gaston, C. Rakocinski, R. Heardy. 2000. Effects of sediment contaminants and environmental gradients on macrobenthic community trophic structure in Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*(23), 411-424.
- Cantera J., Y. Carvaja, L. Castro. 2009. Caudal ambiental: Conceptos, experiencias y desafíos. Cali: Programa editorial Universidad del Valle.
- Corbisier T. 1991. Benthic macrofauna of sandy intertidal zone at Santos estuarines system, Sao Paulo, Brazil. *Bol. Inst. Oceanogr. De Brazil*, 1(39), 1-13.
- Díaz J., M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe colombiano; un catálogo ilustrado. Santafe de Bogotá: Colciencias, Fundación Natura e INVEMAR.
- Domínguez E., C. Molineri, M. Pescador, M. Hubbard, C. Nieto. 2006. Ephemeroptera de América del Suramérica. Sofia – Moscú: PENOFT.
- Dyer K. 1973. *Estuaries: a Physical Introduction*. London: Wiley and sons.
- Escobar E., M. Signtet, D. Hernández. 1999. Variación de la densidad de la infauna macrobéntica en un gradiente batimétrico: Oeste del Golfo de México. *Ciencias Marinas*.
- Etienne J. 1993. La sedimentación en los deltas, los estuarios y las cuencas deltaicas.
- Fauchald K. 1977. The polychaete worms. Definitions and keys to the orden, families and generos. En *Natural History Museum of Los Angeles County* (Vol. 28, pág. 188). Los Angeles: Science series.
- Fauchald K. 1992. A review of the genus *Eunice* (Polychaeta: Eunicidae) Based upon type material. Washington, D.C: Smithsonian Institution Press.
- Gaston G., S. Brown, C. Rakocinski, C. Cleveland. 1998. Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. *Marine and Freshwater Research* 49: 833-846.
- Goyenola G. 2007. Guía para la utilización de las Valijas Viajeras. Recuperado el 20 de junio de 2010, de Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos RED MAPSA. Versión 1.0: <http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/>
- Hellawel J. 1986. Biologicals indicators of freshwater pollution environmental magnament. *Elsevier Applied Science Pub*, 556.
- Hernández P., V. Solis. 1995. Algunas comunidades macrobénticas asociadas al manglar en laguna de Términos, Golfo de México. *Rev. Biol.Trop.* 43: 117-129.
- Kennish M. 1986. *Ecology of estuaries. Volume I. Physical y chemical aspects*. Florida, USA: CRC Press, Inc.
- Liñero I., O. Díaz. 1992. Poliquetos bénticos de Venezuela, aspectos morfológicos de los poliquetos bénticos y diagnosis y datos biológicos de las familias presentes en la costa venezolana. Cumaná: Universidad de Oriente. Instituto Oceanográfico de Venezuela.
- Merrit R., K. Cummins. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Dubuque, IO, EEUU: Kendall Hunt.
- Plafkin T., M. Barbour, K. Porter, S. Groos. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in stream and river: benthic macroinvertebrates and fishes. Washington: Offie of water, US Environmental Protection Agency.
- Polo C. 2005. Comparación y abundancia de los invertebrados bentónicos de caño Neima, Guajira venezolana. Estado Zulia. Maracibo: Facultad Experimental de Ciencias. Universidad del Zulia.
- Prieto A., T. Cruz, L.J. Ruiz, N. García. 2006. Moluscos asociados a sustratos someros en la Laguna de Bocaripo, Estado Sucre, Venezuela. Cumaná, Estado Sucre, Venezuela: Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente.
- Pritchard D. 1952. Estuarine hydrology. *Advances in Geophysics*, 243-280.
- Roldán G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Bogotá: Colciencias, Fondo FEN, Universidad de Antioquia.
- Roldán G. 2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia; Uso del método BMWP/Co. Universidad de Antioquia: Medellín.
- Romero M. 2002. Biodiversidad de Macroinvertebrados Bénticos Intermareal presentes en el Caño Sagua, Municipio Páez, estado Zulia. Maracaibo, Venezuela: Facultad Experimental de Ciencias. Universidad del Zulia.
- Sawyer C., P. McCarty, G. Parkin. 2000. *Química para ingeniería Ambiental* (Cuarta Edición ed.). McGraw – Hill.
- Severeyn H., G. Rodríguez. 2000. La fauna estuarina: Invertebrados. En G. Rodríguez, *El Sistema de Maracaibo*. Caracas, Venezuela: Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC).
- Solís W. 1982. Aspectos de la contaminación orgánica sobre el macrobentos de las cuencas de sedimentación en la Bahía de Marsella (Francia. *Anales Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 19-18.
- Vargas J. 1995. The Gulf of Nicoya estuary, Costa Rica: past, present, and future cooperative research. *Helgolander Meeresunters*(49): 821-828.
- Warmke G., R. Tucker - Abbot. 1962. Caribbean Seashells. En *A guide to the marine Mollusks of Puerto Rico and other west Indian Islands, Bermuda and the lower Florida Keys* (pág. 342). Dover Publications, Inc.





Distribución espacial y temporal de la entomofauna acuática en la cuenca del Papaloapan

Juárez-Flores Juan, Barba-Macías Everardo y Miranda-Vidal José F.

El Colegio de la Frontera Sur, Carretera a Reforma km 15.5 S/N R/a. Guineo Segunda sección C.P. 86280 Villahermosa, Tabasco. Área Académica de Ciencias de la Sustentabilidad, Grupo Académico de Manejo Sustentable de Cuencas y Zonas Costeras. Autor para correspondencia: ebarba@ecosur.mx

Resumen

El agua es un recurso importante para las diversas actividades humanas y la biota que compone estos sistemas acuáticos. Muchos de estos organismos son utilizados como bioindicadores de contaminación o deterioro ambiental. Por lo que resulta importante el conocer el comportamiento de estos sistemas y la biota que la conforma. Se realizaron colectas en 12 localidades correspondientes a la cuenca del Papaloapan, registrándose 8,848 organismos de 11 órdenes y 61 familias, los órdenes Efemeróptera y Hemíptera representaron 61% de la abundancia total. Mientras que la mayor biomasa correspondió a Hemíptera y Odonata con 74% del total. Las familias más abundantes fueron Baetidae, Naucoridae y Chironomidae con 1,831, 1,265 y 913 organismos respectivamente. Espacialmente las localidades tres y siete con 1363.17 y 584.45 ind./m² representaron 61% de la densidad promedio. Temporalmente el mayor número de familias se presentó en la época de lluvias, excepto para las localidades 3, 7 y 11, en las cuales el mayor registro se tuvo en la época de secas. Las familias Chironomidae, Baetidae y Helicopsychidae presentaron la mayor densidad en la época de secas con 63% del total. Mientras que en lluvias fueron Baetidae, Caenidae y Chironomidae con 55% de la densidad total. La localidad 6 registró la mayor diversidad de Shannon $H' = 2.55$, Equitatividad (J') = 0.81 y Dominancia (D) = 0.09 seguida, mientras que la menor correspondió a la localidad 11 con $H' = 1.19$, $J' = 0.57$ y $D = 0.45$. Con respecto a la agrupación del diagrama de Olmstead-Tukey se presentaron 19 familias dominantes, tres oportunistas, diez típicas y 32 raras.

Abstract

Water is an important resource for human activities and aquatic biota that make up these systems. Many aquatic organisms are used as bioindicators of pollution and environmental degradation. So it is important to know the behavior of these systems and the biota that constitutes. Collections in 12 locations corresponding to the Papaloapan basin were performed, recorded 8,848 bodies of 11 orders and 61 families, Ephemeroptera and Hemiptera orders represented 61% of the total abundance. While most biomass Hemiptera and Odonata corresponded to 74% of the total. The most abundant families were Baetidae, Naucoridae and Chironomidae with 1,831, 1,265 and 913 respectively organisms. Spatially three seven localities with 1363.17 and 584.45 ind./m² accounted for 61% of the average density. Temporarily more families are presented in the rainy season, except for localities three seven eleven, in which the highest recorded was taken into the dry season. Families Chironomidae, Baetidae and Helicopsychidae had the highest density in the dry season with 63% of the total. While in rains were Baetidae, Caenidae and Chironomidae with 55% of the total density. The sampling site 6 recorded the highest Shannon diversity $H' = 2.55$, Evenness (J') = 0.81 and Dominance (D) = 0.09 followed, while the lowest corresponded to the sampling site 11 $H' = 1.19$, $J' = 0.57$ and $D = 0.45$. Regarding clustering, the Olmstead-Tukey diagram showed 19 dominant families and three opportunistic, ten typical and 32 rare.

Palabras clave: Insectos acuáticos, Veracruz, ecología ríos, Golfo de México

Introducción

Entre los ecosistemas acuáticos, los sistemas lóticos son de gran importancia ya que transportan sustancias disueltas y material particulado a través de redes de drenaje y fluviales (Likens, 2010; Clarke *et al.*, 2008). Además de presentar gradientes ambientales que permiten una diversificación de hábitats (Allan, 2004). El estado de Veracruz, la cuenca del Papaloapan, alberga numerosos cuerpos de agua y humedales, éstos últimos considerados entre los ecosistemas más valiosos por los bienes y servicios ambientales que producen (Costanza *et al.*, 1997).

El volumen de agua superficial en la cuenca del Papaloapan es generado por lluvias estacionales y de origen ciclónico provenientes del Golfo de México y el Océano Pacífico. Los procesos de inundación en la llanura baja del Papaloapan han impactado negativamente a las actividades económicas de gran importancia en la región, como la caña de azúcar (Jacome, 1979, Pérez y Ortiz, 2002). Sin embargo, dicha actividad entre otras existentes compactan el suelo y disminuyen su capacidad de almacenar agua y contener las inundaciones. Aunado a los procesos de urbanización, que aumentan la vulnerabilidad de la zona como, la disminución de la capacidad hidráulica del cauce principal por el cambio de uso de suelo, asentamientos irregulares entre el río y los bordos de protección, reducción de capacidad para contener inundaciones por parte de los humedales ya que se han degradado o desaparecido (Pérez y Ortiz, 2002; Secretaría de la Convención de Ramsar, 2010; Campos *et al.*, 2011).

No obstante la importancia que representan estos sistemas, han sido deteriorados por las diversas actividades antropogénicas, que conllevan a un deterioro de la calidad del agua (Arimoro y Osakwe, 2006). De ahí la importancia de garantizar la conservación y el uso sostenible de los ríos, vertientes y humedales, ya que ello contribuirá a la conservación de la vida silvestre. Por lo cual es necesario evaluar la condición de estos sistemas mediante monitoreos fisicoquímicos y biológicos (biomonitoreo). Los insectos han sido uno de los grupos más empleados ya que reflejan en su estructura y composición los cambios que presentan en las variables ambientales (Takhelmayum *et al.*, 2013; Andersen y Weir, 2004).

Materiales y métodos

El estado de Veracruz es rico en recursos naturales, abundante agua y una gran extensión territorial. Sus recursos hidrológicos están conformados por una amplia red de ríos perennes, intermitentes y arroyos. El área de colecta se corresponde a la cuenca del Papaloapan se localiza entre los 97°30'0" y 94°29'09" N y 17°0'0" y 18°30'0" W (Fig. 1), la cual forma parte de las regiones hidrológicas prioritarias 79 (Humedales del Papaloapan, San Vicente y San Juan) y la 80 (Los Tuxtlas), presenta un clima cálido-subhúmedo con lluvias en verano y cálido-húmedo con lluvias todo el año, con una precipitación de 1200 a 2500 mm promedio anual (CONABIO, 1998).

Se ubicaron 12 puntos de colecta a lo largo de la cuenca considerando los principales afluentes del río Papaloapan en los cuales se registraron variables ambientales (pH, oxígeno disuelto, salinidad, temperatura, conductividad y sólidos totales disueltos) mediante una sonda multiparamétrica marca HANNA® modelo HI9828; también se determinó la velocidad de la corriente mediante un flujómetro marca GEOPACKS® modelo MFP5. Además se determinó la composición y diversidad de la entomofauna acuática a lo largo de la cuenca, con muestreos en las épocas de secas y lluvias, mediante colectas diurnas empleando una red de cuchara tipo "D" de 35x22 cm de boca con una luz de malla de 500 μ . Se realizaron nueve colectas por localidad y temporada con barridos de 10 m de longitud, para cubrir un área total de 0.87 m² por réplica, para un total de 216 muestras colectadas.



Se realizó un análisis descriptivo de los valores promedio de las variables ambientales que se obtuvieron en los sitios de colecta, además de un análisis de componentes principales (ACP) para determinar las variables de mayor peso que influyen en la ordenación y agrupación de las localidades en función de los datos ambientales de acuerdo a los criterios sugeridos por McGarigal y colaboradores (2000), los cuales establecen que valores mayores de 0.32 o menores de -0.32 son pobres; mayores de 0.45 o menores de -0.45 son no muy malos; mayores de 0.55 o menores de -0.55 son buenos; mayores de 0.65 o menores de -0.65 son muy buenos y mayores de 0.75 o menores de -0.75 son excelentes. Por lo tanto se tomó en cuenta a los valores mayores de 0.55 y menores de -0.55, considerados buenos.

Con respecto al componente biológico, se determinó la composición a nivel de familia y se aplicaron los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H'), Equitatividad de Pielou (J') y Dominancia (D'). Además se realizaron diagramas de Olmstead y Tukey para determinar en función de la abundancia y frecuencia de aparición de los organismos, cuales son las familias dominantes.

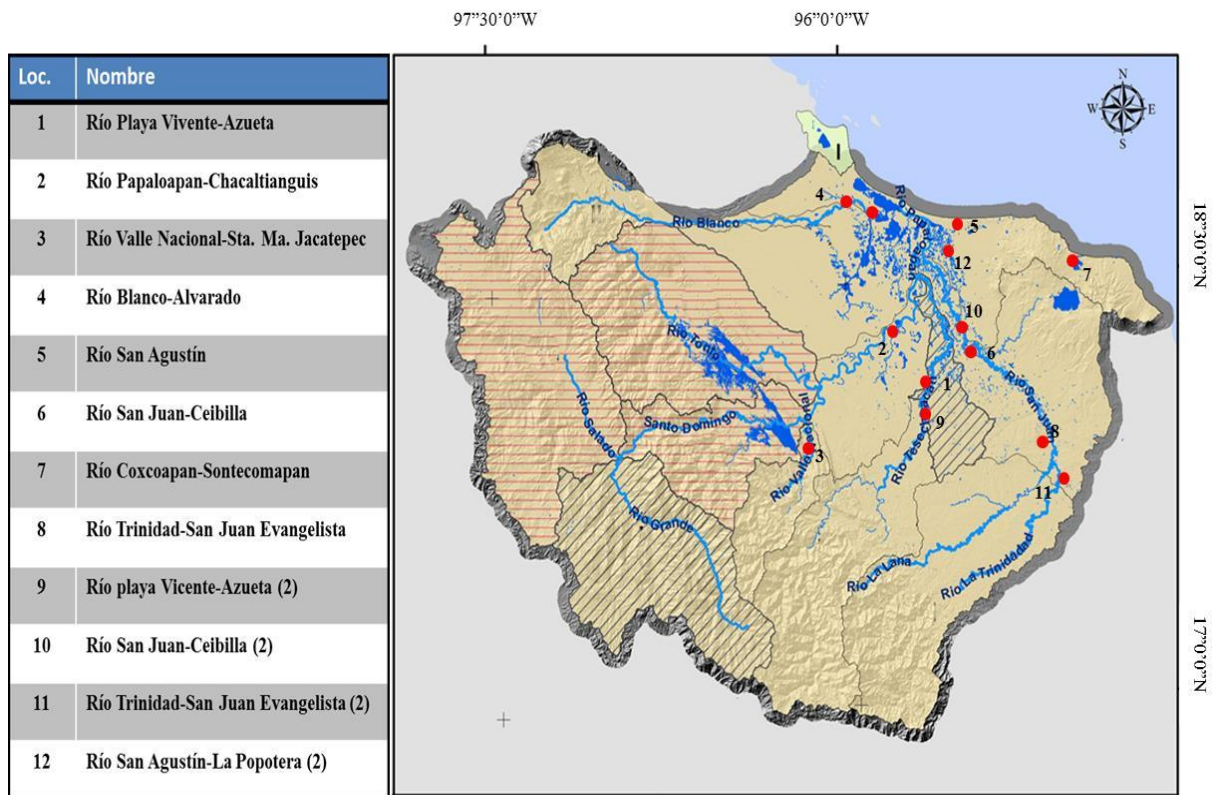


Figura 1. Ubicación de las localidades de muestreo.

Resultados

Respecto a los valores promedio de las variables ambientales, el oxígeno disuelto (OD) presentó la concentración mínima en las localidades de Popotera (en ambos puntos) con 2.44, 3.8 mg/L y Chacaltianguis con 3.96 mg/L. La temperatura máxima se registró en los Tuxtlas y la mínima en Jacatepec (límite de Oaxaca y Veracruz) con 32.06 y 25.47 °C respectivamente. Ésta última localidad presentó la mayor velocidad de la corriente con 0.87 m/s y la mínima correspondió a Alvarado con 0.06 m/s localidad en la cual se registró la concentración máxima de salinidad con 1.21 0/00 y la mínima en Evangelista con 0.03 0/00 mismo comportamiento que presentó la conductividad (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedio de las variables ambientales en la cuenca del Papaloapan. [Temperatura (Temp.), oxígeno disuelto (O.D.), conductividad (conduc.), sólidos totales disueltos (STD), salinidad (sal.), velocidad de la corriente (vel.) y potencial oxido reducción (ORP)].

Río	Localidad	Temp. (°C)	pH	O. D. (mg L ⁻¹)	Conduc. (mS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	Sal. (‰)	Vel. (m/s)	ORP (mV)
Río Playa Vicente	Azueta	29.19	7.82	5.33	187	93	0.09	0.32	-44.9
Río Papaloapan	Chacaltianguis	28.11	8.05	3.96	228	114	0.11	0.08	205.5
Río Valle Nacional	Jacatepec	25.47	8.12	5.4	156	78	0.07	0.87	188.5
Río Blanco	Alvarado	27.7	8.11	6.08	4827	2413	1.21	0.06	188
Río San Agustín	Popotera	29.06	7.22	2.44	346	173	0.16	0.12	113.6
Río San Juan	Ceibilla	29.69	7.57	8.81	189	94	0.09	0.26	-50.6
Río Coxcoapan	Tuxtlas	32.06	7.1	5.84	152.6	46	0.17	0.10	-154
Río Trinidad	Evangelista	29.42	7.51	9.19	114	57	0.05	0.26	-90.8
Río Playa Vicente 2	Azueta (2)	26.38	7.9	4.24	141	71	0.07	0.28	-199
Río San Juan 2	Ceibilla (2)	27.91	7.55	4.41	99	50	0.05	0.32	-189.8
Río Trinidad 2	Evangelista (2)	27.4	7.39	4.17	77	38	0.03	0.31	-203.5
Río San Agustín 2	Popotera (2)	28.37	8.05	3.8	324	162	0.15	0.13	170.02

De un total de 8,848 organismos correspondientes a 11 órdenes y 61 familias, los órdenes con mayor densidad fueron Efemeróptera y Hemíptera con 39.31 y 25.34% de la densidad total, respectivamente, por el contrario Collembola, Lepidoptera, Megaloptera, Orthoptera y Plecoptera, presentaron porcentajes menores a 1% cada uno. Por otro lado, la mayor biomasa correspondió a los órdenes Hemíptera y Odonata con 52.91 y 21% del total registrado. Las familias más abundantes fueron Baetidae, Naucoridae, Caenidae y Chironomidae con densidades de 667.4, 394, 314.9 y 213.94 org./m², respectivamente (Tabla 2). Espacialmente, las localidades Jacatepec y Tuxtlas con 1363.17 y 584.45 ind./m² representaron 61% de la densidad promedio.

Espacialmente Jacatepec presentó el mayor registro de familias, mientras que las localidades de Ceibilla y Evangelista presentaron los menores registros. Temporalmente el mayor número de familias se presentó en la época de lluvias, excepto para las localidades Jacatepec, Tuxtlas y Evangelista, en las cuales el mayor registró se tuvo en la época de secas (Tabla 3). Las familias Chironomidae, Baetidae y Helicopsychidae presentaron la mayor densidad en la época de secas con 63% del total. Mientras que en lluvias fueron Baetidae, Caenidae y Chironomidae con 55% de la densidad total.

El análisis de componentes principales (ACP) realizado con las variables ambientales, explicó 66.56% de la variación total explicada con los primeros dos componentes, el primer componente explicó 38.09% mientras que el segundo componente fue 28.47% de la variación. Las principales variables que influyeron en la ordenación fueron, la conductividad, los sólidos totales disueltos y la salinidad para el primer componente, mientras que para el segundo componente fueron, la temperatura, el pH y la velocidad de la corriente (Tabla 4).

El ACP con las variables ambientales con 66.56% de la variación explicada presentó una relación positiva de la localidad Alvarado con la conductividad, salinidad y los sólidos totales disueltos; mientras que Jacatepec se relacionó positivamente con la velocidad de la corriente y los Tuxtlas con la temperatura;



el resto de las localidades presentaron una relación negativa con el potencial de hidrógeno, el potencial óxido reducción y el oxígeno disuelto (Fig. 2).

Tabla 2. Composición y densidad de la entomofauna acuática en la cuenca del Papaloapan, Ver. (El número entre paréntesis (#) se refiere al número de familias para cada Orden).

Orden	Familia	Densidad	Orden Dens./Biomasa (%)	Orden	Familia	Densidad	Orden Dens./Biomasa (%)		
Collembola (1)	Entomobryidae	2.7	0.09 / 0.002	Megaloptera (1)	Corydalidae	6.92	0.25 / 4.43		
Ephemeroptera (8)	Ameletidae	24.2	39.31 / 7.5	Trichoptera (7)	Calamoceratidae	0.46	6.21 / 1.63		
	Arthropleiidae	0.9			Helicopsychidae	121.46			
	Baetidae	667.4			Hydropsychidae	21.98			
	Caenidae	314.9			Hydroptilidae	0.35			
	Heptageniidae	0			Leptoceridae	12.13			
	Leptohiphidae	46.1			Philopotamidae	8.8			
	Leptophlebiidae	24.4			Polycentropodidae	6.64			
	Oligoneuriidae	9.7		Lepidoptera (1)	Crambidae	4	0.14 / 0.06		
	Odonata (9)	Calopterygidae		39.8	7.99 / 21	Coleoptera (11)	Chrysomelidae	1.8	10.91 / 9.72
Coenagrionidae		43.8	Curculionidae	19.23					
Glossosomatidae		3.7	Dytiscidae	47.39					
Gomphidae		52.6	Elmidae	149.68					
Lestidae		3.3	Hydrophilidae	29.61					
Libellulidae		77.8	Lampyridae	2.03					
Petaluridae		0.1	Noteridae	6.01					
Platystictidae		0.2	Psephenidae	19.03					
Protoneuridae		0.1	Ptilodactylidae	0.08					
Orthoptera (5)		Acrididae	1.3	0.34 / 0.13			Diptera (8)	Sciirtidae	
	Gryllidae	0.7	Staphylinidae		0.06				
	Gyrinidae	2.4	Ceratopogonidae		15.16				
	Tettigoniidae	0.7	Chironomidae		213.94				
	Tridactylidae	4.5	Culicidae		14.5				
Plecoptera (1)	Perlidae	3.7	0.13 / 0.19	Empididae	0.15				
Hemiptera (9)	Belostomatidae	41.7	25.34 / 52.91	Simuliidae	0.14				
	Cicadillidae	3.7		Stratiomyidae	3.49				
	Corixidae	20.1		Tabanidae	4.6				
	Gerridae	69.2		Tipulidae	4.09				
	Mesovellidae	0.7							
	Naucoridae	394							
	Notonectidae	8.2							
	Psyllidae	0.1							
	Velidae	163.4							

El ACP realizado con la presencia-ausencia de las familias explicó 54.54% de la variación total para los tres primeros componentes, el primer componente explicó 24.02% y el segundo 19.13% de la variación total explicada, determinó que las localidades de Jacatepec y Alvarado presentaron una entomofauna que difiere del resto de las localidades, mientras que los Tuxtlas y la Popotera presentaron organismos muy similares entre ellas, sin embargo se separan del resto de las localidades (Fig. 3).

Se registraron un total de 8848 organismos correspondientes a 11 órdenes y 61 familias. Las localidades de la uno a la seis y la 12 presentaron la mayor diversidad sin embargo las localidades cuatro y seis fueron las más diversas mientras que las localidades de la siete a la 11 presentaron diversidades menores, siendo ésta última la de menor diversidad de todas las localidades (Fig. 4 A). De acuerdo al Diagrama de Olmsted-Tukey se presentaron 11 familias dominantes de las cuales Baetidae, Velidae y Libellulidae fueron de las más dominantes y frecuentes. Las oportunistas presentó una familia, las

frecuentes con 11 de las cuales Coenagrionidae fue la más abundante y frecuente. Las raras presentaron 38 familias y Ameletidae, Scirtidae y Psephenidae fueron de las más abundantes y frecuentes de este grupo (Fig. 4 B).

Tabla 3. Número de familias espacial y temporalmente de la entomofauna acuática.

# Localidad	Localidad	Secas	Lluvias	Anual
1	Azueta	14	14	21
2	Chacaltianguis	4	9	10
3	Jacatepec	36	20	38
4	Alvarado	7	17	18
5	Popotera	12	19	24
6	Ceibilla	11	16	23
7	Tuxtlas	19	14	24
8	Evangelista	3	11	12
9	Azueta (2)	7	9	11
10	Ceibilla (2)	3	4	7
11	Evangelista (2)	7	4	8
12	Popotera (2)	0	19	19

Tabla 4. Matriz factorial de las variables para los dos primeros componentes.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Temperatura	-0.002	-0.892	0.105
pH	0.355	0.793	0.128
O.D.	0.080	0.077	0.946
Conductividad	0.982	0.088	0.036
STD	0.981	0.091	0.037
Salinidad	0.887	-0.287	-0.089
Vel. de la corriente	-0.413	0.708	0.121
ORP	0.161	0.495	-0.404

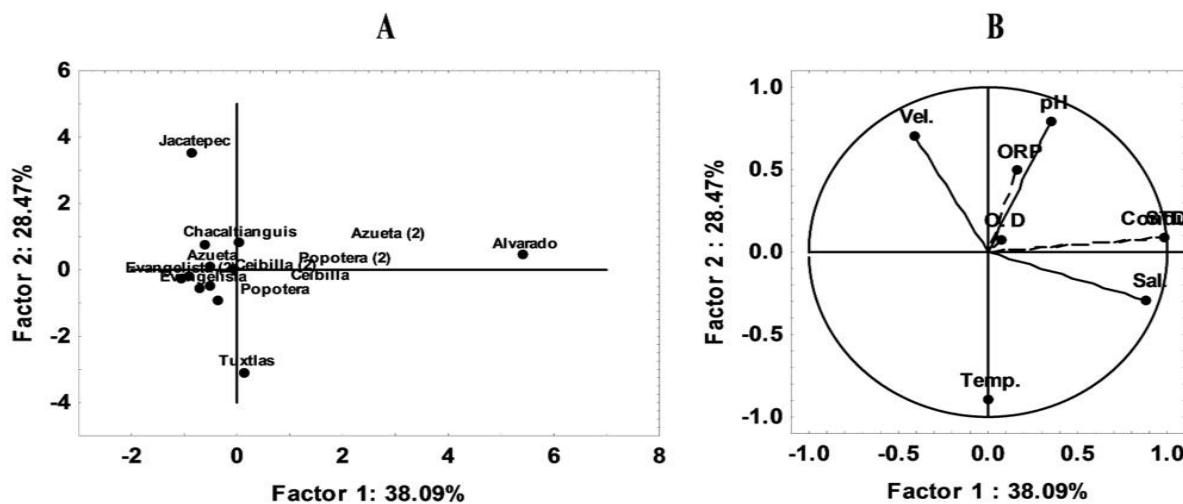


Figura 2. ACP de los sitios de recolecta de acuerdo con las variables ambientales.

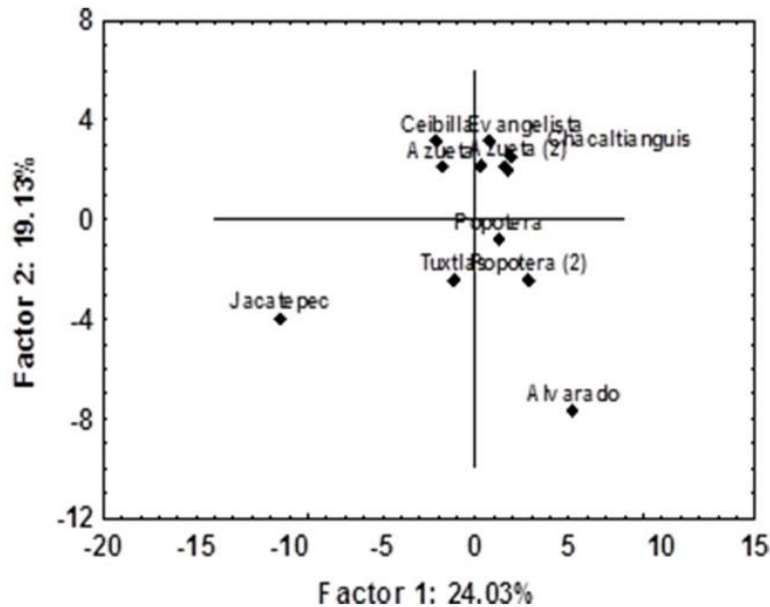


Figura 3. ACP espacial con la presencia-ausencia de la entomofauna acuática. (Nota: A= índices de diversidad; B= diagrama de Olmstead-Tukey; H= diversidad de Shanon; J= índice de equitatividad y D= índice de dominancia; el número entre paréntesis en el diagrama de Olmstead-Tukey, corresponde al total de géneros para el grupo)

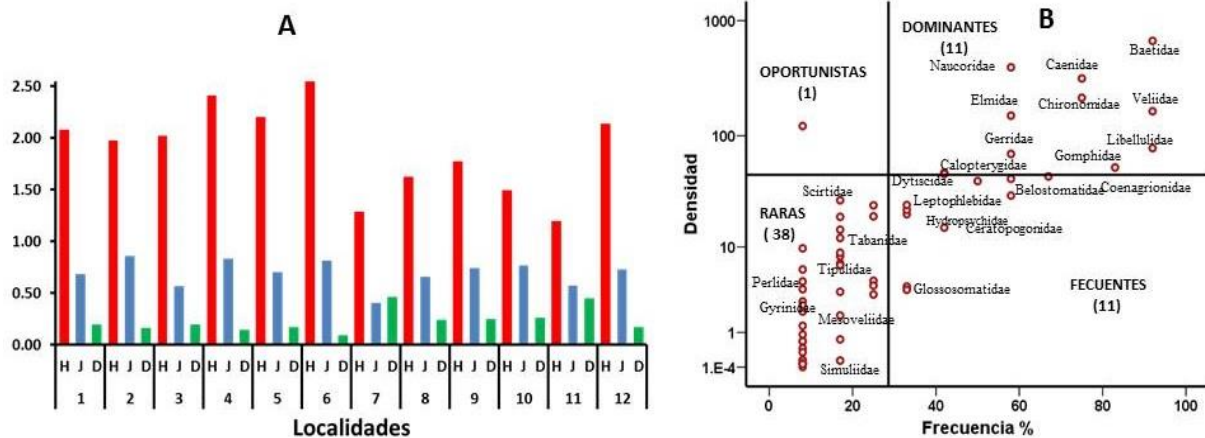


Figura 4. Diversidad anual de la entomofauna acuática y dominancia de familias mediante el diagrama de Olmsted-Tukey. (Nota: A= índices de diversidad; B= diagrama de Olmstead-Tukey; H= diversidad de Shanon; J= índice de equitatividad y D= índice de dominancia; el número entre paréntesis en el diagrama de Olmstead-Tukey, corresponde al total de géneros para el grupo).

En la época de secas se registraron 45 familias de las cuales, Chironomidae, Baetidae y Helicopsychidae representaron 63% de la densidad total. En secas las localidades tres, cinco y seis presentaron la mayor diversidad (H') mientras que la cuatro y la nueve presentaron la menor diversidad y el mayor índice de dominancia (D) (Fig. 5 A).

De acuerdo al Diagrama de Olmsted-Tukey se presentaron siete familias dominantes de las cuales Chironomidae, Baetidae y Caenidae fueron de las abundantes y frecuentes. Las oportunistas presentaron tres las más familias con mayor frecuencia fueron Elmidae y Leptohyphidae mientras que Helicopsychidae fue la más abundante, las frecuentes con nueve de las cuales Belostomatidae e Hydrophilidae fueron la

más abundantes y frecuentes. Las raras presentaron 26 familias y Leptophlebiidae y Polycentropodidae fueron de las más abundantes y frecuentes de este grupo (Fig. 5 B).

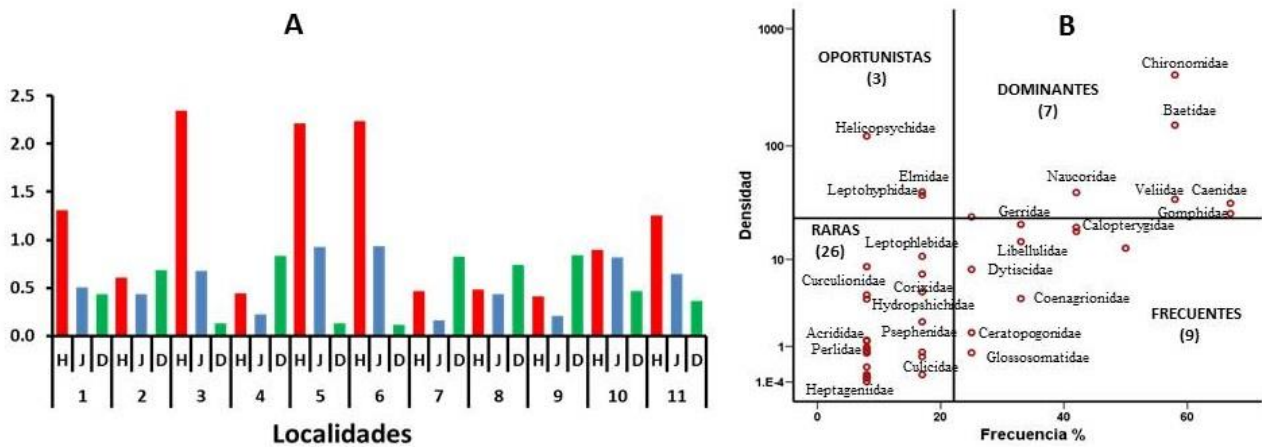


Figura 5. Diversidad de la entomofauna acuática y dominancia de familias mediante el diagrama de Olmsted-Tukey en la época de secas. (Nota: A= índices de diversidad; B= diagrama de Olmstead-Tukey; H= diversidad de Shannon; J= índice de equitatividad y D= índice de dominancia; el número entre paréntesis en el diagrama de Olmstead-Tukey, corresponde al total de géneros para el grupo).

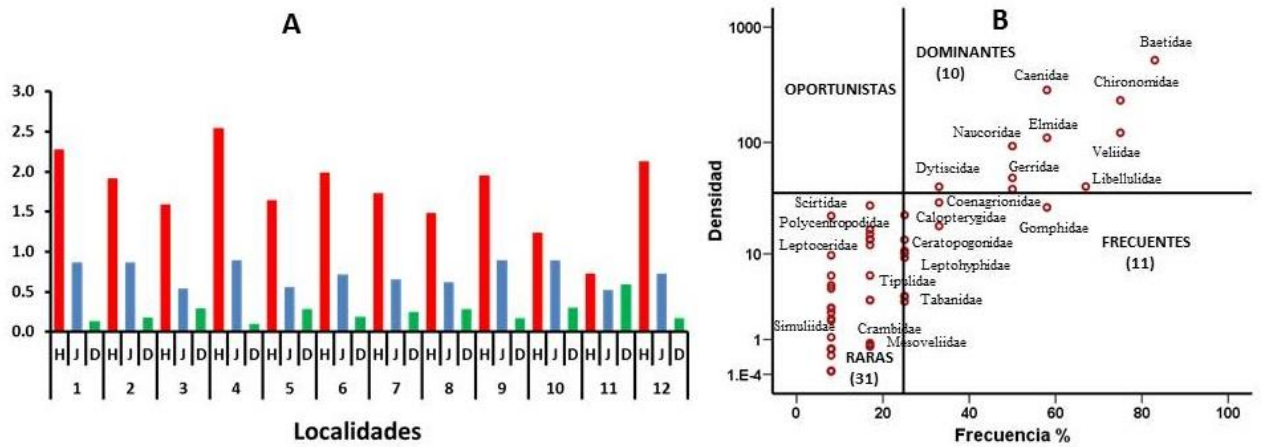


Figura 6. Diversidad de la entomofauna acuática y dominancia de familias mediante el diagrama de Olmsted-Tukey en la época de lluvias. (Nota: A= índices de diversidad; B= diagrama de Olmstead-Tukey; H= diversidad de Shannon; J= índice de equitatividad y D= índice de dominancia; el número entre paréntesis en el diagrama de Olmstead-Tukey, corresponde al total de géneros para el grupo)

La época de lluvias registró 52 familias con una densidad total de 1869.90 org/m² de las cuales, Baetidae, Caenidae y Chironomidae fueron dominantes con 516.79, 285.02 y 232.2 org/m² respectivamente que en conjunto representaron 55% de la densidad total en lluvias. La mayor diversidad de Shannon (H') se presentó en las localidades cuatro, uno y doce; mientras que la menor se registró en la localidad once la cual tuvo el mayor índice de dominancia (Fig. 6 A). Conforme al diagrama de Olmstead-Tukey se presentaron diez familias dominantes de las cuales Baetidae, Chironomidae, y Vellidae fueron las más abundantes y frecuentes. Las oportunistas no estuvieron representadas, mientras que el grupo de las frecuentes estuvo representado por 11 familias de las cuales Gomphidae y Belostomatidae fueron la más



abundantes y frecuentes. Las raras presentaron 31 familias y Calopterygidae, Corixidae y Leptoceridae fueron de las más abundantes y frecuentes de este grupo (Fig. 6 B).

Discusión

La mayor diversidad de insectos se presentó en las localidades tres, siete y uno, que presentaron las más altas concentraciones de O.D, STD bajos, ambas variables conforme a la normas de la SEDUE (1989) y la CNA (2003), se encuentran en los límites permisibles para la conservación de la vida acuática. La temperatura fue otra de las variables importantes dándole a la localidad de Jacatepec la mayor riqueza de familias ya que Ward (1992), Angelier (2002) y Melo y Froehlich (2001) aseveran que la variación de la temperatura es la causa principal del patrón de riqueza a lo largo de la cuenca. Además de presentar un sustrato heterogéneo, compuesto por grava arena y en la tres también presentó cantos rodados de diversos tamaños, y vegetación acuática sumergida esto permite una mayor disponibilidad de hábitats para la entomofauna (Williams, 1980; Statzner *et al.*, 1988; MacFarlane, 1983; Minshall, 1984; Covich *et al.*, 1999; Malavoi y Souchon, 2002 y Pérez y Segnini, 2005).

Mientras que el resto de las localidades presentaron un sustrato homogéneo limo-arcilloso, lo cual limita la variabilidad de hábitats disponibles para ser colonizados. Además de presentar concentraciones de oxígeno disuelto menores y elevadas concentraciones de sólidos totales suspendidos. Aunque la localidad tres (Jacatepec) presentó el mayor registro de familias en ambas épocas, sin embargo conforme al índice anual de diversidad de Shanon (H') las localidades con mayor diversidad son las seis, cuatro y cinco, esto se debe a que la diversidad no depende solo de la riqueza de organismos, ésta también depende de la distribución homogénea de la densidad y abundancia de los organismos para las familias presentes. La mayor riqueza de organismos registrada en la época de lluvias puede ser debido a los procesos de deriva existentes en estos sistemas la cual tiende a homogenizar el bentos y la recolonización del medio el cual es particularmente perceptible durante las crecidas (Angelier, 2002). No obstante la presencia de un aumento en la columna de agua, las variables ambientales presentaron poca variación, lo cual tiene como resultado que la dominancia de las familias en ambas temporadas se mantenga, sin embargo presentaron un aumento las especies raras, debido a los procesos de deriva.

Conclusiones

Las principales variables que influyeron en la distribución y estructura de los organismos fueron la velocidad de la corriente, la temperatura, los STD y el oxígeno disuelto; todas ellas presentan una clara relación con la estructura del hábitat ya que ha mayor heterogeneidad, mejores concentraciones de oxígeno y mayor diversidad de organismos. Es importante mantener la cobertura de la ribera, ya que ésta se relaciona con una mayor diversidad de organismos, además de las funciones ecológicas que ofrece al sistema, como retención de sedimentos, disminución de la erosión y de hábitat, entre otras.

Agradecimientos

Se agradece a la WWF-México por haber otorgado el financiamiento para el desarrollo del proyecto “Estudio de campo en complejo 3: Zona Veracruz para la determinación de reservas de agua en la cuenca del río Papaloapan” realizado en colaboración con el INECOL. A todo el personal del laboratorio de Recursos Acuáticos de ECOSUR unidad Villahermosa, involucrado en el procesamiento de las muestras y análisis de datos.

Bibliografía

- Allan J. D., 2004. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 257–284.
- Andersen N.M., T.A. Weir. 2004. Australian Water Bugs. Their Biology and Identification (Hemiptera-Heteroptera, Gerromorpha & Nepomorpha). *Deutsche Entomologische Zeitschrift*, 51(2). 279p.
- Angelier E. 2002. Ecología de las aguas corrientes. Acibria. Zaragoza (España).
- Arimoro F.O., E.I. Osakwe. 2006. The influence of sawmill wood wastes on the distribution and population of macroinvertebrates at Benin River, Niger Delta Area, Nigeria. *Chemistry and Biodiversity* 3: 578–592.
- Campos C.A., E. Hernández, P. Moreno-Casasola, E. Cejudo, A. Robledo, D. E. Infante Mata. 2011. Soil water retention and carbon pools in tropical forested wetlands and marshes of the Gulf of Mexico. *Hydrological Sciences Journal* 56 (8): 1388-1406.
- Clarke A., R.M. Nally, N. Bond, P.S. Lake. 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology* 53: 1707–1721.
- Comisión Nacional del Agua (CNA) 2003. Ley Federal de Derechos y Normas Aplicables en Materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes, 2003. *Diario Oficial de la Federación*. México. Enero 2:173-191
- Costanza R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farberk, M. Grasso, Bruce Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Suttonk, M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-2260.
- Covich A.P., A. Margaret, A. Palmer y T.A. Crowl. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49 (2): 119-127.
- Jacome L. 1979. Problemas de inundación entre los ríos Obispo-Papaloapan, Veracruz. Tesis de licenciatura. UNAM. México
- Likens, G. 2010. River ecosystem ecology. San Diego: Elsevier, Academic Press. 424p.
- Malavoi, J.R. e Y. Souchon. 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de Peche et Pisciculture* 365/366: 357-372.
- McFarlane, M.B. 1983. Structure of benthic macroinvertebrate communities in a midwestern plains Stream. *Freshwater Invertebrate Biology* 2(3): 147-153.
- McGarigal K., Cushman, S.A. y Stafford. S.G. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. New York: Springer-Verlag.
- Melo A.S., C.G. Froehlich. 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between two seasons. *Journal of North American Benthological Society* 20(1): 1-16.
- Minshall W.G. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. 358-400 pp. In: Resh, V.H., D.M. Rosenberg (eds.). *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publisher. New York, USA.
- Pérez-Vega A., M. Ortiz-Pérez. 2002. "Cambio de la cubierta vegetal y vulnerabilidad a la inundación en el curso bajo del río Papaloapan" *Investigaciones Geográficas*. No.48. UNAM pp.90-105.
- Pérez B., S. Segnini. 2005. variación espacial de la composición y diversidad de géneros de Ephemeroptera (Insecta) en un río tropical altiandino. *Entomotropica* 20 (1): 49-57.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. 2010. El manejo de las aguas subterráneas: Lineamientos para el manejo de las aguas subterráneas a fin de mantener las características ecológicas de los humedales. *Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales*, 4ª edición, vol. 11. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) 1989. Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua. CE-CCA-001/89. *Diario Oficial de la Federación*. Diciembre de 1989.
- Statzner. B., J. A. Gore, V. H. Resh. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of North American Benthological Society* 7: 307-360.
- Takhelmayum K., S. Gupta, N.R. Singh. 2013. Diversity and Density of Aquatic Insects in the Lower Reach of River Moirang, Manipur, North East India. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences* 83 (4): 575-584.
- Williams D.D. 1980. Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity. *Limnology and Oceanography* 25(1): 166-172.



Ecología de los peces de la presa Xhimohay, Estado de México, México

Rodríguez-Varela Asela del Carmen, Cruz-Gómez Adolfo, Hernández-Pérez Karen,
Palacios-Navarro Luis R.

Laboratorio de Ecología de Peces, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. De Los Barrios No 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor para correspondencia: asela@comunidad.unam.mx

Resumen

El Estado de México presenta una gran cantidad de embalses que cuentan con las condiciones necesarias para albergar la vida de peces dulceacuícolas, tal es el caso de la presa Xhimojay donde no existen trabajos sobre la comunidad íctica del lugar, por lo que la presente investigación tiene como objetivo determinar las especies de peces presentes en la presa Xhimojay, Estado de México, durante el ciclo anual 2013 y presentar algunas características ecológicas comunitarias. Se realizaron muestreos mensuales donde se registraron las características del hábitat y colecta de los organismos para su posterior análisis en laboratorio. Los parámetros fisicoquímicos que presentaron mayor fluctuación en el sistema fueron profundidad y transparencia. Se registraron cuatro familias donde cada familia presentó una especie: *Chirostoma jordani*, *Girardinichthys multiradiatus*, *Heterandria bimaculata* y *Cyprinus carpio*, donde la especie más abundante fue *G. multiradiatus* ♀ con 1496 individuos y la especie con menor número de organismos registrados fue *H. bimaculata* ♂ con 121. El mes que presentó la mayor diversidad fue octubre, mientras que el menos diverso fue junio. La especie con mayor valor de importancia ecológica fue *G. multiradiatus* ya que los parámetros físicos y químicos que caracterizan el ambiente favorecen su presencia.

Abstract

The State of Mexico has a large number of reservoirs that have needed to house the life of freshwater fish conditions, as in the case of Xhimojay dam where there are no studies on the fish community of the place, so this research has designed to determine the fish species present in the Xhimojay, State of Mexico prey, during the annual cycle 2013. Monthly samples where habitat characteristics and collection organisms for subsequent laboratory analysis were performed were recorded. The physicochemical parameters, which had a fluctuation in the system, were depth and transparency. Four families where each family filed a species were recorded: *Chirostoma jordani*, *Girardinichthys multiradiatus*, *Heterandria bimaculata* and *Cyprinus carpio*, where the most abundant species was *G. multiradiatus* ♀ with 1496 individuals and species with fewer organisms was registered *H. bimaculata* ♂ with 121. The month showed the highest diversity was October and June was less diverse. The species with the greatest importance of ecological value was *G. multiradiatus* due to the physical and chemical parameters that characterize the environment favored its presence.

Palabras clave: Ecología, *Chirostoma jordani*, *Girardinichthys multiradiatus*, *Heterandria bimaculata*, *Cyprinus carpio*

Introducción

Existen en la república mexicana cerca de 320 cuencas hidrológicas, que suman un volumen medio anual de agua de 410 km³, de acuerdo con el volumen conducido se distinguen 37 cuencas principales y en cuanto a los ambientes de carácter léntico (lagos, lagunas y presas) sus extensiones varían entre mil y diez mil hectáreas, las cuales cubren en conjunto un área de más de 370 000 ha, existiendo además 14

mil reservorios (donde se incluyen presas y embalses) que en su mayoría tienen una superficie menor a diez hectáreas (Conabio, 2003).

El Estado de México se caracteriza por contar con tres de las regiones más importantes de todo el país, tanto por la extensión y volumen de sus corrientes superficiales, como por la concentración de población y actividades económicas que ahí se desarrollan, estas cuencas son la de los ríos Pánuco, Balsas y Lerma (Zavaleta *et al.*, 2007), que debido a la compleja historia geológica de estos sistemas, su superficie ha tomado diversas formas dentro de gradientes ambientales que han permitido la formación de una gran cantidad de sistemas continentales (Méndez-Sánchez *et al.*, 2002) y que cuentan con las condiciones necesarias para albergar la vida de peces dulceacuícolas (Cruz-Gómez *et al.*, 2010). La importancia del estudio de estos sistemas lóticos tiene como objetivo principal entender los mecanismos y procesos responsables de las diferencias y/o similitudes entre las comunidades y su relación con las características fisicoquímicas del agua donde se desarrollan.

Se estima que la ictiofauna dulceacuícola de México está conformada por cerca de 506 especies de peces distribuidas en 47 familias, esto representa el 6% de especies dulceacuícolas conocidas del planeta. La importancia de la ictiofauna en México se debe al alto nivel de endemismos, del total de especies registradas, 163 (32%) son endémicas del país (De la Vega, 2006).

Entre las cuencas hidrográficas con mayor número de endemismos se encuentra Lerma con 57 especies registradas de las cuales 58 % son endémicas, Pánuco con 75 especies 30 % endémicas y Balsas con 20 especies de las cuales 30 % son endémicas. Las familias que representan mayor grado de endemismo para estas cuencas son Goodeidae (37 especies endémicas), Cyprinidae (40 especies endémicas), Poeciliidae (39 especies endémicas) y Atherinopsidae (25 especies endémicas) (De la Vega, 2003, 2006). En lo que respecta al Estado de México se han colectado y registrado 25 especies, de las cuales 19 son nativas contando así con 58% de endemismos para el estado (Méndez-Sánchez *et al.*, 2002).

Existen diversos trabajos para el Estado de México abarcando aspectos de producción, crecimiento y de alimentación (Elías y Navarrete, 1998, Navarrete *et al.*, 2007 a y b), reproductivos (Cruz-Gómez *et al.*, 2010, 2011, 2013), sobre la situación de los peces, su problemática y perspectivas (Zavaleta-Mondragón *et al.*, 2007, De la Vega, 2003, 2006, Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008, Domínguez-Domínguez y Pérez-Ponce de León, 2009) y un solo trabajo donde se analiza la ictiofauna del estado de México depositada en la Colección de Peces Dulceacuícolas Mexicanos de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del IPN, del Instituto de Biología de la UNAM y de diversas colecciones de los Estados Unidos (Méndez-Sánchez *et al.*, 2002), sin embargo, son escasos los trabajos en zonas de menor extensión, como en el caso de la presa Xhimojay, perteneciente a la cuenca del Pánuco, en el municipio de Jilotepec, Estado de México; donde no se ha realizado estudio alguno sobre los peces, ni otra comunidad biótica, por ello el presente trabajo tiene como objetivo proporcionar la biodiversidad ictiofaunística del lugar y proporcionar algunas características ecológicas comunitarias durante un ciclo anual 2013.

Materiales y Métodos

La presa Xhimojay se encuentra ubicada en el municipio de Jilotepec, Estado de México, forma parte del sistema montañoso de la Sierra Nevada del Eje Volcánico a una altitud media de 2,440 metros sobre el nivel del mar (msnm) y corresponde a la subprovincia fisiográfica de las Llanuras y Sierras de



Querétaro e Hidalgo. Pertenece a la región hidrológica del Alto Pánuco (Jilotepec, 2013) y se ubica en las coordenadas centrales 19° 55' 44.65" N y 99° 38' 4.56" W (CETENAL, 1994) (Fig. 1).

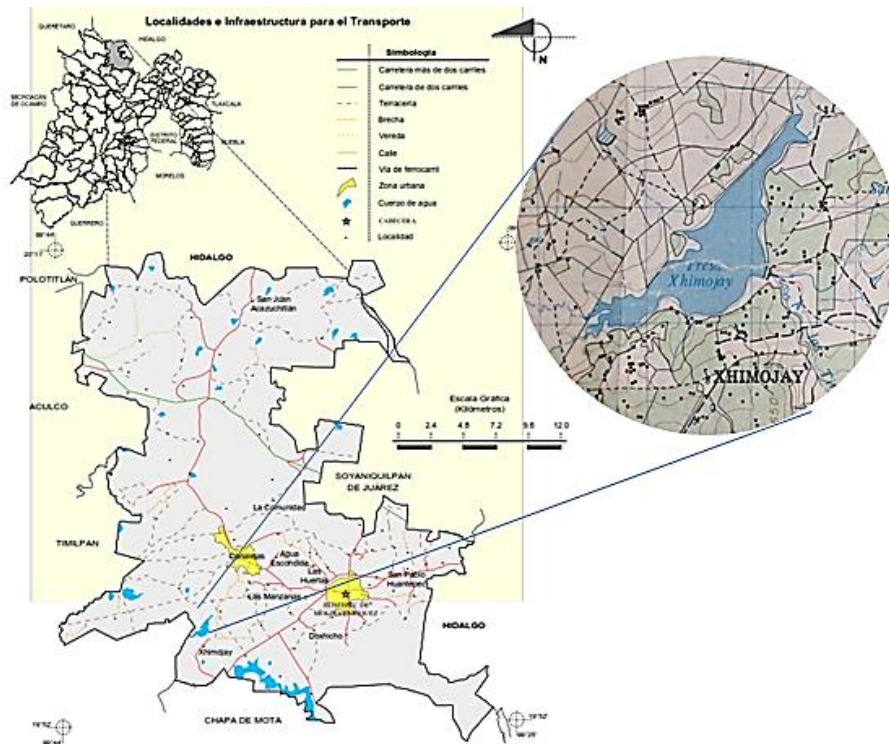


Figura1. Ubicación de la presa Xhimojay, municipio de Jilotepec, México (tomado de INEGI, 2013).

Se realizaron muestreos mensuales de enero a diciembre de 2013 en la parte norte y sur de la presa (Fig. 2). En cada muestreo se georeferenciaron los sitios de colecta con un geoposicionador Magellan Map 410, se registraron los siguientes parámetros fisicoquímicos: Profundidad y transparencia con un disco de Secchi WaterMark, temperatura del agua y conductividad con un conductímetro YSI 30, oxígeno disuelto con un oxímetro OAKTON DO 300; pH con potenciómetro digital marca ORION 290 WD-35624-74 y color del agua con la escala Forel-Ule como método indirecto para medir productividad del sistema.

La colecta de los organismos se realizó de acuerdo a los hábitos reportados para las especies. Contreras (2005), Miller *et al.* (2005) y trabajos realizados por el Laboratorio de Ecología de Peces de la FES Iztacala en los embalses, Ignacio Ramírez, Salazar, Villa Victoria, Huapango, la Goleta del Estado de México y San Martín en Querétaro, han demostrado que los peces en estos lugares viven asociados a la orilla donde hay vegetación sumergida y encuentran refugio y alimento. Bajo estas características el arte de captura más adecuado para este tipo de ambientes, hábitos y tamaño de los peces, es la red acuática de fondo marca WaterMark de estructura de aluminio con boca rectangular de 25.4 x 45.72 cm, con 25.4 cm de profundidad, abertura de malla de 500 μm y mango de 152.4 cm (red aprobada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos para realizar muestreos confiables de organismos en ríos, lagos, presas o embalses). En cada muestreo se realizaron en promedio 116.25 m² de arrastres sobre la vegetación sumergida.

Los ejemplares capturados fueron fijados en formol al 10% y trasladados al Laboratorio de Ecología de Peces de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. Los organismos se identificaron

empleando claves específicas (Miller *et al.*, 2005), fueron sexados y medidos en su longitud patrón con un vernier digital de fibra de carbón marca Traceable de 15 mm con una precisión de ± 0.01 mm y pesados con una balanza digital Acculab VI-1 mg con una capacidad de 120 g y 0.001 g de precisión.

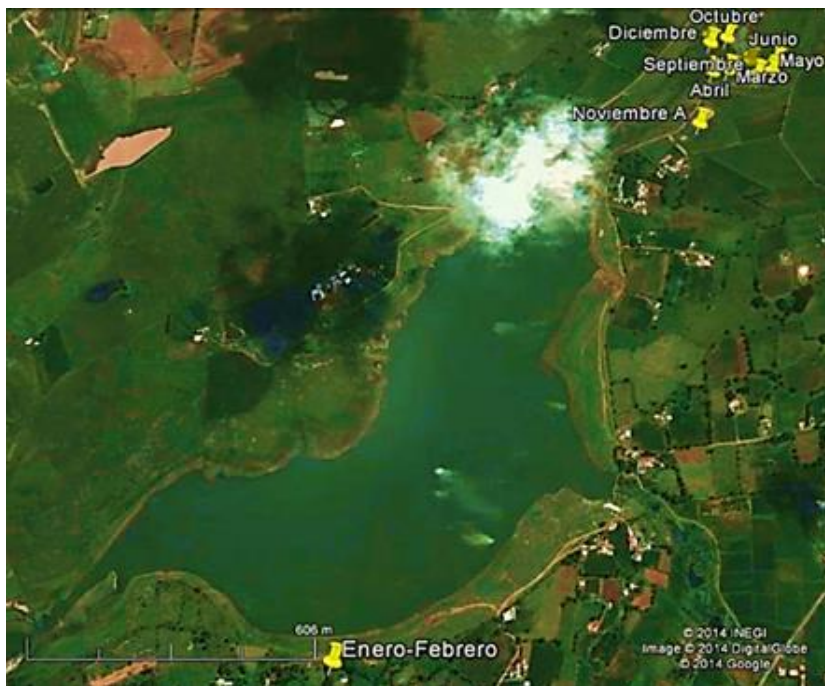


Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo en la presa Xhimojay. El poste amarillo señala el sitio donde se realizó el registro de características fisicoquímicas y ambientales (tomado de Google Earth).

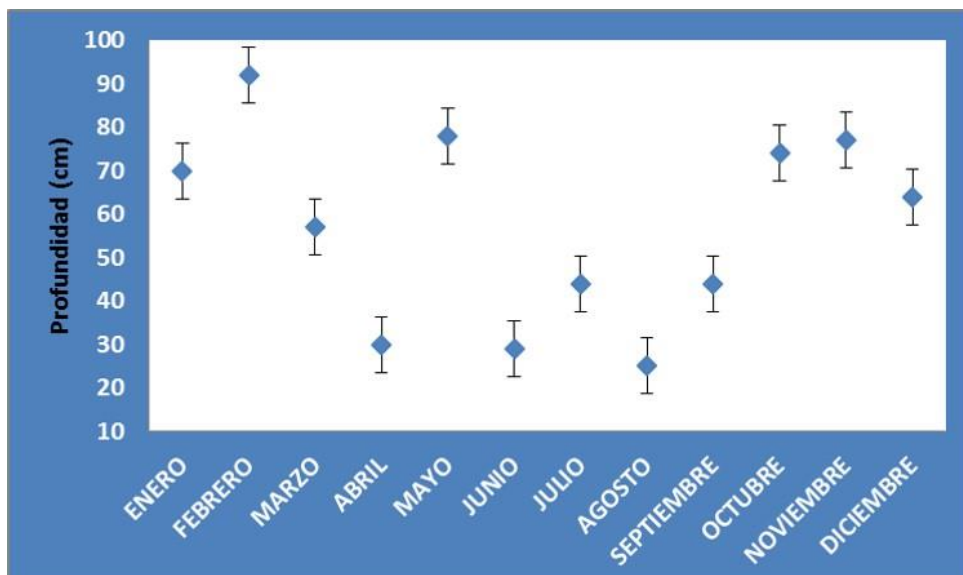


Figura 3. Variaciones en la profundidad (cm) de la presa Xhimojay durante el 2013.

La abundancia se estandarizó en individuos/100 m² y en gramos/100 m². Se determinó el valor de importancia ecológica (VIE 300%) a partir de la dominancia relativa, densidad relativa y frecuencia relativa. La diversidad ecológica se estimó mediante el índice de Shannon-Wiener (H') utilizando el logaritmo base 10, equitatividad (J') usando el índice de Pielou, y dominancia de Simpson obtenidos a partir del programa PRIMER 6 v.6.1.6 (Brower *et al.*, 1998; Clark y Warwick, 2001; Krebs, 2014).



Resultados

Características fisicoquímicas

Se registró una profundidad promedio de 57.01 cm, una mínima de 25.25 cm durante el mes de agosto y una máxima de 92 cm durante el mes de febrero (Fig. 3). Se registró una transparencia promedio de 30.37 cm, una máxima de 62 cm durante el mes de febrero y una mínima de 8.5 cm durante el mes de junio (Fig. 4).

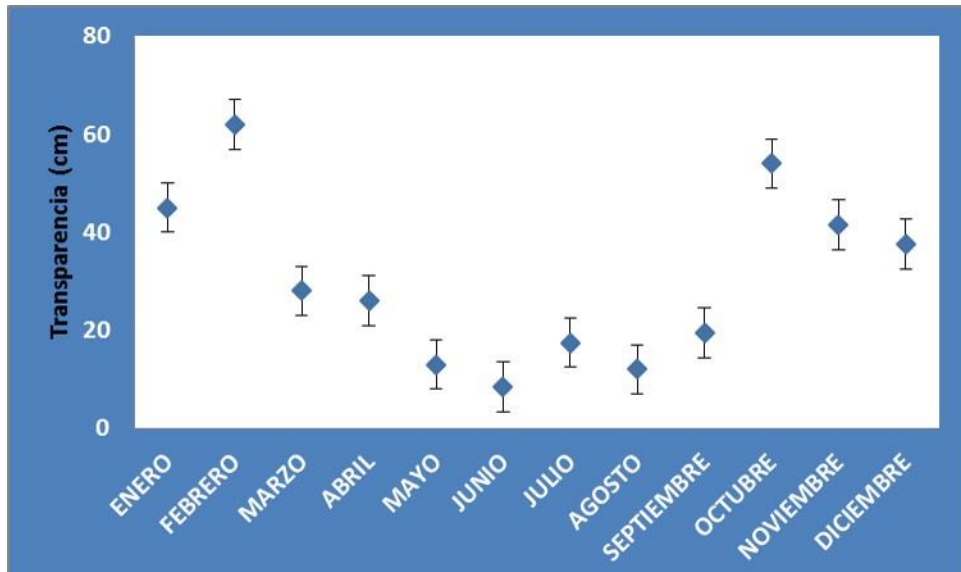


Figura 4. Variaciones de la transparencia (cm) de la presa Xhimojay durante el 2013.

Se registró una temperatura promedio del agua de 20.86 °C, con una mínima de 17.10 °C durante el mes de marzo una máxima de 25.53 °C durante el mes de octubre (Fig. 5).

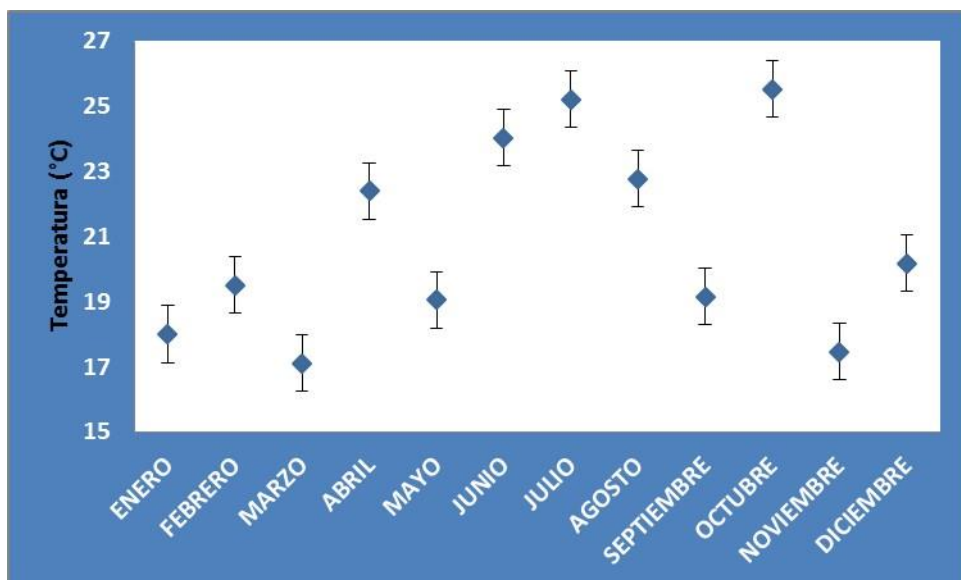


Figura 5. Variaciones de la temperatura del agua (°C) de la presa Xhimojay durante el 2013.

El registro promedio del oxígeno disuelto fue de 8.78 mg/L con una mínima de 6.33 mg/L durante el mes de septiembre y una máxima de 11.24 mg/L durante el mes de diciembre (Fig. 6).

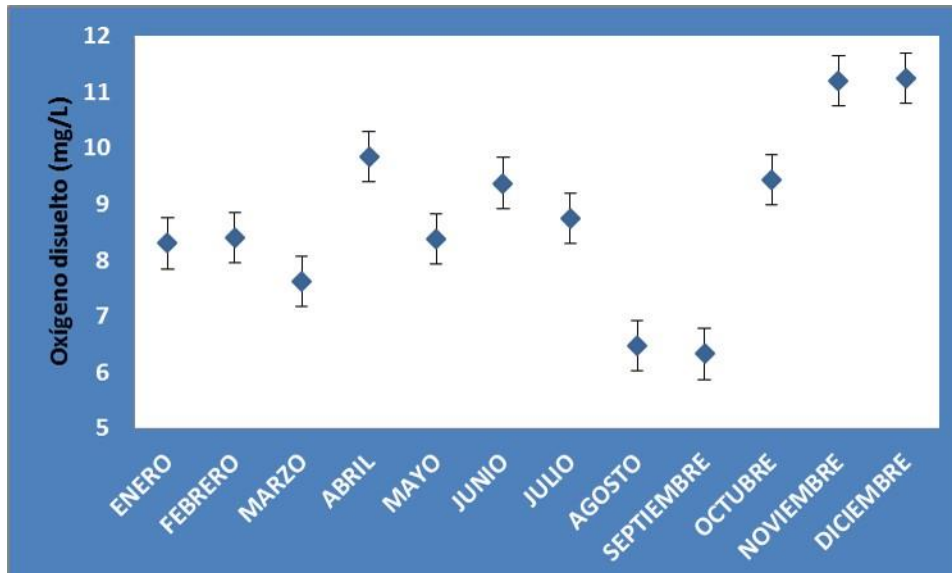


Figura 6. Variaciones del oxígeno disuelto del agua (mg/L) de la presa Xhimojay durante el 2013.

Se registró un pH promedio de 9.39, con una mínima de 7.8 durante el mes de marzo y una máxima de 13.78 durante el mes de diciembre (Fig. 7).

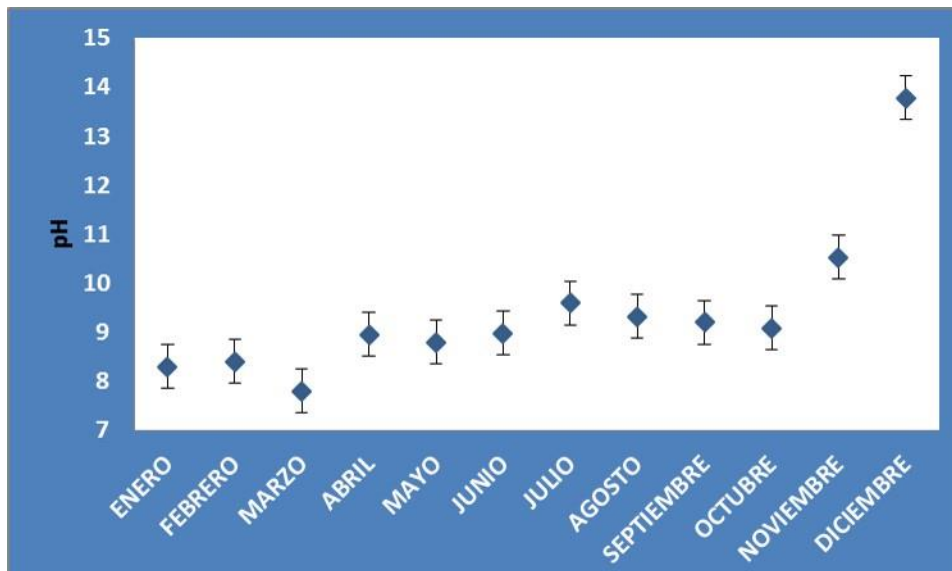


Figura 7. Variaciones del pH de la presa Xhimojay durante el 2013.

Se registró una conductividad promedio de 144.28 μ S, una mínima de 80.83 μ S durante el mes de agosto y una máxima de 234.85 μ S durante el mes de mayo (Fig. 8). El sistema se caracterizó como templado (20.86 °C), sobresaturado de oxígeno disuelto (8.77 mg/L), con una capacidad de amortiguación alta (pH 9.39) y de aguas duras (conductividad de 144.27 μ S), condiciones normales a este tipo de cuerpos de agua y pertenecientes a la región hidrológica del Pánuco.

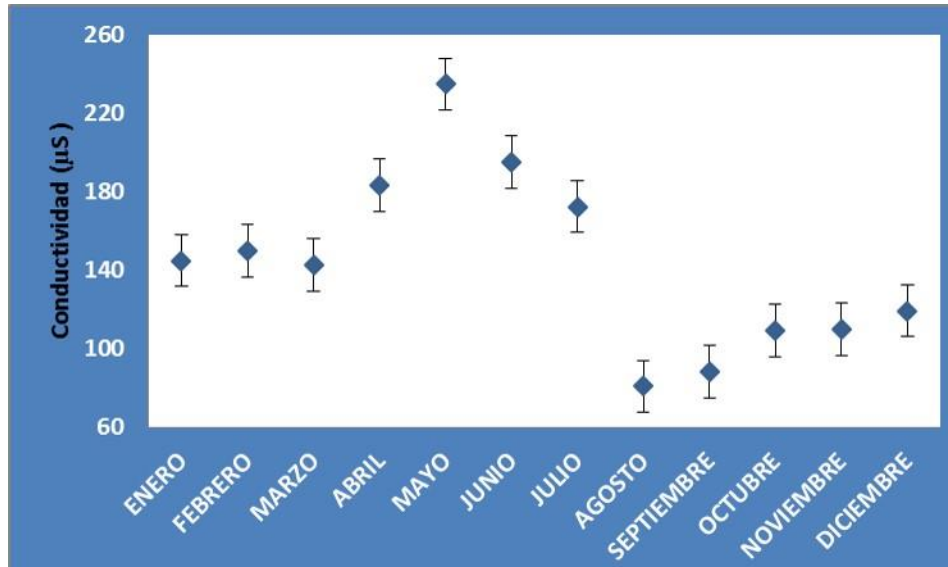


Figura 8. Variaciones en la conductividad (μS) de la presa Xhimojay durante el 2013.

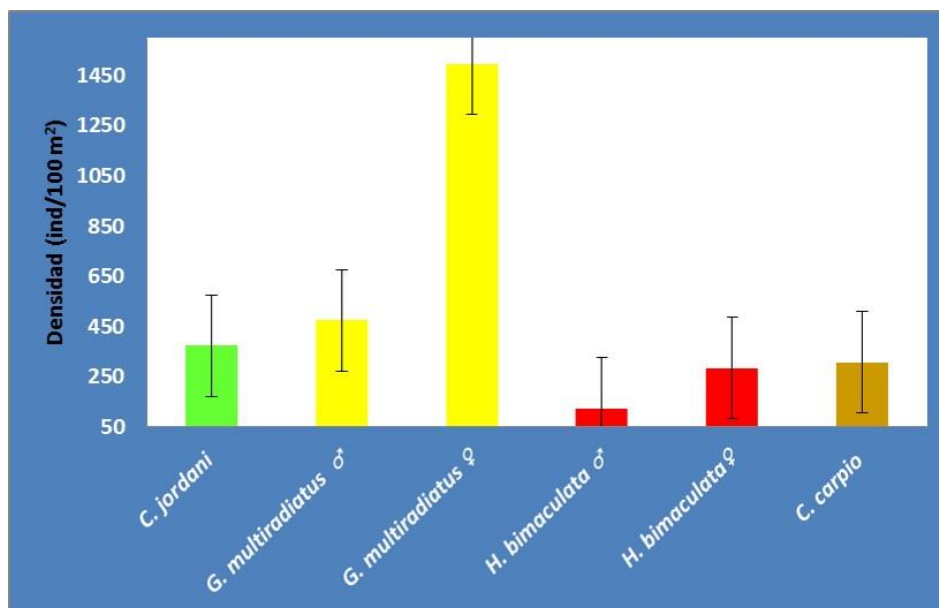


Figura 9. Densidad total (ind/100 m²) de la ictiofauna colectada en la presa Xhimojay durante el 2013.

Se colectaron 3053 organismos correspondientes a cuatro especies y cuatro familias: Atherinopsidae representada por *Chirostoma jordani* Woolman, 1894, Goodeidae por *Girardinichthys multiradiatus* (Meek, 1904), Poeciliidae por *Heterandria bimaculata* (Heckel, 1848) y Cyprinidae representada por *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758). La especie mejor representada fueron las hembras de *G. multiradiatus* con 1501 (ind/100 m²) y la especie con menor número de organismos fueron los machos de *H. bimaculata* con 121(ind/100 m²) (Fig. 9).

La distribución de las especies colectadas obedeció al uso del agua por actividades domésticas, pecuarias e industriales a las que está sometido el cuerpo de agua durante la temporada de estiaje, quedando pequeños cuerpos aislados en el noreste de la presa, donde se mantienen las especies durante todo el año (Figs. 10 y 11).

El valor de importancia ecológica estimó que la especie más importante durante el presente estudio fueron las hembras de *Girardinichthys multiradiatus* ♀ con 89.67 %, seguida de *Chirostoma jordani* con 55.68 %, *Cyprinus carpio* con 54.23 %, los machos de *Girardinichthys multiradiatus* ♂ con 43.29 %, las hembras de *Heterandria bimaculata* ♀ con 32.41 % y la especie con menor valor de importancia ecológica fueron los machos de *Heterandria bimaculata* ♂ con 24.71 % (Fig. 12). Se estimó que el mes de octubre fue el de diversidad ecológica más alta con 0.74 decits y una equitatividad de 0.95 y el de menor diversidad ecológica fue junio con 0.22 decits y una equitatividad de 0.37 (Fig. 13).

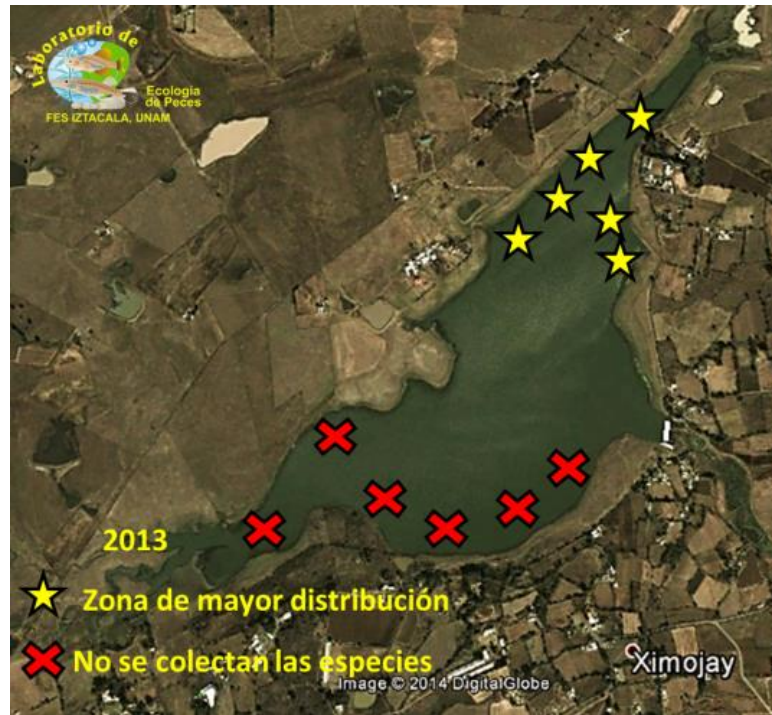


Figura 10. Distribución de las especies de peces colectadas en la presa Ximojay durante el 2013 (tomado de Google Earth).



Figura 11. Variaciones en el nivel del agua de la presa Ximojay durante dos meses del 2013 (fotografías tomadas por Asela Rodríguez).

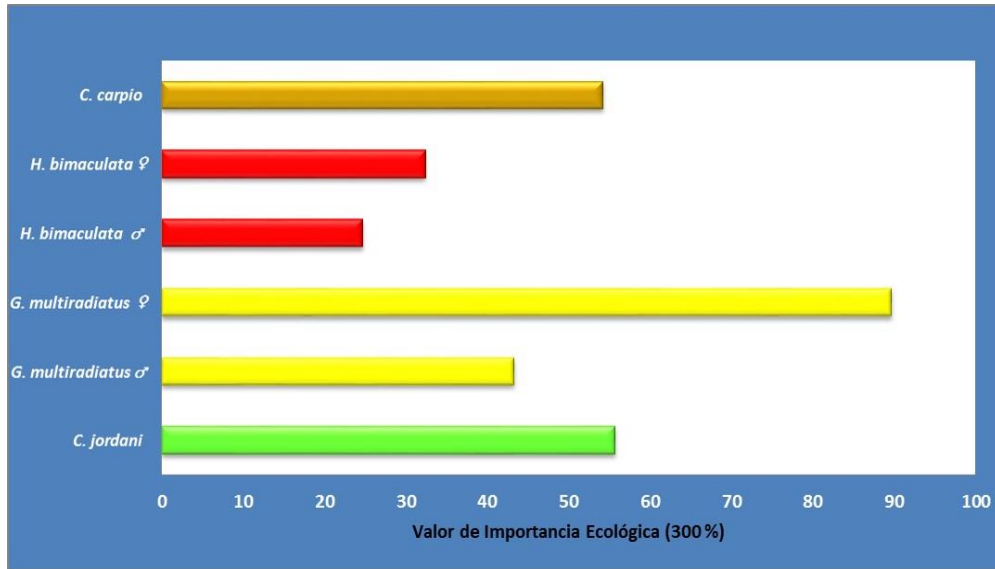


Figura 12. Valor de importancia ecológica (300%) de las especies colectadas en la presa Ximohay, durante el 2013.

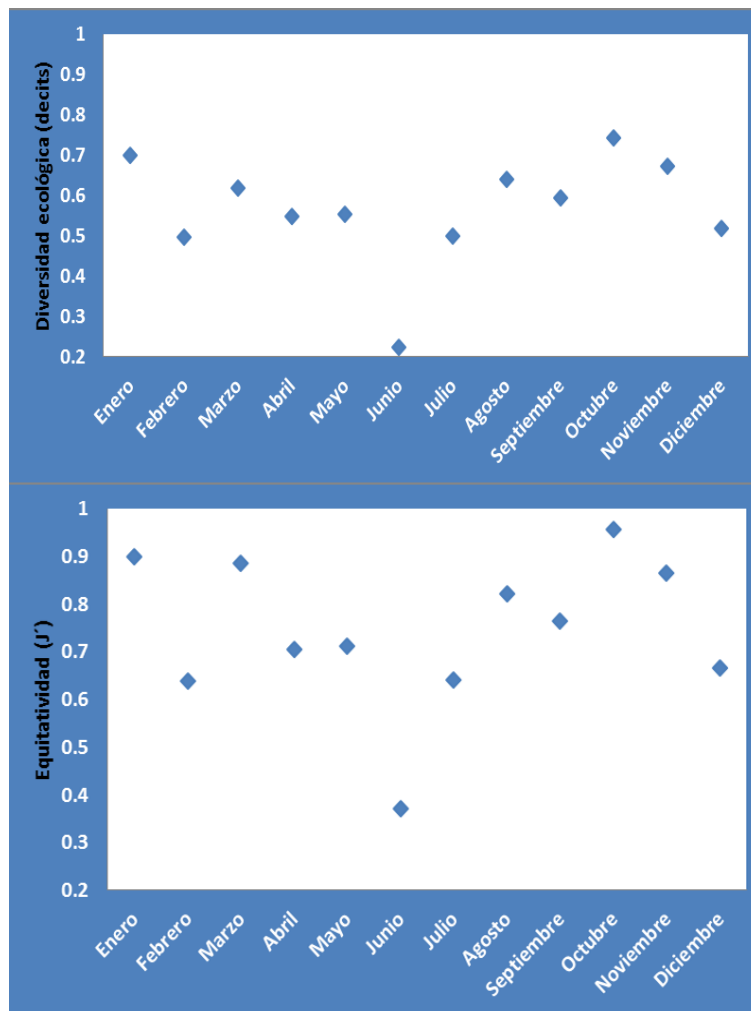


Figura 13. Variaciones de la diversidad ecológica (decits) y equitatividad de la comunidad íctica de la presa Ximohay durante el 2013.

Discusión

El cuerpo de agua de la presa Ximohay es somero, templado, hiperoxigenado, con un pH fuertemente alcalino (Gama *et al.*, 2010), los parámetros que presentaron la mayor fluctuación en el sistema fueron profundidad, pH y transparencia, debido a las fluctuaciones por el uso que se le da al agua para actividades agrícolas, pecuarias, domésticas e industriales durante la temporada de estiaje o secas, lo que significa que este cuerpo de agua tiene una gran relevancia por su utilidad para los humanos, desde el punto de vista económico, tal y como lo señalan diversos autores sobre los servicios ecológicos que ofrecen estos ecosistemas (Fig. 14).



Figura 14. Variaciones en el nivel de agua de la presa Ximohay durante diversos meses correspondiente a secas y después de las lluvias durante el año 2013 (fotografías tomadas por Asela Rodríguez).

Por esta situación, la distribución de las especies, no solo de los peces, está en correlación a dicho valor económico del cuerpo de agua, ya que utilizan los pequeños reservorios de agua que quedan cuando es mayor el estiaje.

Las especies colectadas en este cuerpo de agua, no difieren de las que se han registrado para el estado de México según lo citado por Méndez-Sánchez *et al.* (2002), pero existen variaciones en su relevancia, ya que la especie con un valor de importancia económica mayor fueron las hembras de *G. multiradiatus*, la alta abundancia de hembras se atribuye a las características ambientales de la zona, pues favorecieron su desarrollo a lo largo del ciclo anual estudiado, ya que ésta especie tiene preferencias hacia las zonas poco profundas que se encuentren a la orilla de los cuerpos de agua (Contreras, 2005,



Miller *et al.*, 2005), ya que es aquí donde se localiza la maleza y vegetación acuática en donde pueden encontrar refugio ante depredadores, es la zona de cortejo y tienen mayor posibilidades de encontrar alimento (CONANP, 2014).

El mes más abundante de la especie se presentó en junio con 782 organismos y es el mes de la profundidad más baja (Fig. 15), esto se debe a la gran cantidad de nacimientos presentes durante este mes, pues del total colectado el 35.29% corresponde a crías recién nacidas, lo cual da explicación a la baja biomasa obtenida a comparación del mes de abril (Fig. 16), donde a pesar de tenerse niveles bajos de abundancia, la biomasa aumenta por la presencia de peces que abarcan tallas de dos a 4.8 cm listas para la reproducción, puesto que son peces vivíparos de acuerdo a la biología de la especie, y según lo reportado por Rush-Miller (2009) y Cruz-Gómez *et al.* (2010, 2011, 2013), la reproducción abarca diversas temporadas, explicando así lo observado en los meses antes mencionados.

Este resultado de la especie es relevante, pues en diversos documentos desde el año de 1991 han mencionado que es una especie en peligro de extinción (Soto-Galera *et al.*, 1991, Díaz-Pardo *et al.*, 1993, Méndez-Sánchez *et al.*, 2002, de la Vega, 2003, 2006, Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008, Domínguez-Domínguez y Pérez-Ponce de León, 2009), o con una distribución disminuida según la UICN, caso que no fue en el presente estudio.

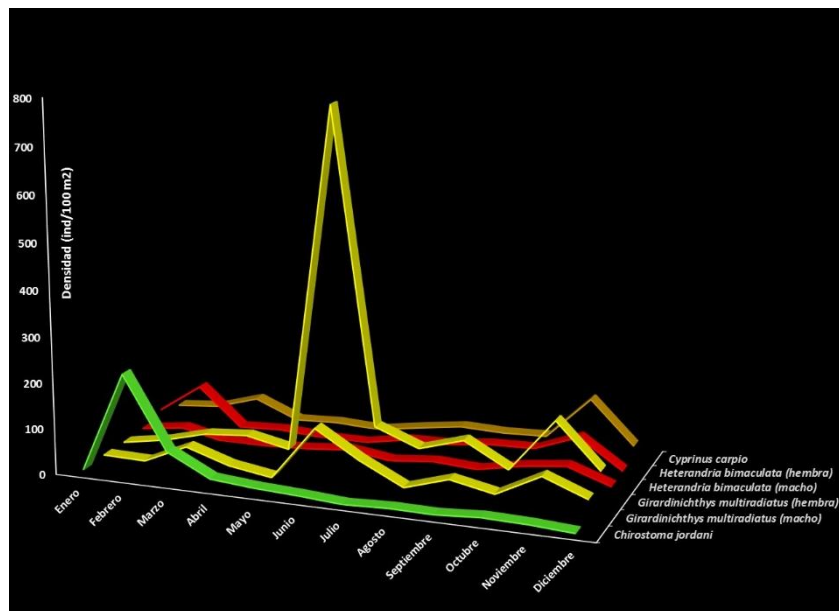


Figura 15. Variaciones de la densidad por especie (ind/100 m²) de la presa Ximohay durante el 2013.

Heterandria bimaculata fue introducida de manera accidental a los cuerpos de agua del Estado de México por actividades acuiculturales, mientras que *C. carpio* es una especie introducida por motivos de acuicultura/pesca debido a su rápido crecimiento y adaptabilidad lo que le da un alto valor comercial (Contreras-MacBeath *et al.*, 2014). A pesar de ello, la especie con un menor valor de importancia ecológica fueron los machos de *H. bimaculata* ♂ con 24.7%, solo por debajo de las hembras de la misma especie con 32.41%, debido a que los machos presentan una menor talla, peso, periodo de vida y abundancia que las hembras (Trujillo-Jiménez y Toledo, 2007), aunque las condiciones que presentó el embalse en general son aptas para la supervivencia de la especie (Gómez *et al.*, 1999), ya que se colectaron un mayor número de individuos en los meses de octubre, noviembre y febrero, se presentó una menor abundancia total en comparación con *G. multiradiatus*, esto debido probablemente a las

épocas reproductivas de ambas especies ya que se tiene reportada la reproducción de *G. multiradiatus* en los meses de febrero-abril (Cruz-Gómez *et al.*, 2010) y mayo-septiembre (Cruz-Gómez *et al.*, 2013), lo cual concuerda con este estudio ya que en junio se tuvo el mayor número de nacimientos y para *H. bimaculata* solo se tiene reportado un ciclo de máxima reproducción que es de julio-septiembre, de igual forma el número de hembras fue mayor debido a que los machos presentan una alta precocidad en comparación a las hembras que aguardan a tener un tamaño mayor y a la mortalidad de los machos debido a que sus ornamentaciones los expone a un mayor riesgo de depredación (Gómez *et al.*, 1999).

C. jordani tuvo su mayor abundancia entre los meses de febrero y marzo y su biomasa fue considerablemente mayor a cualquier otra en estos meses (Figs. 15 y 16), esto se puede explicar a que encontró las condiciones necesarias de alimento para poder incrementar su tamaño y peso durante estos meses (Olvera-Blanco *et al.*, 2009). Esta especie compite directamente con *C. carpio* por los recursos de la zona, ya que la dieta de ambos es similar (Navarrete *et al.*, 2010) lo cual puede influir en que la abundancia de estos organismos sea similar.

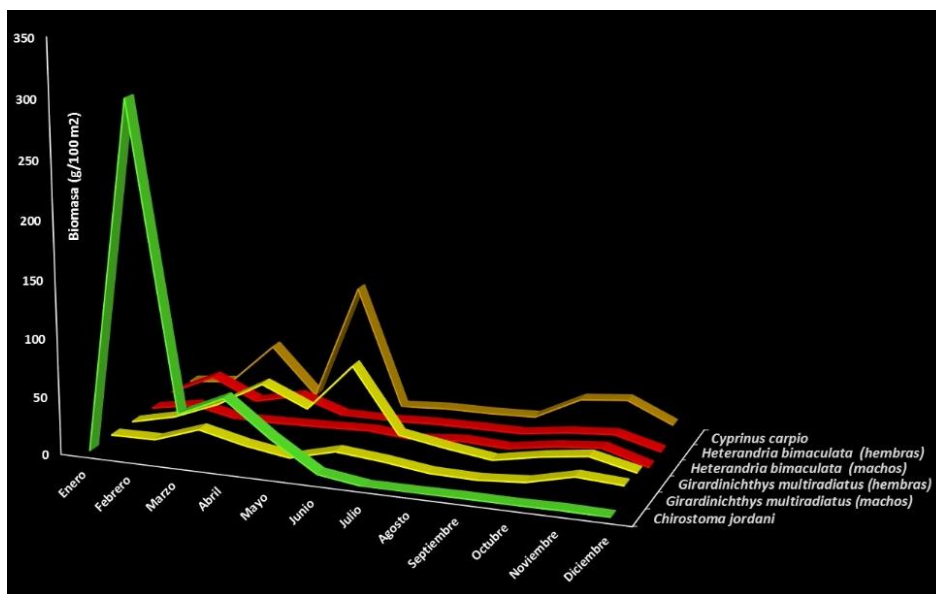


Figura 16. Variaciones de la biomasa por especie (g/100 m²) de la presa Ximohay durante el 2013.

El valor más alto de diversidad (74%) se presentó en octubre, esto debido a la biología reproductiva de los organismos, a la equitatividad en las abundancias de las especies y a los niveles de profundidad (74 cm), por ello al presentarse menos cambios en la profundidad, el sistema presentó mayor estabilidad, y al presentar una mayor profundidad provocó que los peces puedan hacer un mejor uso del recurso alimenticio, lo cual beneficia el crecimiento de todas las especies del sistema (Elías y Navarrete, 1998). Por el contrario el mes de junio donde la profundidad fue de las más bajas, se presentó su mayor abundancia y con una marcada dominancia de *G. multiradiatus* sobre las otras especies, provocando que la diversidad de este mes fuera la más baja ($H' = 0.22$ decits).

La distribución de los godeidos según lo reportado por Trujillo-Jiménez y Espinosa (2006), dista mucho de ser natural, pues las modificaciones del hábitat en prácticamente todas las cuencas donde se distribuye esta familia, se refleja en la restricción de la distribución de la mayoría de estas especies. Las poblaciones de *G. multiradiatus* originalmente se distribuyen en los lagos del Parque Nacional lagunas de Zempoala, Morelos, México y a lo largo del Alto Lerma, por eso se ha definido como endémico de la



cuenca del río Lerma, pero Méndez-Sánchez *et al.* (2002), registraron a *C. jordani* y *G. multiradiatus* en diferentes cuencas del Estado de México como especies endémicas de la meseta central correspondientes al Pánuco, por lo cual la distribución de estas especies en la zona de estudio puede deberse a que el Pánuco funciona como corredor ecológico entre la fauna, tanto de la zonas Neártica como Neotropical y ambas especies se consideran de origen lermense (zona Neártica) que recientemente ingresaron a la cuenca del Pánuco (Morales-Ortiz y Gutiérrez-Yurrita, 2003). A pesar de que podría suponerse que es reciente su introducción al Pánuco y de que se registró en Xhimojay durante el ciclo anual 2013 una alta abundancia de *G. multiradiatus*, en poco tiempo se podría provocar la extinción de esta si se provocan cambios que influyan de manera negativa en el lugar, como alteración de las características del hábitat y el uso del agua del embalse por las actividades antropogénicas, ya que se reportan casos de tres especies extintas específicamente al área de influencia de la zona urbana del estado de México y el Distrito Federal (De la Vega, 2006)

Conclusiones

La presa Xhimojay es un sistema templado, hiperoxigenado, alcalino y somero, condiciones normales a este tipo de cuerpos de agua y pertenecientes a la región hidrológica del Pánuco. La composición de la comunidad íctica durante el ciclo anual 2013 es de cuatro especies correspondientes a cuatro familias. La especie dominante fue *G. multiradiatus* ya que las condiciones del hábitat favorecen su presencia a pesar del uso de la presa por las actividades antropogénicas. La diversidad ecológica es baja, pero normal a este tipo de ecosistemas con alta dominancia y baja riqueza específica. *Girardinichthys multiradiatus* fue la especie con mayor importancia ecológica y es necesario realizar estudios sobre esta especie, pues es endémica y amenazada por el valor económico del ecosistema donde se distribuye.

Bibliografía

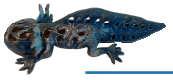
- Brower, J.E., J.H. Zar, C.N. Endee, 1998. Field and laboratory methods for general ecology. 4a ed. WCB McGraw-Hill, USA. 273 pp.
- Clarke, K.R., R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. PRIMER-E: Plymouth. 180 pp.
- CETENAL. 1974. Tepeji del río. E-14-A-18. Carta Topográfica. Escala 1:50 000
- CONABIO. 2003. Aguas continentales y diversidad biológica de México: un recuento actual, México. Biodiversitas 8 (48):
- CONANP. 2014. Corredor biológico Chichinautzin: Mexcalpique. <<http://chichinautzin.conanp.gob.mx/especies/mexcalpique.htm>> (Consultado: 20 Noviembre 2014)
- Contreras, M. T. 2005. Monitoreo de poblaciones de *Amblystoma zempoalensis*, *Girardinichthys multiradiatus* y *Cambarellus zempoalensis* dentro del área de protección de flora y fauna Corredor Biológico Chichinautzin-Parque Nacional Lagunas de Zempoala. <http://chichinautzin.conanp.gob.mx/proy_esp_acuat.hatm> (Consultado: 20 Noviembre 2014)
- Contreras-MacBeath, T., M.T. Gaspar-Dillanes, L. Huidobro-Campos, H. Mejía-Mojica. 2014. Peces invasores en el centro de México. pp. 413-424. In: Mendoza, R., P. Koleff (coords.). Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Cruz-Gómez, A., A.C. Rodríguez-Varela, H. Vázquez-López. 2010. Madurez sexual y reproducción de *Girardinichthys multiradiatus* (Meek, 1904) en un embalse del poblado de San Martín, Querétaro, México. BIOCOT 3 (9): 94-106.
- Cruz-Gómez, A., A.C. Rodríguez-Varela, H. Vázquez-López. 2011. Reproductive aspects of *Girardinichthys multiradiatus*, Meek, 1903 (Pisces: Goodeidae). BIOCOT 4 (13): 215-228.
- Cruz-Gómez, A., A.C. Rodríguez-Varela, H. Vázquez-López. 2013. Reproductive aspects of yellow fish *Girardinichthys multiradiatus* (Meek, 1904) (Pisces: Goodeidae) in the Huapango Reservoir, State of Mexico, Mexico. American Journal of Life Sciences Vol. 1, No. 5, pp. 189-194. doi: 10.11648/j.ajls.20130105.11.
- De la Vega, S.M.Y. 2003. Situación de los peces dulceacuícolas de México. Ciencias 72, Octubre-Diciembre: 20-30.
- De la Vega, S.M.Y. 2006. Estado de conservación de los peces de la familia Goodeidae (Cyprinodontiformes) en la mesa central de México. Rev. Biol. Trop. Vol. 54 (1): 163-167.
- Díaz-Pardo, E., M. Godínez, E. Domínguez, E. Soto. 1993. Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma, México.

- Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, 39: 103-127.
- Domínguez-Domínguez, O., L. Zambrano, L.H. Escalera-Vazquez, R. Pérez-Rodríguez, G. Pérez-Ponce de León. 2008. Cambio en la distribución de godeidos (Osteichthyes: Cyprinodontiformes: Goodeidae) en cuencas hidrológicas del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 501- 512.
- Domínguez-Domínguez, O. y G. Pérez-Ponce de León. 2009. ¿La mesa central de México es una provincia biogeográfica? Análisis descriptivo basado en componentes bióticos dulceacuícolas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 835- 852.
- Elías, G., N.A. Navarrete. 1998. Crecimiento y producción de carpa común (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) durante la época de sequías y lluvias en un bordo del Estado de México, México. *Hidrobiológica* 8 (2): 117-123.
- Gama, J. L. F., E. L. M. Pavón, T.R. Pérez, O. A. López. 2010. Análisis de calidad de agua. Relación entre factores bióticos y abióticos. UNAM, FES Iztacala. México.
- Gómez, M.J., Guzmán, J.L., Olvera, A. 1999. Reproducción y crecimiento de *Heterandria bimaculata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) en la Laguna "El Rodeo", Morelos, México. *Rev. Biol. Trop.* 47(3): 581-592.
- Jilotepec. 2013. Diagnóstico y estadística municipal (Extracción del plan de desarrollo municipal 2013-2015) <http://www.jilotepecedomex.gob.mx/transparencia/Ar12/F22/Diagnostico_Mpal.pdf> (Consultado: 21 Noviembre 2014)
- Krebs, C.J. 2014. *Ecological methodology*. 3rd ed. In press. USA.
- Méndez-Sánchez, J.F., E. Soto, J.P. Maya, M.A. Hernández. 2002. Ictiofauna del Estado de México. *Ciencia Ergo Sum* 1(9): 87-90.
- Miller, R. R., W. L. Minckley y S. M. Norris. 2005. *Freshwater fishes of México*. The University of Chicago Press, U.S.A., 490 p.
- Morales-Ortiz, J.A., P.J. Gutiérrez-Yurrita. 2003. Ictiofauna de la cuenca del río Moctezuma. Primer lugar del Premio otorgado por el Consejo de Ciencia y Tecnología del Gobierno del Estado de Querétaro en el área de Sustentabilidad del Recurso agua en Querétaro.
- Navarrete, N.A., J. Aguilar. G. Elías F. 2007a. Espectro trófico y trama trófica de la ictiofauna del Embalse San Miguel Arco, Soyaniquilpan, Estado de México. *Rev. Zool.* pp. 1-12. Num 18.
- Navarrete-Salgado, N.A., B.E Cedillo-Díaz, G. Contreras-Rivero, G. Elías-Fernandez. 2007b. Crecimiento, reproducción y supervivencia de *Girardinichthys multiradiatus* (Pisces, Goodeidae) en el embalse San Miguel Arco, Estado de México. *Revista Chapingo Series Forestales y Ambiente*, 13 (1): 15-21.
- Navarrete-Salgado, N.A., G. Contreras-Rivero, D.L. Jacobo-Segura. 2010. Situación de *Menidia jordani* (Pisces: Atherinopsidae) en el embalse La Goleta, Estado de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 16(2): 165-169.
- Olvera-Blanco, Y.M., J.L. Gómez-Márquez, B. Peña-Mendoza, M.T. Gaspar- Dillanes, C. Pérez. 2009. Reproductive biology of *Menidia jordani* (Atheriniformes: Atherinopsidae) in Xochimilco Lake, Mexico. *Ciencia pesquera*. 17 (2).
- Rush-Miller, R. 2009. Peces dulceacuícolas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sociedad Ictiológica Mexicana A. C., El Colegio de la Frontera Sur y Consejo de los Peces del Desierto México-Estados Unidos. México, D.F. 308-309 pp.
- Soto-Galera, E., J. Barragán, E. López. 1991. Efectos del deterioro ambiental y la distribución de la ictiofauna lermense. *Universidad, Ciencia y Tecnología*, 1(4): 61-68.
- Trujillo-Jiménez, P., E. de los M. Espinosa. 2006. La ecología alimentaria del pez endémico *Girardinichthys multiradiatus* (Cyprinodontiformes: Goodeidae), en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Centro de Investigaciones Biológicas. *Rev. Biol. Trop.* 54 (4): 1247-1255.
- Trujillo-Jiménez, P. y B. Toledo. 2007. Alimentación de los peces dulceacuícolas tropicales *Heterandria bimaculata* y *Poecilia sphenops* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Rev. Biol. Trop.* Vol. 55 (2): 603-615.
- Zavaleta-Mondragón, G., J.C. Quezada-García y F.P. Escamilla-Báez. 2007. Diagnóstico ambiental del Estado de México por regiones hidrográficas 2007. Gobierno del Estado de México. Secretaría del Medio Ambiente. http://qacontent.edomex.gob.mx/idc/groups/public/documents/edomex_archivo/sma_pdf_da_em_2007.pdf. Consultado: 5 febrero 2015.

Sombras de una libélula



Autor: Steven Paolo Urbano del Águila





Sección 5

Ecología de invertebrados acuáticos



Autora: Lucía Álvarez Castillo

El logo representa el meandro de un río uniéndose a otro río, por otro lado la "V" representa un lago. Use colores verdes para representar la cuenca y azules para representar el agua.



Respuesta funcional y preferencia alimentaria del copépodo *Microcyclops rubellus* bajo diferentes tipos y densidades de presas

Cruz-Escalante Leticia E., Nandini S. y Sarma S.S.S.

Laboratorio de Zoología Acuática, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, Av. de los Barrios No.1, A.P. 314, Código Postal 54090, Los Reyes, Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor de correspondencia: lety_bafa@hotmail.com

Resumen

El género *Microcyclops* es diverso pero solo pocas especies se distribuyen en la región Neotropical. En México *Microcyclops rubellus* se ha registrado en el lago de Xochimilco, en el estado de México y en la Península de Yucatán. Para este estudio se colectó esta especie en el río Apatlaco que se origina en Cuernavaca, estado de Morelos; la longitud total del río es de 62.91 kilómetros. Se realizaron experimentos de laboratorio para conocer la preferencia alimentaria de *Microcyclops rubellus* con una mezcla de cladóceros: *Moina macrocopa*, *Ceriodaphnia dubia* y *Alona glabra* y de rotíferos: *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus*. Además se hicieron experimentos de respuesta funcional para conocer sus tasas de consumo. Se observó que las hembras de *Microcyclops rubellus* tuvieron preferencia por el rotífero *B. calyciflorus* y evitaron los cladóceros *C. dubia* y *A. glabra*. La respuesta funcional fue de tipo II. Las espinas de *Plationus patulus* fueron buena defensa contra depredación de esta especie. Aunque esta especie es pequeña (642 μm), es voraz y puede ser importante en estructurar las comunidades de su presa.

Abstract

The genus *Microcyclops* is highly diverse but only a few species are well distributed in the Neotropical region. In Mexico, *Microcyclops rubellus* has been registered in the Xochimilco lake, in Mexico State and in the Peninsula of Yucatán. For this study we collected this species in the Apatlaco river which begins in Cuernavaca, State of Morelos, the total length of the river is about 62.91 km. We conducted laboratory experiments to analyse the food preference of *Microcyclops rubellus* under a mixed diet of the cladocerans: *Moina macrocopa*, *Ceriodaphnia dubia* and *Alona glabra* and the rotifers: *Brachionus calyciflorus* and *Plationus patulus*. We also conducted functional response experiments in order to know its consumption rates. We observed that the females of *Microcyclops rubellus* preferred the rotifer *B. calyciflorus* and avoided the cladoceran *C. dubia* and *A. glabra*. Type II functional response was observed on both prey types. The spines of *Plationus patulus* were a good defense against predation by this species. The results show that although this is a small species (642 μm) it could be important in structuring interactions between its prey.

Palabras clave: Ciclopoide, alimentación, ecología

Introducción

El plancton en los ríos de México es poco estudiado; existen trabajos sobre el uso de fitoplancton como indicadores de la calidad de agua (García-Bojorge *et al.*, 2014) y algunos acerca de la riqueza específica de rotíferos en los ríos de San Luis de Letras, Aguascalientes, Los Gavilanes, Jalisco y Juchipila, Zacatecas donde se reportan 13 especies de rotíferos (Silva-Briano y Rico-Martínez, 1993). La densidad de copépodos en ríos en México es poco conocida; un solo estudio en los ríos Grijalva y Usumacinta reporta 22 especies (Gutiérrez y Suarez Morales, 2002). La velocidad de corriente es

una característica propia de los sistemas lóticos por lo que los organismos enfrentan riesgos y costos para enfrentar esta fuerza. Los organismos zooplanctónicos han logrado ser exitosos y ampliamente diversos, particularmente en la parte litoral y remansos de los ríos. Sin embargo, los copépodos son de un orden de magnitud menor en aguas lóaticas que en las lénticas (Casanova y Henry, 2004). Esta observación depende mucho de los sistemas estudiados; por ejemplo estudios en Asia reportan de 11 a 28 especies de copépodos en hábitats lénticos después de muestrear de 22 a 35 sitios (Yoon *et al.*, 1995; Papa y Holynska, 2013). Es posible que mayor número de estudios en los ríos de México resultaran en aumentar nuestro conocimiento de las especies de copépodos que habitan en estos sistemas lóaticos, el cual se conoce con estudios en el Río Plata en Uruguay y Paraguay y Paraña en Brazil (Pebiche-Neves *et al.*, 2014).

En México se conocen aproximadamente 55 especies de copépodos ciclopoideos (Suárez-Morales *et al.*, 2002). El género *Microcyclops* incluye 6 especies en la región Neotropical (Elías *et al.*, 2008). *Microcyclops rubellus* se ha registrado en el lago de Xochimilco y en la Península de Yucatán (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008, Suárez-Morales y Mercado-Salas, 2011). La mayoría de los estudios se han sido reportes limnológicos en varios cuerpos de agua (Elías Gutiérrez *et al.*, 2008). Desde hace 15 años hay un mayor número de estudios dedicados a conocer las características demográficas de especies de calanoides (Montiel-Martínez *et al.*, 2008) y ciclopoideos (Nandini y Sarma, 2007; Enríquez García *et al.*, 2011, Sarma *et al.*, 2011).

El género *Microcyclops* se encuentra frecuentemente en cuerpos de agua lénticos y lóaticos en todo el mundo. Muchas especies de copépodos tienen una amplia aplicación en acuicultura como alimento para peces (Stottrup y Nosker, 1997). Es parte importante de la dieta de diferentes especies de peces, incluso de algunas que están en peligro de extinción (Kreitzer *et al.*, 2004). El Río Amacuzac, donde desemboca el Río Apatlaco, tiene una alta diversidad de peces incluidas las especies *Notropis boucardi*, *Astyanax fasciatus*, *Ilyodon whitei*, *Heterandria bimaculata* y *Cichlasoma nigrofasciatum*, dando un total de 15 especies registradas (Trujillo-Jimenez, 2002). Por tal razón, además de conocer la dieta de los peces, es importante conocer la dieta de su presa con el fin de cultivarlas a gran escala.

El río Apatlaco en Morelos, se origina en el manantial de Chapultepec en la ciudad de Cuernavaca, desemboca en el río Yautepec, éste a su vez desemboca en el río Amacuzac y finalmente en el río Balsas el cual desemboca en el océano Pacífico (CNA, 2010). El Apatlaco es uno de los ríos más contaminados de México y del mundo, sin embargo, nuestros estudios muestran la presencia de varias especies de protozoos, rotíferos y copépodos. Esta observación de alta densidad y diversidad de zooplancton en sistemas eutróficos por contaminación de desechos domésticos es común, por ejemplo en varias lagunas de estabilización (Nandini, 1999).

Los copépodos dulceacuícolas son uno de los tres grupos principales de animales planctónicos que habitan la zona limnética (Brandl, 2005); tienen un importante papel regulatorio en la composición y abundancia del zooplancton (Sarma *et al.*, 2013). Los copépodos ciclopoideos se alimentan vorazmente de protozoos, rotíferos, cladóceros, larvas de insectos y fitoplancton (Monakov, 1969, Enríquez-García *et al.*, 2013). Los copépodos ciclopoideos adultos generalmente son omnívoros (Caramujo y Boavida, 1999, Brandl, 2005, Hopp y Maier, 2005). Algunas especies de copépodos son herbívoras durante todo su ciclo de vida (Hopp *et al.* 1997), mientras que otras solo en algunos estadios de su desarrollo (Van den Bosch y Gabriel, 1991). Otras especies se alimentan incluso de sus propios nauplios y copepoditos cuando el alimento disponible es escaso (Enríquez-García *et al.*, 2013).



El zooplancton tiene diferentes mecanismos de defensa en contra de la depredación. Uno de los más comunes es el desarrollo de espinas en presencia de infoquímicos de los depredadores. Debido a su movilidad restringida y menor tamaño, los rotíferos son usualmente el alimento preferido de los copépodos (García *et al.*, 2007); sin embargo, las especies de rotíferos que tienen estructuras externas desarrolladas como espinas o lórigas, son menos susceptibles a ser depredadas (Brandl, 2005). Estas espinas normalmente se desarrollan en la segunda generación expuesta a los infoquímicos de los depredadores (Gilbert, 1999).

Entre los rotíferos, muchos estudios de defensa contra la depredación han sido probados en miembros de la familia Brachionidae. *Brachionus calyciflorus*, el cual tiene formas tanto sin como con espinas de una longitud incluso mayor a la del tamaño de su cuerpo, como hemos observado en el lago de Texcoco, es uno de los rotíferos más estudiados en este aspecto. *Plationus patulus*, que pertenece a la misma familia, tiene 10 espinas anteriores y 4 espinas posteriores, una defensa efectiva en contra de numerosos depredadores invertebrados tales como el rotífero *Asplanchnopus multiceps* (Nandini y Sarma, 2005) y el turbelario *Stenostomum* sp. (Nandini *et al.*, 2011).

Este estudio se enfoca en conocer tanto las preferencias alimentarias así como la respuesta funcional expresada por el copépodo *Microcyclops rubellus* aislado del río Apatlaco en el municipio de Xochitepec en el estado de Morelos con diferentes tipos y densidades de presas; esto con el fin de determinar la calidad y cantidad de alimento adecuado para esta especie para cultivarla a gran escala en un futuro.

Para este estudio, se planteó la siguiente hipótesis: El copépodo *Microcyclops rubellus*, por su pequeña talla (<642 μm) preferirá las presas de menor tamaño y de limitada movilidad y la respuesta funcional será de tipo II; la tasa de consumo aumentará conforme aumenta la densidad poblacional de la presa.

Metodología

Los individuos de *Microcyclops rubellus* fueron aislados de una muestra del río Apatlaco, Morelos y fueron mantenidos con una dieta de zooplancton y *Chlorella vulgaris* (cultivada en medio Bold) en agua moderadamente dura donde se ha observado que el zooplancton crece bien (Enriquez García *et al.*, 2013). Las especies usadas en los experimentos y sus tallas se muestran en la Tabla 1.



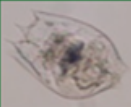



Se realizaron experimentos de laboratorio para conocer la preferencia alimentaria de *Microcyclops rubellus* utilizando únicamente hembras debido a que los machos fueron muy raros en la población y sólo consumieron microalgas principalmente. La mezcla de presas consistió en neonatos de los cladóceros *Moina macrocopa*, *Ceriodaphnia dubia* y *Alona glabra* (25 individuos en total) y los rotíferos, *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus* (50 individuos en total) colocados por cuadruplicado en recipientes transparentes con 20 ml de medio EPA dentro del cual se colocaron dos individuos hembra de *M. rubellus* sometidos a 2 horas de ayuno previo y se contabilizaron las presas ingeridas después de 1 hora. Este periodo fue adecuado para observar el comportamiento alimentario de este copépodo, que es menos voraz que *Acanthocyclops americanus*, que en otro trabajo su periodo de experimentación fue de 40 minutos (Enriquez-García *et al.*, 2013).

La diferencia entre el número inicial y el número final de rotíferos y cladóceros en los recipientes fue considerada como el consumo de presa. Con base en los resultados se calculó la preferencia usando el índice de α de Manly (Krebs, 1999).

$$\alpha_i = r_i/n_i (1/ \sum r_j/n_j), (3)$$

donde: α_i = alfa de Manly por tipo de presa; r_i, r_j = proporción de la presa tipo i o j en la dieta (i & $j = 1, 2$ y 3); n_i, n_j = proporción de la presa tipo i o j en el medio; m = número de especies de presas utilizadas (5). Cuando $\alpha_i = 1/m$ ($=0.2$) la alimentación es no selectivo; $\alpha_i > 1/m$ (> 0.2), entonces la especie de presa i es preferida en la dieta y, $\alpha_i < 1/m$ (< 0.2), la especie de presa i es evitada en la dieta.

Tabla 1. Tallas de las especies utilizadas en los experimentos expresadas en μm .

Fotografía	Especie	Largo	Ancho
	<i>Microcyclops rubellus</i>	642.13 μm	183.78 μm
	<i>Plationus patulus</i>	103.71 μm	104.63 μm
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	144.34 μm	111.69 μm
	<i>Alona glabra</i>	303.77 μm	187.91 μm
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	720.43 μm	472.54 μm
	<i>Moina macrocopa</i>	602.86 μm	295.72 μm

Adicionalmente, se hicieron experimentos de respuesta funcional para conocer las tasas de consumo de este copépodo. Estos experimentos se hicieron solo con rotíferos con diferentes formas y número de espinas porque se observó poco consumo de los cladóceros. Además uno de los objetivos era a ver si las espinas eran una buena defensa contra la depredación de este copépodo. Se colocaron distintas densidades (0.25, 0.5, 0.75, 1.0, 1.25 y 1.5 ind. ml^{-1}) de los rotíferos *B. calyciflorus* y *P. patulus* en recipientes transparentes con 20 ml de EPA. A cada recipiente se le adicionaron dos hembras de *M. rubellus* sometidas a un ayuno previo de 2hrs. Se realizaron 4 repeticiones por cada concentración.

Después de 1 hora de alimentación los organismos restantes en los recipientes fueron fijados con formol al 4% y posteriormente se realizaron los cálculos de rotíferos consumidos según Sarma *et al.* (2013). El número de rotíferos ingeridos fue calculado como la diferencia entre la densidad inicial y la densidad final de la presa en los recipientes.

Resultados

Se observó que la presa preferida por las hembras de *M. rubellus* fue el rotífero *B. calyciflorus* (Fig. 1). El rotífero *P. patulus* y los cladóceros *A. glabra*, *M. macrocopa* y *C. dubia* fueron evitados. Los curvas obtenidas en los experimentos de respuesta funcional de *M. rubellus* con *B. calyciflorus*



y *P. patulus* (Fig. 1) mostraron respuestas de tipo II para ambos casos. La tasa de consumo de las hembras de *M. rubellus* aumentó conforme aumentó la densidad de las presas; la asíntota se alcanzó a la densidad de 1.5 ind. ml⁻¹ aproximadamente. Los organismos mayormente consumidos fueron los rotíferos *B. calyciflorus* que alcanzaron tasas de consumo de 4 ind./hr, mientras que las de *P. patulus* no sobrepasaron los 2.0 ind./hr.

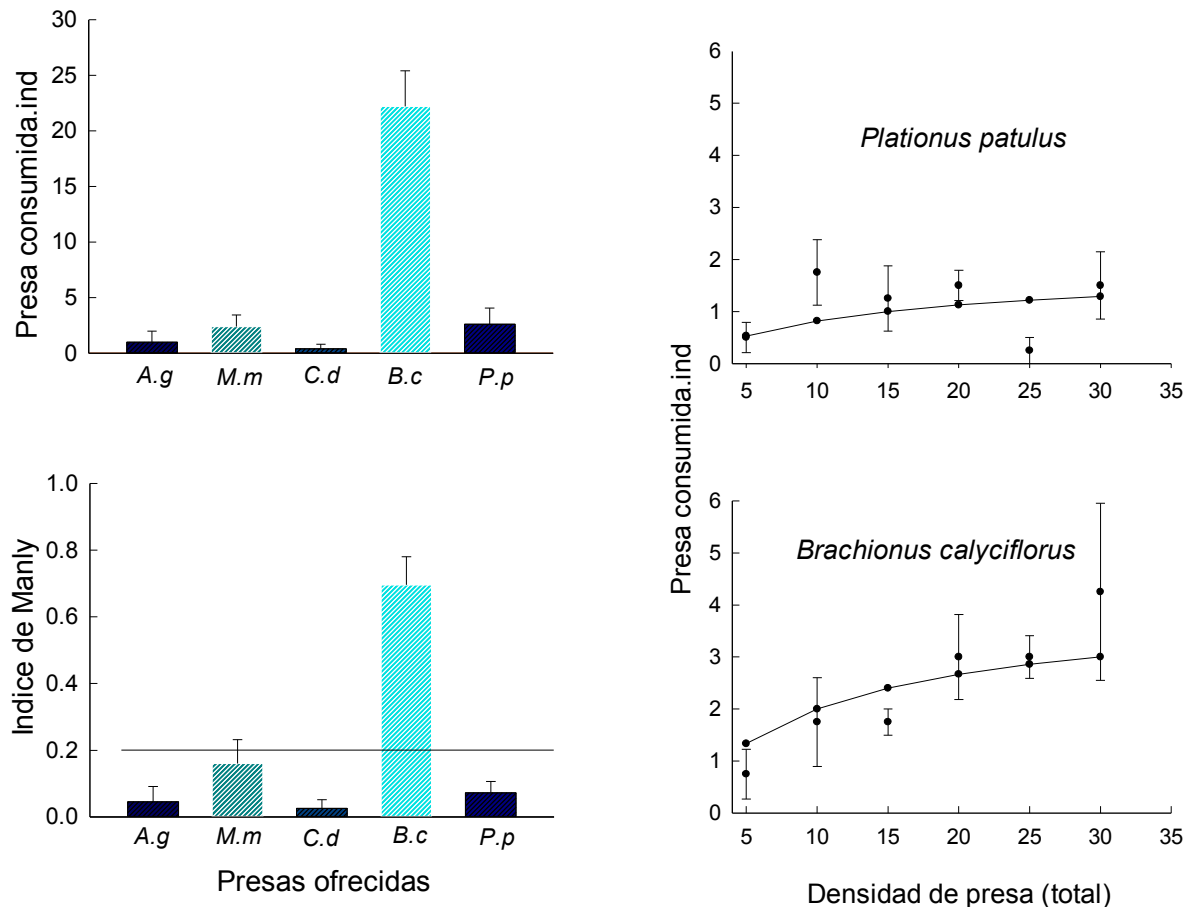


Figura 1. Presas consumidas y preferencia alimentaria de *M. rubellus* con dieta mixta de cladóceros y rotíferos (izquierda). Respuesta funcional de *M. rubellus* con *P. patulus* y *B. calyciflorus* (derecha).

La presa consumida en mayor cantidad fue *B. calyciflorus*, sin embargo su biomasa es menor (alrededor de 0.2 µg por individuo) que la de los cladóceros por lo que, a pesar de haber tenido un mayor número de individuos consumidos no significa que contribuyó más a la dieta; *Moina macrocopa* (10-20 µg por individuo) (Dumont *et al.*, 1975, Nandini y Sarma, 2006) tuvo un menor número de individuos consumidos pero por tener más biomasa que los rotíferos podría decirse que el total de consumo de los cladóceros fue mayor que el de los rotíferos. Sin embargo, durante este corto periodo de estudio, los copépodos consumieron más individuos de cladóceros por la facilidad de manejo, muy parecido al comportamiento que tiene otro ciclopoide *Acanthocyclops americanus* (Enríquez-García *et al.*, 2013).

Para interpretar los resultados del experimento de preferencia alimentaria se utilizó el Índice de Manly y es claramente visible que la especie preferida por las hembras de *M. rubellus* fue *B. calyciflorus* mientras que las demás especies ofrecidas como presas no fueron seleccionadas. *Microcyclops rubellus* prefirió a las presas de menor tamaño debido a que es un copépodo pequeño (642 µm) en comparación con los pertenecientes al género *Acanthocyclops* (1200-1400 µm) (Alekseev *et al.*, 2002) que de acuerdo

a estudios realizados anteriormente (Caramujo y Boviada, 1999, García-Chicote *et al.*, 2007, Enríquez-García *et al.*, 2013) muestran preferencia por presas más grandes como *Moina macrocopa*. Además, *B. calicyflorus* tiene una velocidad de natación menor a la de *P. patulus* (Rico-Martínez y Snell, 1997) lo que pudo influir en la preferencia de las hembras de *M. rubellus* por *B. calicyflorus*.

Conclusiones

La respuesta funcional de tipo II es la más común registrada para copépodos de distintos géneros (García-Chicote *et al.*, 2007, Enríquez-García *et al.*, 2013, Sarma *et al.*, 2013); las tasas de consumo de las hembras de *M. rubellus* aumentaron conforme aumento la densidad de las presas, la asíntota se alcanzó aparentemente a partir de las densidades de 1.5 ind. ml⁻¹. Esta especie crece bien en laboratorio y puede ser un buen alimento para crías de peces si tiene altas tasas de crecimiento por lo cual hay que hacer más estudios como los de Nandini *et al.* (2011).

Agradecimientos

A CONACYT por la beca de ayudante de investigación SNI nivel III (20520). A Dr. Javier Alcocer Durand por sus comentarios de una versión previa y al PAPIIT (IN216315) por apoyo.

Referencias

- Alekseev V, Fefilova E, Dumont HJ. 2002. Some noteworthy free-living copepods from surface freshwaters in Belgium. Belg. J. Zool. 132(2): 133-139.
- Brandl Z. 2005. Freshwater Copepods and Rotifers: Predators and their Prey. Hydrobiologia. 546: 475-489.
- Caramujo MJ, Boviada MJ. 1999. Characteristics of the reproductive cycles and development times of *Copidodiaptomus numidicus* (Copepoda: Calanoida) and *Acanthocyclops robustus* (Copepoda: Cyclopoida). J. Plankton Res. 21(9): 1765-1778.
- Casanova SM, Henry R. 2004. Longitudinal distribution of copepoda populations in the transition zone of Paranapanema river and Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. Braz. J. Biol. 64:11-26.
- CNA Comisión Nacional de Agua. 2010. Programa Hidrico Visión 2030 del Estado de Morelos. SEMARNAT 172pp
- Dumont HJ, Van-De-Velde I, Dumont S. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia. 19:75-97.
- Enriquez-García C, Nandini S, Sarma SSS. 2013. Feeding behaviour of *Acanthocyclops americanus* (Marsh) (Copepoda: Cyclopoida). Journal of Natural History. 47: 853-862.
- Elías-Gutiérrez M, Suárez-Morales E, Gutiérrez-Aguirre MA, Silva-Briano M, Granados Ramírez JG, Garfías T. 2008. Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México. Guía ilustrada. ECOSUR/UNAM- Iztacala /CONABIO / CONACYT. México.
- García-Bojorge M, Carmona J, Ramírez R. 2014. Species richness and diversity of benthic diatom communities in tropical mountain streams of Mexico. Inland Waters. 4 (3): 279-292.
- García-Chicote J, Rojo C, Rodrigo MA. 2007. Alimentación de *Acanthocyclops robustus*: un caso de canibalismo. Limnética. 26 (2): 265-276.
- Gilbert JJ, Lubzens E, Miracle MR. 1993. Contribution to the knowledge of the rotifera of Mexico. Hydrobiologia. 255/256: 467-474.
- Gutiérrez-Aguirre MA, Suarez-Morales E. 2001. Diversity and distribution of freshwater copepods (Crustacea) in southeastern Mexico. Biodiversity and Conservation. 10(5):659-672.
- Hopp U, Maier G, Bleher R. 1997. Reproduction and adult longevity of five species of planktonic cyclopoid copepods reared on different diets: a comparative study. Freshwat. Biol. 38: 289-300.
- Hopp U, Maier G. 2005. Survival and development of five species of cyclopoid copepods in relation to food supply: experiments with algal food in a flow-through system. Freshwat. Biol. 50: 1454- 1463.
- Mercado-Salas NF, Suarez-Morales E. 2011. Morphology, Diversity and distribution of the Cyclopoida (Copepoda) from arid areas of centralnorth Mexico. I. Cyclopinae. Hidrobiologica. 21:125.
- Monakov AV. 2003. Feeding of Freshwater Invertebrates. Kenobi Productions, Ghent, Belgium, 373 pp.



- Montiel-Martínez A, Ciro-Pérez J, Ortega-Mayagoitia E, Elías-Gutiérrez M. 2008. Morphological, ecological, reproductive and molecular evidence for *Leptodiptomus garciai* (Osorio-Tafall 1942) as a valid endemic species. *J. Plankton Res.*, 30: 1079-1093.
- Nandini S. 1999. Variations in physico-chemical parameters and plankton community structure in a series of sewage stabilization ponds. *Revista de Biología Tropical* 47(Suppl. 1): 149-156 (Costa Rica).
- Nandini S, Sarma S.S.S. 2006. Ratio of neonate to adult size explains life history characteristics in cladoceran zooplankton. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34:474-479.
- Pelbiche-Neves G, Da-Rocha C, Nogueira MG. 2014. Estimating cyclopoid copepod richness and geographical distribution (Crustacea) across a large hydrographical basin: comparing between samples from water column (plankton) and macrophyte stands. *Zoología.* 31(3): 239-244.
- Rey-Donne SP, Holynska MK. 2013. An overview of the limnetic Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) of the Philippines, with emphasis on *Mesocyclops*. *Journal of Limnology.* 72: 290-312.
- Rico-Martínez R, Snell TW. 1997. Mating behavior in eight rotifer species: using cross-mating tests to study species boundaries. *Hydrobiologia* 356:165-173.
- Sarma SSS, Jiménez-Contreras J, Fernández R, Nandini S, García-García G. 2013. Functional responses and feeding rates of *Mesocyclops pehpeiensis* Hu (Copepoda) fed different diets (rotifers, cladocerans, alga and cyanobacteria). *Journal of Natural History.* 47: 841-852.
- Yoon SM, Chang CY, Won K. 1995. An Ecological Study on the Occurrence of Freshwater Cladocerans and copepods from Chindo, Korea. *Korean Journal of Systematic Zoology.* 11:39-64.
- Stottrup JG, Nosker NH. 1997. Production and use of copepods in marine fish larviculture. *Aquacul.* 155:231-248.
- Suárez-Morales E, Áviles S, Rocha C. 2002. Extensión del ámbito geográfico de dos copépodos haliciclópinos (Copepoda: Cyclopoida: Halicyclopininae) en el sureste de México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología.* 73 (1): 113-115.
- Suárez-Morales E, Mercado-Salas N. 2011. Diversidad y Distribución de los copépodos (Cyclopoida) de las zonas áridas del Centro-Norte de México. El Colegio de la Frontera Sur-Unidad Chetumal (ECOSUR). Departamento de Ecología y Sistemática Acuática. Dirección de Conservación de la Biodiversidad. Laboratorio de Zooplancton. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. GT034. México, D.F.
- Trujillo-Jiménez P. 2002. Biodiversidad acuática del río Amacuzac, Morelos, México. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Centro de Investigaciones Biológicas. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. S150. México, D.F.
- Van-Den-Bosch F, Gabriel W. 1991. The impact of cannibalism on the population dynamics of cyclopoid copepods. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2848-2850.





Estudios morfométricos de especies de rotíferos (Rotifera) en la Cantera Oriente (México, D.F.)

Sarma S.S.S., Jiménez-Nigó Adán y Nandini S.

Laboratorio de Zoología Acuática, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, Av. de los Barrios No.1, AP 314, Código Postal 54090, Los Reyes, Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor de correspondencia: sarma@unam.mx

Resumen

La morfología y morfometría de los rotíferos se ve afectada por factores bióticos y abióticos. En el presente trabajo se documentan los cambios estacionales (durante septiembre de 2013 hasta abril de 2014) en la morfometría de *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis* y *Lecane closterocerca* presentes en los cuerpos de agua de la Cantera Oriente en Ciudad Universitaria en el Distrito Federal, México. En base a la frecuencia, abundancia y diversidad de estas especies de rotíferos, las muestras de zooplancton obtenido mensualmente, se agruparon en tres períodos: Cálido con lluvias (septiembre y octubre), frío seco (noviembre, diciembre, enero) y seco cálido (febrero, marzo, abril). También se midieron los valores físico-químicos de temperatura, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, conductividad, pH, turbidez, dureza y alcalinidad durante los muestreos. Para *B. quadridentatus* se midió el ancho y largo de su lóriga y de sus espinas posteriores laterales, variando significativamente a través de las diferentes épocas. Independientemente del periodo de muestreo, el ancho y largo de la lóriga de *B. quadridentatus* osciló entre 94-210 y 96-231 μm , respectivamente. Hubo una relación positiva y significativa ($p < 0,01$) entre la longitud y el ancho de ambas especies de *Brachionus* a través de las diferentes épocas. En comparación con otros períodos, los individuos de mayor tamaño de *B. calyciflorus* fueron encontrados en la temporada cálida con lluvias. Por otro lado, para *K. cochlearis* los individuos más pequeños se registraron durante este mismo período. Los individuos de *L. closterocerca* de menor tamaño fueron encontrados en dos períodos (frío seco y seco cálido).

Abstract

The morphology and morphometry of rotifers are affected by abiotic and biotic factors. Here we document the seasonal changes (during September 2013 to April 2014) in the morphometry of *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis* and *Lecane closterocerca* from the waterbody La Cantera Oriente in University zone of Mexico City, Mexico. Based on the frequency, abundance and diversity of these rotifer species, the monthly collected zooplankton samples were pooled into three periods: warm-rainy (September and October), cold-dry (November, December, January) and warm-dry (February, March, April) and their physico-chemical values (temperature, dissolved oxygen, oxygen saturation percentage, conductivity, pH, turbidity, hardness and alkalinity) were also obtained at the time of plankton collection. For *B. quadridentatus* the variations in width and length of lorica and posterolateral spines were significant through different seasons. Regardless of the sampling period, the width and length of lorica of *B. quadridentatus* ranged from 94-210 and 96-231 μm , respectively. There was a positive and significant relationship ($p < 0.01$) between lorica length and width of both *B. quadridentatus* and *B. calyciflorus* through different seasons. Compared to other periods, larger individuals of *B. calyciflorus* were found in the warm-rainy season. On the other hand, for *K. cochlearis* smaller individuals were recorded during this period. For *L. closterocerca* individuals with small lorica size were found in two periods (cold-dry and warm-dry).

Palabras clave: *Brachionus*, *Keratella*, *Lecane*

Introducción

Las comunidades zooplanctónicas dulceacuícolas están constituidas esencialmente por ciliados, rotíferos y crustáceos. El Filo Rotífera es un grupo de zooplancton microscópico, pseudocelomado, no segmentado y de simetría bilateral (Wallace *et al.*, 2006). Los rotíferos juegan un papel fundamental en las cadenas tróficas pelágicas en distintos cuerpos de agua. Son un eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios, pueden comer varios tipos de dietas entre ellos bacterias, algas, materia orgánica, detritos, protozoarios y hasta cianobacterias (Walz, 1995, Alva-Martínez *et al.*, 2008). Lo anterior acrecienta su importancia ya que son los encargados de transferir materia y energía que de otra manera no podrían estar disponibles para los eslabones superiores y solo unas pocas especies de rotíferos son depredadas (Wallace y Snell, 2010).

La riqueza taxonómica y abundancia de los rotíferos está directamente relacionada con factores bióticos y abióticos, estos influyen la distribución de zooplancton en la columna de agua; su densidad varía durante el día y durante las épocas del año (Nandini *et al.*, 2005, Wallace *et al.*, 2006). A través de la morfometría, que es una rama de la estadística que cuantifica y analiza las variables en forma y tamaño, se ha podido elucidar la correlación que tienen estas variables con otros factores (Sokal y Rohlf, 1995). Por más de 60 años un buen número de investigadores los han abordado con el interés de reportar sus variaciones morfológicas desde diferentes perspectivas: ecológicas, taxonómicas y evolutivas (ver Gilbert, 2013).

Un gran número de trabajos están dirigidos a la morfología y morfometría de rotíferos; existen varios trabajos incluyendo las revisiones sobre morfología y morfometría de *Keratella cochlearis*, *Keratella americana* y *Brachionus calyciflorus* (Gilbert, 1999; Garza-Mouriño *et al.*, 2005). En los rotíferos planctónicos las defensas inducidas por depredadores consisten en el desarrollo o elongación de espinas (Gilbert, 2013). *Brachionus calyciflorus* fue uno de los primeros organismos cuyas respuestas morfológicas accionadas por sustancias químicas provenientes de su depredador (*Asplanchna*) fueron observadas (Gilbert, 1966). Aunque existen diversos estudios que han observado cambios morfológicos en los rotíferos en laboratorio, son pocos los estudios que observan los cambios estacionales (Garza-Mouriño *et al.*, 2005).

La Cantera Oriente corresponde a la Zona de Amortiguamiento A3 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (REPSA), forma parte del derrame lávico del volcán Xitle cuya fase eruptiva se desprende de la sierra de Chichinautzin, se extiende en forma de un amplio abanico, cuyos límites externos se reconocen desde Cuicuilco- Estadio Azteca- Copilco y Chimalistac (Hortelano-Moncada *et al.*, 2009). En la Cantera Oriente se han realizado diversos inventarios con el objetivo de conocer la diversidad de algas, ciliados y otros protozoos, insectos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves (Lot, 2007). Sin embargo aún no se ha realizado un estudio con el objetivo de conocer los cambios morfológicos en las especies presentes de rotíferos.

Por lo antes descrito, el presente trabajo tiene por objetivo realizar una caracterización morfométrica estacional de los rotíferos (*Brachionus quadridentatus*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis* y *Lecane closterocerca*) presentes en la Cantera Oriente comparando estas variaciones con parámetros físico-químicos.



Materiales y Métodos

Se hicieron colectas de zooplancton mensualmente (septiembre 2013 al abril de 2014) de 5 estaciones diferentes de la Cantera Oriente. En cada muestreo se filtraron 80 litros de agua a través de una malla de 50 μm de apertura de poro se fijaron utilizando formol al 4%. En cada sitio de recolección se evaluaron algunos parámetros físico-químicos tales como oxígeno disuelto, pH, temperatura, conductividad, dureza y alcalinidad.

Los rotíferos se identificaron hasta nivel de especie, tomando en cuenta sus características morfológicas (Koste, 1978). Se aislaron varios individuos identificando (*Brachionus quadridentatus*, *B. calyciflorus*, *Keratella cochlearis* y *Lecane closterocera*). Se observaron los cambios morfológicos a través de diferentes estaciones del año. Para las mediciones de la lórica se realizaron dibujos con la cámara lúcida y se utilizó el software MotiCam 2.0. De acuerdo a la frecuencia, abundancia y diversidad de estas especies se dividió en tres periodos como T1: lluvias-cálidas (Septiembre y Octubre), T2: secas-frías (Noviembre, Diciembre, Enero) y T3: secas-cálidas (Febrero, Marzo, Abril). Los datos fueron sometidos a análisis de correlación (Sokal y Rohlf, 1995).

Resultados

Los datos sobre las variables fisicoquímicas seleccionadas se presentan en la Tabla 1. La temperatura media anual fue de alrededor de 18°C. El sistema fue bien oxigenado como se desprende de los niveles de O₂ disuelto (7 a 12 mg / L).

Tabla 1. Variables fisicoquímicas medidas en la Cantera Oriente (México DF).

Variable	S	O	N	D	E	F	M	A	Promedio
Temp (°C)	20.1	19.7	16	16.2	16.9	18	20	20	18
OD (mg/L)	9.8	10.9	7.5	7.3	9.1	11	11	12	9.7
SO (%)	107	126	78	76.3	93	115	118	131	106
Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	389	375	431	439	405	397	406	404	406
pH	8.2	8.3	7.6	7.3	8.1	8.0	8.6	7.9	8.0
Turb (NTU)	107	69	51	75	61	48	61	58	66
Dur (mg/L)	148	112	194	170	146	150	168	146	154
Alca (mg/L)	84	80	80	84	84.8	82	87	78	82

La especie *B. quadridentatus* mostró variaciones morfológicas con respecto al ancho y largo, las espinas anteriores y espinas posterolateral. Sin embargo, sólo las variaciones en ancho y longitud de lórica y las espinas de posterolateral mostraron cambios significativos. Independientemente del periodo de muestreo, el ancho y la longitud de lórica de *B. quadridentatus* variada 94-210 y 96-231 μm . Hubo una relación positiva y significativa ($p < 0.01$) entre la longitud y la anchura lórica lórica través de las diferentes estaciones (Fig. 1).

La mayor frecuencia de los adultos fueron encontrados en la temporada T3 = Secas-cálidas (Febrero, Marzo y Abril), mientras que los individuos de talla más pequeña se registraron en T2 (seca-frías, Noviembre, Diciembre y Enero) (Fig. 2).

La especie *B. calyciflorus* también mostró diferencias significativas en morfometría con respecto a ancho y largo de espinas anteriores y posterolaterales ($p < 0.01$). Sin embargo los cambios en las espinas posteriores fueron pocos. Independientemente del periodo de muestreo, la relación entre la longitud de

lórica y ancho de lórica fue significativa ($p < 0.01$) (Fig. 3). Durante las tres épocas, el ancho y largo de *B. calyciflorus* varió entre 164-263 μm y 140-244 μm . Las tallas más grandes para esta especie se encontraron en la T1 teniendo como intervalos mínimos de 194 y máximo de 263 μm en longitud.

Por otro lado las tallas intermedias fueron observadas en T2 con mínimo de 164 μm y máximo de 252 μm . En el caso de la temporada T3 fueron encontrados los de talla más pequeña con un margen de 177 a 242 μm (Fig. 4).

K. cochlearis generalmente fue encontrada sin espina posterior. Los individuos con espina posterior fueron encontrados solo en un mes durante el estudio y por lo tanto no fueron incluidos en el análisis.

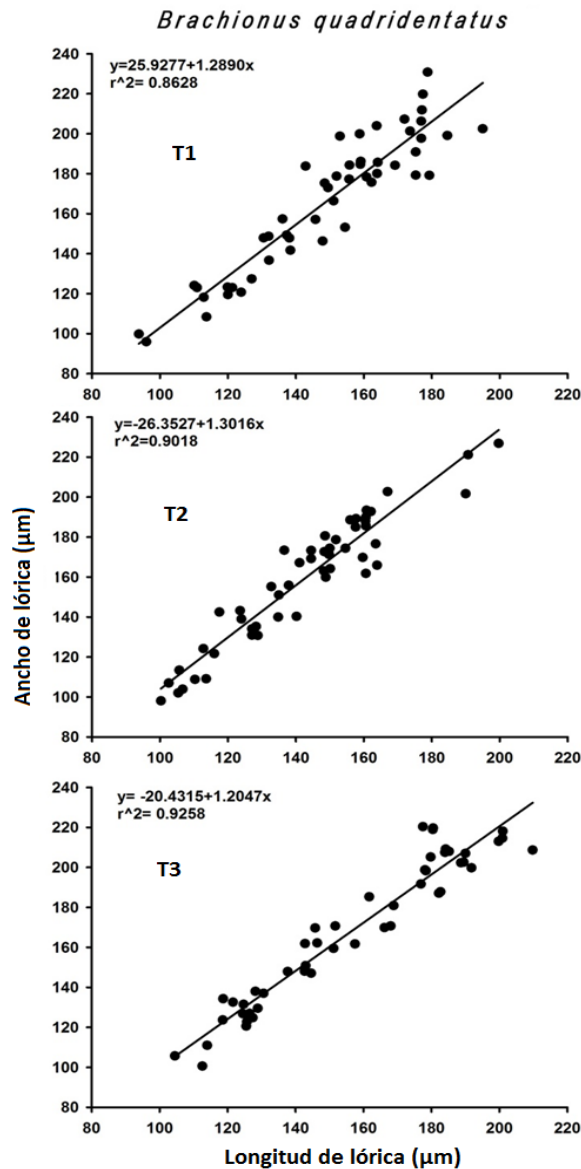


Figura 1. La relación entre longitud y ancho de lórica de *B. quadridentatus* en tres temporadas: T1= Lluvias-cálidas (Septiembre y Octubre), T2 = Secas-frías (Noviembre, Diciembre y Enero) y T3 = Secas-cálidas (Febrero, Marzo y Abril).



Independientemente de la época del año el ancho y largo de lóricas varió entre 82-97 y 52-65 μm . Para la relación de largo ancho de lóricas no se encontró una correlación significativa ($p > 0.05$) entre estas dos variables en las tres temporadas. Sin embargo en la T1 se encontraron individuos de talla más pequeña desde 82 hasta 92 μm , en la que se encontró una mayor talla fue en la T3 con mínimos desde 82 pero máximo de 97 μm (Fig. 5).

Debido a que los lecánidos tienen una parte dorsal y una parte ventral bien definida, se tomaron en cuenta de manera separada los cambios en ancho y largo de ambas placas de *Lecane closterocera*. Independientemente de la época del año el largo y ancho de placa dorsal varió entre 62-74 y 50-61 μm .

En las dos temporadas (T1 y T2), la relación entre ancho y largo de placa dorsal fue significativa. Individuos con talla pequeña fueron encontrados en las épocas T2 y T3 (Fig. 6). Con respecto a la placa ventral, la relación entre ancho y largo en las tres temporadas del año fue significativa (Fig. 7).

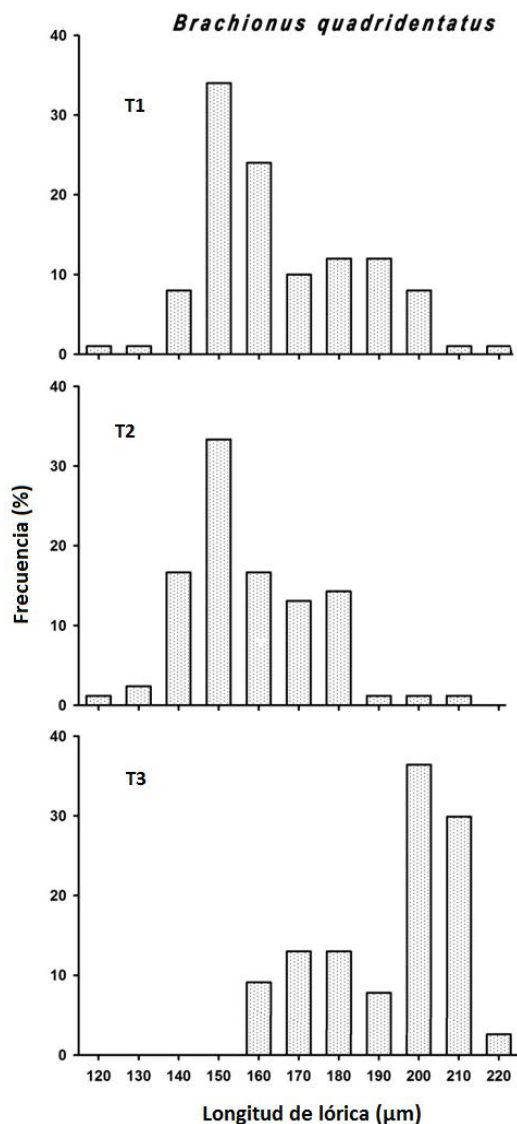


Figura 2. La frecuencia (%) de los individuos de *B. quadridentatus* encontrados con el tamaño de lórica medido (longitud) durante las tres temporadas (T1 - T3). Otros detalles como en la Fig. 1.

La frecuencia de individuos con placa dorsal más pequeña (<70 μm) fue alta en T2. Por otro lado, en ambos T1 y T3 individuos con placa dorsal más grande (> 70 μm) se encontraron, aunque a baja frecuencia (5%) (Fig. 8).

Discusión

La distribución, abundancia y morfometría de las especies de rotíferos pueden ser afectados por parámetros tales como temperatura, pH, oxígeno disuelto, entre otros (Wallace *et al.*, 2006). Generalmente en cuerpos de agua que se encuentran en la parte central de la República tienen un valor promedio respecto a su altura puede variar entre 8 y 28 °C dependiendo la profundidad y estaciones del año (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010).

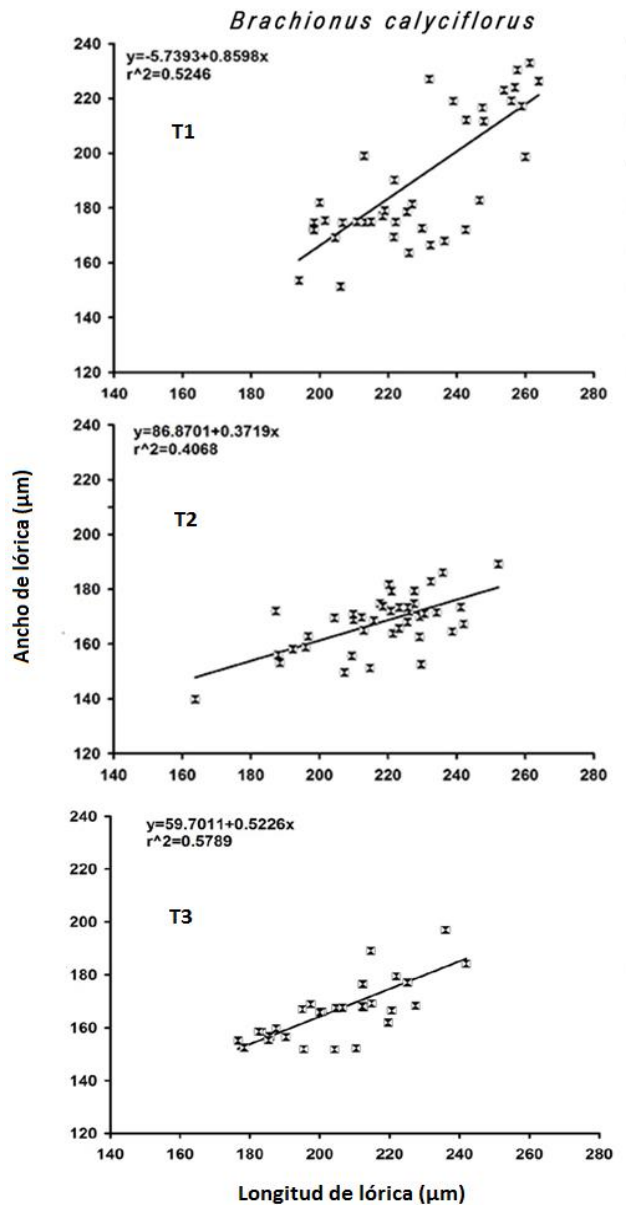


Figura 3. La relación entre longitud y ancho de lórica de *B. calyciflorus* en tres temporadas (T1, T2 y T3). Otros detalles como en la Fig. 1.



Los datos sobre las otras variables físico-químicas observadas en este trabajo fueron dentro del rango reportado en muchos cuerpos de agua cercanos, como el lago de Xochimilco (Nandini *et al.*, 2005) u otros reservorios de altitud comparable como Valle de Bravo (Ramírez-García *et al.*, 2002).

El tamaño de cuerpo de los organismos zooplanctónicos es importante para conocer el efecto de factores ambientales (Roche, 1993). Ha habido diversos trabajos para determinar qué efectos pueden estar relacionados con la morfometría de los rotíferos (Bērziņš y Pejler, 1987, 1989). Las respuestas morfológicas de rotíferos de presa, como *Brachionus* y *Keratella*, debido a la presencia de depredadores como *Asplanchna* se basan principalmente en los estudios de laboratorio (Sarma *et al.*, 2011, Gilbert, 2013).

Para *Brachionus quadridentatus* se han registrado datos de las diversas formas que presenta, por ejemplo, Saksena y Kulkarni (1986) registraron sus medidas de la lóricas con un mínimo y máximo de 120-170 de largo y de ancho el mínimo y máximo fueron 160-200 μm .

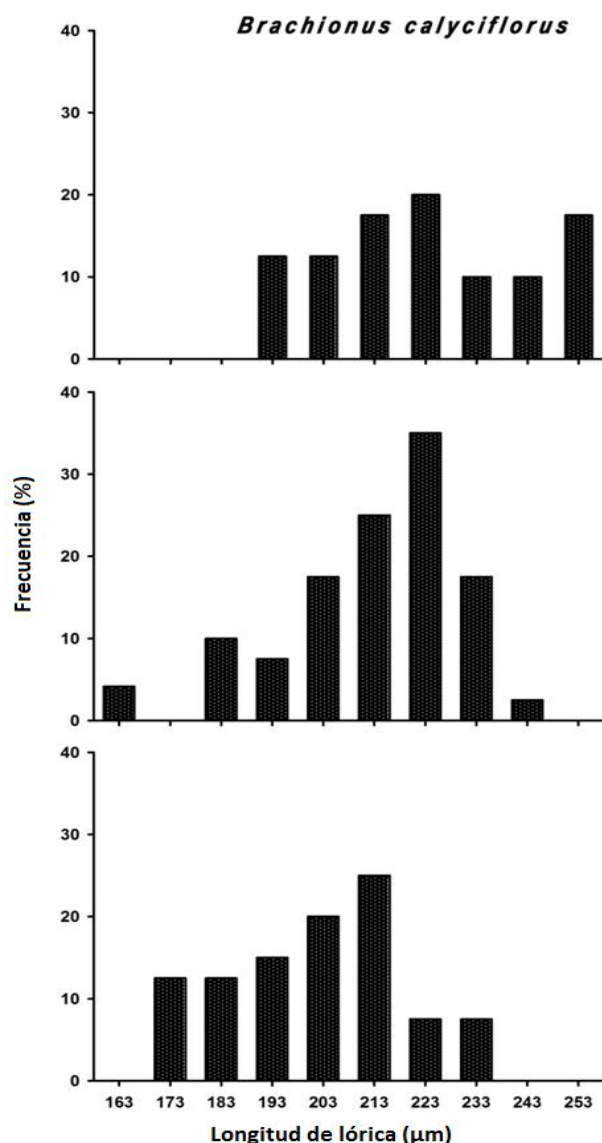


Figura 4. La frecuencia (%) de los individuos de *B. calyciflorus* encontrados con el tamaño de lóricas medido (longitud) durante las tres temporadas (T1 - T3). Otros detalles como en la Fig. 1.

Comparando con los datos encontrados para esta especie en Cantera Oriente se observan coincidencias. Ya que aquí se encontraron medidas de hasta 240 de ancho y 210 μm de largo (Stelzer, 2002). Durante el periodo de estudio no se reportó la aparición de *Asplanchna* en las muestras analizadas y se encontró solamente en el mes de Mayo. Esto puede explicar porque en este cuerpo de agua no se encontraron los individuos de *B. quadridentatus* y *B. calyciflorus* con espinas posterolaterales largas ($>50 \mu\text{m}$) (ver Sarma *et al.*, 2011, Gilbert, 2013).

Los rotíferos en general se ha observado que las fluctuaciones en la longitud y el ancho de lóricas están inversamente correlacionados con la temperatura (Ruttner-Kolisko, 1974). Sin embargo, los contrastes pueden deberse a la irregularidad que presentan los sitios en cuanto a la producción primaria, se ha observado que una mayor disponibilidad de alimento también afectaría la morfología de los rotíferos. *Keratella cochlearis* es una de las especies de las que se ha obtenido mayor información y congruencia en los resultados obtenidos en relación a morfometría y afectación por factores bióticos y abióticos (Pejler, 1980).

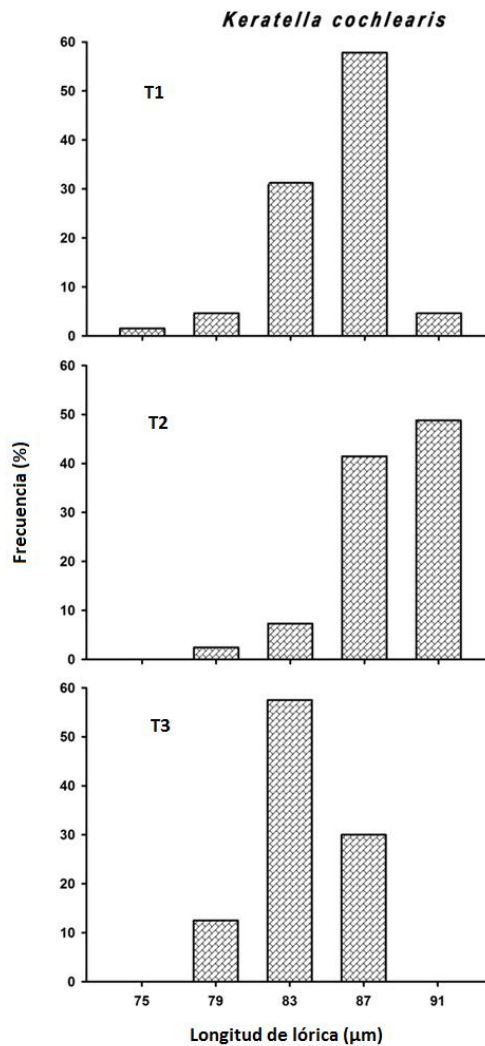


Figura 5. La frecuencia (%) de los individuos de *K. cochlearis* encontrados con el tamaño de lóricas medido (longitud) durante las tres temporadas (T1 - T3). Otros detalles como en la Fig. 1.



El comportamiento reportado en el presente estudio concuerda a lo reportado en la literatura (Eloranta, 1982). Se ha observado que las fluctuaciones en la longitud de la lóricas y el ancho están inversamente correlacionados con la temperatura y de esta manera *Keratella cochlearis* tuvo una talla mayor en la temporada de T2 (frías-secas) (Ruttner-Kolisko, 1974).

En este género se ha visto que la temperatura no solo se ha asociado con cambios en el tamaño, sino también a cambios fenotípicos considerables. Un estudio de campo con el género *Keratella* indicó que la producción de las espinas anteriores y posteriores está relacionada con bajas temperaturas (Athibai y Sanoamuang, 2008). El estado trófico del cuerpo de agua se ha asumido como el principal factor responsable de las características morfológicas de los rotíferos como el tamaño de la lóricas, y el tamaño de las espinas posteriores (Gopko y Telesh, 2013). Aunque se han realizado diferentes estudios para relacionar la diversidad de rotíferos, con las condiciones del cuerpo de agua, es notable la falta de información sobre la morfometría (Garza-Mouriño *et al.*, 2005, Nandini *et al.*, 2005).

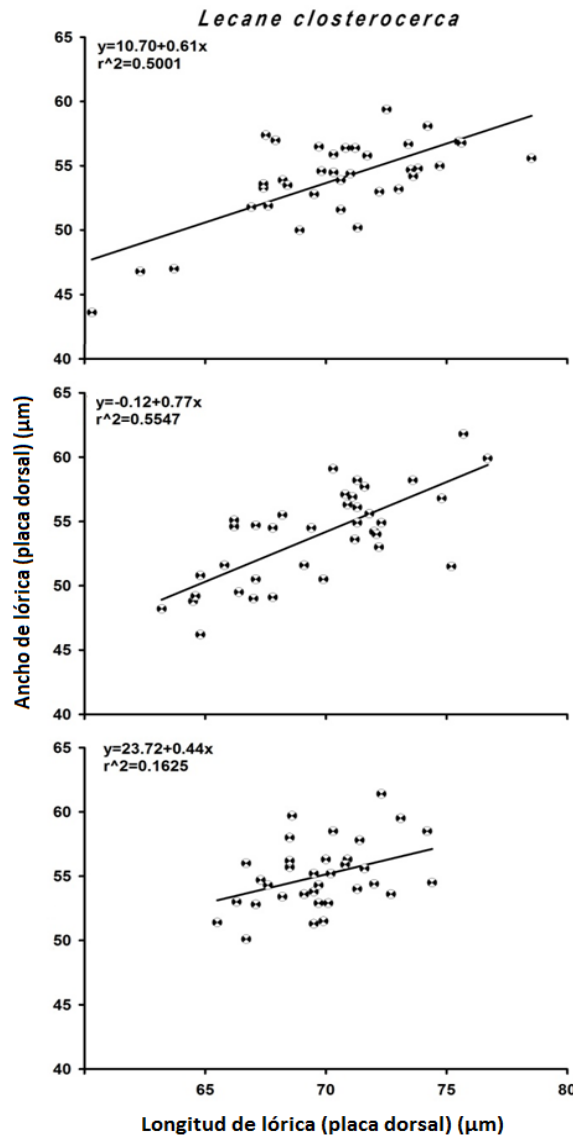


Figura 6. La relación entre longitud y ancho de lóricas (placa dorsal) de *Lecane closterocera* en tres temporadas (T1, T2 y T3). Otros detalles como en la Fig. 1.

Lecane closterocerca es una especie para la cual hay pocas observaciones en cuanto a los cambios morfométricos que sufre ante algún factor (Koste, 1978; Segers, 1995). Los resultados muestran que fue la especie que menores cambios en la talla sufrió a lo largo del estudio y aunque hubo variaciones en la relación que tuvo el largo y ancho de la placa ventral y dorsal a lo largo de las temporadas, no hubo diferencias significativas cuando se comparó solamente la longitud. Esto puede estar indicando un efecto en el que las presas de pequeño tamaño no se ven afectadas por depredadores (Sarma y Nandini, 2007).

En general, es difícil relacionar los factores abióticos con los cambios morfométricos en rotíferos como una multitud de variables están implicados en estos efectos (Koste, 1978). Aunque hay alguna evidencia directa de temperatura vs la presencia del género *Notholca*, en muchos taxones euritermos tal clara relación es casi ausente (Bērziņš y Pejler, 1987, 1989).

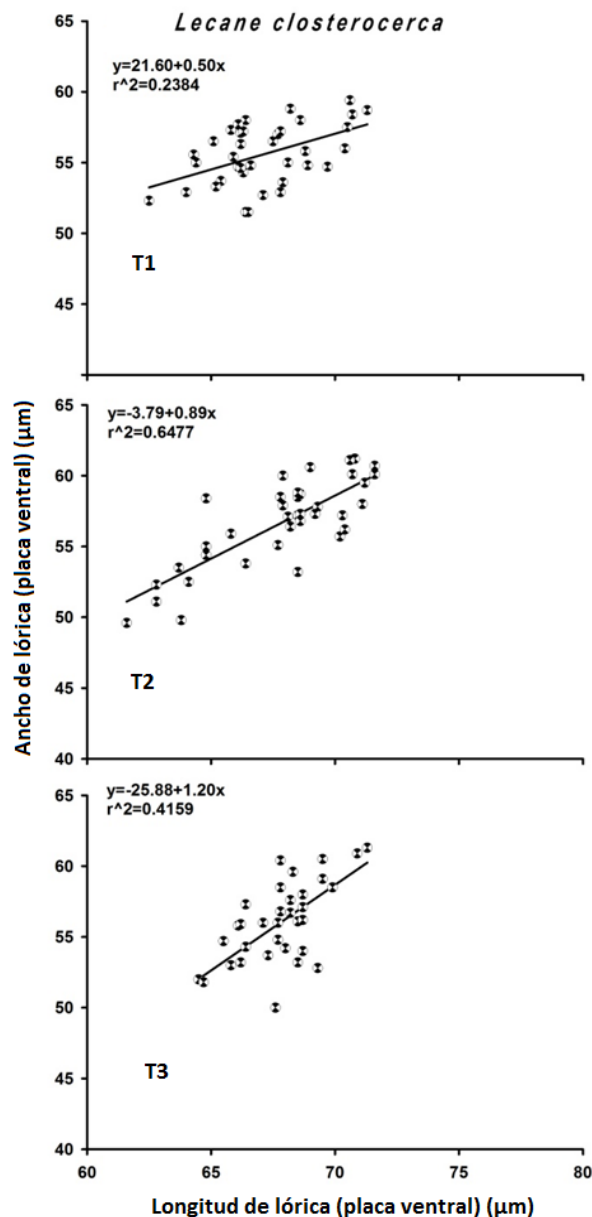


Figura 7. La relación entre longitud y ancho de lóricia (placa ventral) de *L. closterocerca* en tres temporadas (T1, T2 y T3). Otros detalles como en la Fig. 1.

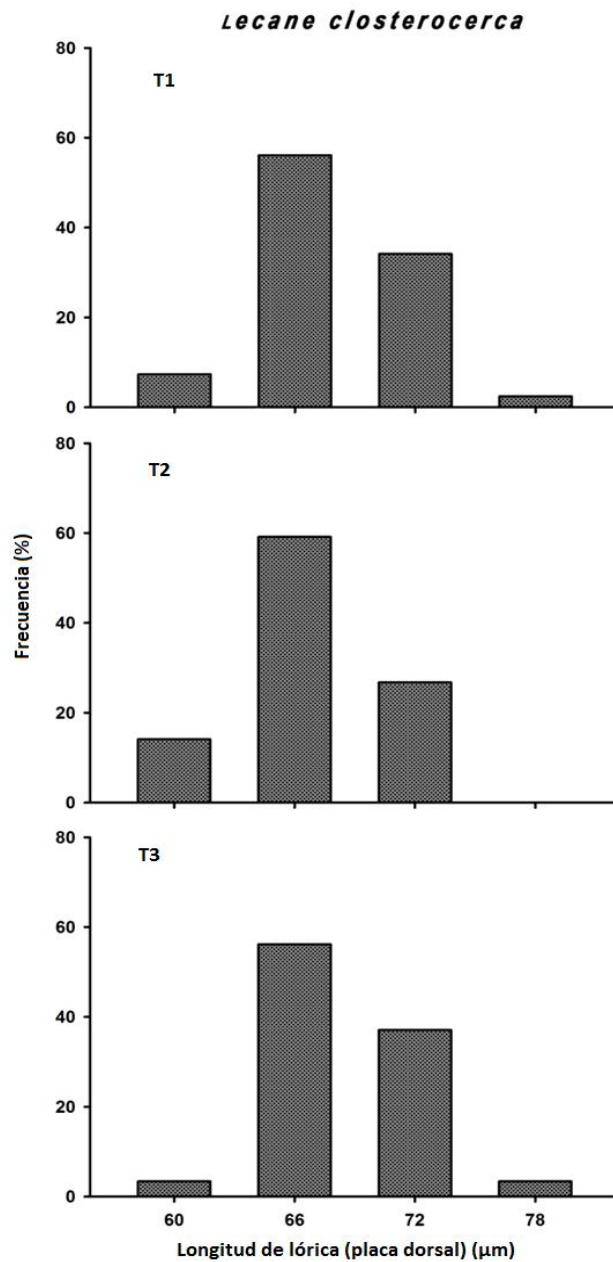


Figura 8. La frecuencia (%) de los individuos de *L. closterocerca* encontrados con el tamaño de lóricas medido (longitud de placa dorsal) durante las tres temporadas (T1 - T3). Otros detalles como en la Fig. 1.

Agradecimientos

Estamos agradecidos a Sergio González para ayudar con el trabajo de campo. AJN recibió una beca de CONACYT como de ayudante de investigador SNI nivel III (18723).

Bibliografía

- Alcocer J., F.W. Bernal-Brooks. 2010. Limnology in Mexico. *Hydrobiologia* 644: 1-54.
- Alva-Martínez A.F., R. Fernández, S.S.S. Sarma, S. Nandini. 2009. Effect of mixed toxic diets (*Microcystis* and *Chlorella*) on the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* cultured alone and together. *Limnologia* 39: 302-305.
- Athibai S., L. Sanoamuang. 2008. Effect of temperature on fecundity, life span and morphology of long- and short-spined clones of *Brachionus caudatus f. apsteini* (Rotifera). *International Review of Hydrobiology* 93: 690-699.
- Bērziņš B., B. Pejler. 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia* 147: 107-116.
- Bērziņš B., B. Pejler. 1989. Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia* 182: 171-180.
- Eloranta P. 2002. Notes on the morphological variation of the rotifer *Keratella cochlearis* (Gosse) s.l. in one eutrophic pond. *J Plankton Res* 4: 299-312.
- Garza-Mouriño G., M. Silva-Briano, S. Nandini, S.S.S. Sarma, M.E. Castellanos-Páez. 2005. Morphological and morphometrical variations of selected rotifer species in response to predation: a seasonal study of selected brachionid species from Lake Xochimilco (Mexico). *Hydrobiologia* 546: 169-179.
- Gilbert J.J. 1966. Rotifer ecology and embryological induction. *Science* 151: 1234- 1237.
- Gilbert J.J. 1999. Kairomone-induced morphological defenses in rotifers. In: *The ecology and evolution of inducible defenses* (R. Tollrian and C.D. Harvell, eds.). Princeton University Press. pp. 127-141.
- Gilbert J.J. 2013. The cost of predator-induced morphological defense in rotifers: experimental studies and synthesis. *J. Plankton Res.* 35: 461-472.
- Gopko M., I.V. Telesh. 2013. Estuarine trophic state assessment: New plankton index based on morphology of *Keratella* rotifers. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 130: 222-230.
- Hortelano-Moncada Y., F. Cervantes, A. Trejo-Ortiz. 2009. Mamíferos silvestres de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en Ciudad Universitaria, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 507- 520.
- Koste W. 1978. Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas, 2nd ed. Gebriüder Borntraeger, Berlin and Stuttgart. Vol. 1, text, 673 pp; Vol. 2, plates, 476 pp.
- Lot A. 2007. (Editor) *Guía Ilustrada de la Cantera Oriente. Caracterización Ambiental e Inventario Biológico*. Secretaria Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. UNAM.
- Nandini S., P. Ramírez-García, S.S.S. Sarma. 2005. Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology* 20: 287-294
- Pejler B. 1980. Variation in the genus *Keratella*. *Hydrobiologia* 73: 207-213
- Ramírez-García P., S. Nandini, S.S.S. Sarma, E. Robles-Valderrama, I. Cuesta, D. Hurtado-Maria. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia* 467: 99-108.
- Roche K.F. 1993. Temporal variation in the morphology of the rotifer *Keratella quadrata* (Muller, 1786). *Ann. Limnol.* 29: 119-127.
- Ruttner-Kolisko A. 1974. Plankton rotifers. Biology and taxonomy. *Die Binnengewässer* 26: 1-146.
- Saksena D. N., N. Kulkarni. 1986. Polymorphosis in a brachionid rotifer, *Brachionus quadridentatus* Hermann from Morar channel, Gwalior (India). *Proc Indian Acad Sci (Anim Sci)* 95: 365-369.
- Sarma S.S.S., S. Nandini. 2007. Small prey size offers immunity to predation: a case study on two species of *Asplanchna* and three brachionid prey (Rotifera). *Hydrobiologia* 593: 67-76.
- Sarma S.S.S., R.A.L. Resendiz, S. Nandini. 2011. Morphometric and demographic responses of brachionid prey (*Brachionus calyciflorus* Pallas and *Plationus macracanthus* (Daday)) in the presence of different densities of the predator *Asplanchna brightwellii* (Rotifera: Asplanchnidae). *Hydrobiologia* 662: 179-187.
- Segers H. 1995. Rotifera. Volume 2: The Lecanidae (Monogonota). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World* 6. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Sokal R.R., F.J. Rohlf. 1995. *Biometry*. W. H. Freeman, California, 1-887.
- Stelzer C.P. 2002. Phenotypic plasticity of body size at different temperatures in a planktonic rotifer: mechanisms and adaptive significance. *Functional Ecology* 16: 835-841.
- Wallace R.L., T.W. Snell. 2010. Rotifera. Chapter 8. Pp. 173-235. In: *Ecology and Classifications of North American*



Freshwater Invertebrates, 3rd edition. (J Thorp, A Covich, eds.). Elsevier. Oxford.

Wallace R.L., T.W. Snell, C. Ricci, T. Nogrady. 2006. Rotifera: Volume 1 Biology, Ecology and Systematics (2nd edn.).

Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, Vol. 23. Kenobi Productions, Ghent/Backhuys Publishers, Leiden.

Walz N. 1995. Rotifer populations in plankton communities: Energetics and life history strategies. *Experientia* 51: 437-453.





Grupos tróficos y tolerancia de macroinvertebrados en el Corredor Biológico Mesoamericano en Tabasco

Trinidad-Ocaña Cinthia¹, Juárez-Flores Juan², Vidal-Cervantes Francisco J.¹ y Barba-Macías Everardo²

¹ División de Química, Área Ingeniería Ambiental, Universidad Tecnológica de Tabasco, Carr. Villahermosa-Teapa, km. 14.6 s/n. Fracc. Parrilla II, Parrilla, Centro Tabasco.

² Grupo Académico Manejo Sustentable de Cuencas y Zonas Costeras, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Carr. a Reforma km.15.5 s/n Ra. Guineo 2da sección Villahermosa Tabasco, CP 86280. Autor de correspondencia: ebarba@ecosur.mx

Resumen

El Corredor Biológico Mesoamericano (CBM) es un esfuerzo multinacional por alcanzar objetivos de desarrollo que incluye, además de lo social y económico, un componente principal por la conservación de los ecosistemas de la región. Se estudiaron diversos sistemas lóticos desde un enfoque ecológico para conocer la composición, estructura, grupos tróficos y tolerancia de la contaminación orgánica de los macroinvertebrados. Mediante colectas diurnas en 21 localidades distribuidas en los municipios de (Huimanguillo, Tacotalpa y Tenosique), en las temporadas de secas y lluvias. La colecta de organismos se realizó mediante draga Petite Ponar, nucleador y red de cuchara. Se registraron un total de 5,677 organismos con un peso de 917.74 g, pertenecientes a 64 taxa (Moluscos, Crustáceos e Insectos), el 41% de los taxa son moderados, seguido de los intolerantes con 38% y tolerantes con el 21%, la especie *Melanoides tuberculata* es la más abundante (especie exótica). Se registraron seis grupos tróficos los depredadores representaron el 54.5%, seguido de los colectores y raspadores con 18% y 14% respectivamente. El grupo trófico menor representado corresponde a los Omnívoros con el 4%. En relación a los parámetros fisicoquímicos del agua, se presentaron los máximos valores de pH (8.4), OD (6.26 mg/l) y temperatura (34.5°C) en las localidades de Huimanguillo, y la conductividad (622 µS/cm) y TDS (311 mg/l) en Tenosique.

Abstract

The Mesoamerican Biological Corridor (MBC) is a multinational effort to achieve development goals, in addition to social and economic benefits, includes a main component for the conservation of the ecosystems of the region. Lotic systems were studied from an ecological approach to understanding the composition, structure, trophic groups and tolerance of organic contamination of macroinvertebrates. Collections was in 21 locations during day light conditions, distributed in the municipalities of (Huimanguillo, Tacotalpa and Tenosique) in the dry and rainy seasons. The collection of organisms was performed by Petite Ponar dredge, core sampler and spoon net. A total of 5,677 individuals were recorded with a weight of 917.74 g, belonging to 64 taxa (molluscs, crustaceans and insects), 41% of the taxa are moderated, followed intolerant and tolerant 38% to 21%, *Melanoides tuberculata* species is the most abundant (exotic species). Six trophic groups predators accounted for 54.5%, followed by collectors and scrapers with 18% and 14% respectively. The lower trophic group represented omnivores corresponds to 4%. Regarding water physicochemical parameters, the maximum values of pH (8.4), OD (6.26 mg/l) and temperature (34.5°C) in the towns of Huimanguillo, and conductivity (622 µS/cm) and TDS were presented (311 mg/l) in Tenosique.

Palabras clave: Macroinvertebrados, acuáticos, tolerancia, grupos funcionales

Introducción

El Corredor Biológico Mesoamericano (CBM) es un esfuerzo multinacional por alcanzar objetivos de desarrollo que incluye, además de lo social y económico, un componente principal por la conservación de los ecosistemas de la región (Domínguez-Cervantes, 2009; IEG-WB, 2011). Esta iniciativa, adoptada en Tabasco (SEDESPA, 2006), demanda desarrollar investigaciones sobre los recursos biológicos actuales y sentar las bases metodológicas para su posterior monitoreo. Algunos estudios para esta área incluyen el estudio de aves y hormigas para los municipios incluidos en el CBM (González-Valdivia *et al.*, 2014; González-Valdivia *et al.*, 2013). Un primer paso en ese sentido consiste en seleccionar grupos que resultaron indicadores ecológicos.

El uso de macroinvertebrados acuáticos para conocer el estado o condición de los ecosistemas acuáticos es ampliamente reconocido, gracias a las características biológicas que presentan entre las que destacan: la capacidad para colonizar diferentes ambientes, los ciclos de vida largos, el escaso poder de locomoción (que permite identificar las condiciones que modifican el medio y evaluar los cambios en el sistema), la alta diversidad taxonómica y el recambio de especies (Bonada *et al.*, 2006). Entre los grupos de macroinvertebrados más conspicuos y abundantes se encuentran a los moluscos, crustáceos e insectos. Estos organismos juegan un papel muy importante en la dinámica trófica de estos ecosistemas así como en el reciclamiento de nutrientes, al ser alimento para otros grupos tróficos superiores.

Los grupos de macroinvertebrados se diferencian entre sí de acuerdo a su dieta, lo que conlleva a una clasificación en torno a gremios tróficos o grupo funcionales (Cummins, 1974; Dudgeon, 1989). La evaluación de los sistemas acuáticos preferentemente debe realizarse desde un enfoque integral, en donde se evalúe el hábitat, las condiciones físico-químicas del agua, y los grupos biológicos que habitan en ellos. Por lo que en este trabajo se estudiaron ríos y arroyos desde un enfoque ecológico para conocer la composición, estructura, grupos tróficos y tolerancia de las asociaciones de macroinvertebrados en el Corredor Biológico Mesoamericano en Tabasco.

Materiales y métodos

Se llevaron a cabo colectas diurnas en 21 localidades pertenecientes a tres municipios (Huimanguillo, Tacotalpa y Tenosique) de Tabasco en las temporadas de secas y lluvias en el 2012. Se cuantificaron las condiciones ambientales de agua y sedimento en las localidades de muestreo y condiciones del hábitat.

Las variables físico-químicas evaluadas *in situ* fueron: profundidad, pH, temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg L^{-1}), conductividad ($\text{m}^{\text{S}} \text{cm}^{-1}$), sólidos disueltos totales (mg L^{-1}) y ORP mediante una sonda multiparamétrica de la marca HANNA, modelo HI-9818 y con un disco de secchi se midió la transparencia (m). Se tomaron muestras de sedimento para analizar materia orgánica y Fósforo (mg/L), mediante técnicas convencionales. Además, se aplicó el índice de calidad del bosque de ribera QBR (Munné *et al.*, 2003), el cual evalúa distintos componentes y atributos de la ribera en cuatro apartados: Grado de cubierta de la zona de ribera, Estructura de la cubierta, Calidad de la cubierta y Grado de naturalidad de los humedales. El valor final del índice es la suma de los apartados, el cual varía entre 0 y 100, clasificándose en uno de los cinco rangos de calidad definidos: muy buena calidad que indica un bosque de ribera en estado natural sin alteraciones (QBR > 95); calidad buena con un bosque ligeramente perturbado (QBR entre 75 - 90); calidad aceptable que señala el inicio de una alteración importante (QBR entre 55 - 70); una mala calidad que indica una fuerte alteración (QBR entre 30 - 50) y una pésima calidad que señala degradación extrema de la ribera (QBR < 25).



La colecta de organismos se realizó por triplicado y mediante diversas artes: nucleador (0.003 m²), draga Petite Ponar (0.024 m²) y una red de arrastre tipo cuchara (0.087 m²). Los organismos recolectados se fijaron y se preservaron en alcohol al 96% para su posterior procesamiento. En laboratorio se realizó la separación de los organismos por medio de un tamiz de 1 mm de luz de malla.

La identificación se realizó mediante claves taxonómicas hasta el nivel taxonómico más bajo posibles. Posteriormente para cada taxa se asignó el valor de tolerancia y grupo funcional al que pertenecen de acuerdo con los criterios de Mandaville (2002) y Barbour *et al.* (1999). Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') para determinar la estructura numérica de la comunidad de los macroinvertebrados en los sistemas muestreados, la abundancia de especies más comunes se determinó por medio del índice de dominancia de Simpson (D) y la equidad en cada uno de los sistemas se determinó mediante el índice de equidad de Pielou (J).

Resultados

La caracterización ambiental de los parámetros físico-químicos del agua se presentaron los valores máximos de oxígeno disuelto (6.26mg L⁻¹), saturación de oxígeno (77.05%) y transparencia (0.85 m) en RA, Tacotalpa y valores mínimos en AS, Tenosique. Para las variables de conductividad (622 mS) y TDS (311 mg L⁻¹) los máximos valores se registraron en ATH, Tenosique y mínimos en AS del mismo municipio. Las variables de temperatura, pH, fueron relativamente homogéneas entre ambientes. Respecto a las variables de sedimentos se registraron los máximos valores de materia orgánica (13.45%) y fosforo (168.53 mg/L) y mínimos en AM, Tacotalpa con (0.59%) y RL, Huimanguillo con (2.23 mg/L). respectivamente (Tabla 1).

Los valores del QBR en el Corredor Biológico Mesoamericano oscilaron entre diez y 100, distribuyéndose de la siguiente forma: una localidad en un estado natural con una vegetación de ribera sin alteraciones y calidad muy buena; una localidad en una calidad buena (75 ≤ QBR ≤ 90); una localidad con una calidad aceptable (55 ≤ QBR ≤ 70); 12 localidades con alteraciones fuertes, mala calidad (30 ≤ QBR ≤ 50) y seis localidades donde la degradación es extrema, lo que se traduce en una pésima calidad del bosque de ribera debido a la influencia antrópica en los tres Municipios (Fig. 1).

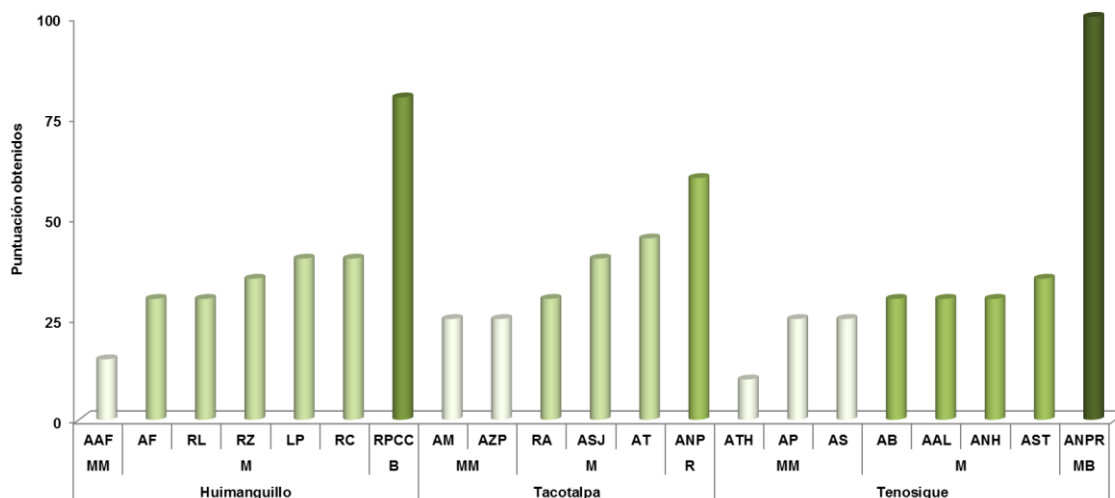


Figura 1. Valores del índice QBR en el Corredor Biológico Mesoamericano

Tabla 1. Valores promedio de los parámetros físico-químicos de agua y sedimento en las localidades de muestreo.

Municipios	Localidades / Variables	Prof. Máx. (m)	pH	Temp. (°C)	Agua					Sedimento		
					OD (mg L ⁻¹)	SO (%)	Conduct. (mS cm ⁻¹)	TDS (mg L ⁻¹)	Transp. (m)	ORP	Mat.Org. (%)	Fosforo (mg/L)
Huimanguillo	1 Arroyo Filero (AF)	2.00	8.46	27.21	5.53	69.70	32.50	16.50	0.25	-146.35	1.18	5.46
	2 Río Pedro C. Colorado (RPCC)	4.00	6.96	26.21	4.89	60.20	26.50	13.00	0.20	-127.70	1.09	3.32
	3 Río Coletto (RC)	2.50	7.59	30.94	4.62	62.45	29.50	14.50	0.48	-142.35	1.94	2.23
	4 Río la Lima (RL)	5.00	7.46	31.84	3.18	43.46	427.50	213.50	0.60	-144.00	1.89	7.17
	5 La pantanosa (LP)	4.00	7.68	34.43	4.60	65.50	33.00	22.00	0.85	-128.65	1.32	2.46
	6 Arroyo Agua Fria (AAF)	3.00	7.49	30.85	4.94	68.25	49.00	24.50	0.10	-110.00	1.11	5.60
	7 Río Zanapa (RZ)	5.00	7.19	32.79	4.40	60.75	157.00	79.00	0.50	-124.30	3.46	32.61
Tacotalpa	8 Arroyo Tacubaya (AT)	4.00	8.12	27.04	4.23	52.90	276.50	138.00	0.35	-116.80	1.22	5.46
	9 Arroyo Noy Pac (ANP)	3.00	8.23	25.94	4.87	59.95	264.00	133.00	0.35	-128.05	1.54	44.48
	10 Arroyo el Mexiquito (AM)	3.00	7.90	26.71	5.94	74.10	417.50	208.50	0.25	-141.60	0.59	6.75
	11 Arroyo Zunu y patastal (AZP)	3.00	8.36	26.30	5.39	67.25	290.50	145.50	0.20	-132.30	13.45	168.53
	12 Río Amatan (RA)	6.00	8.49	25.72	6.26	77.05	263.50	130.00	0.85	-126.60	0.00	0.00
	13 Arroyo San Jose (ASJ)	2.50	8.07	28.24	5.17	66.50	332.50	166.00	0.25	-115.75	1.81	7.60
Tenosique	14 Arroyo Bejucal (AB)	3.00	8.22	26.90	4.96	62.45	517.00	259.00	0.25	-118.00	1.34	3.74
	15 Arroyo Adolfo Lopez (AAL)	2.00	7.85	26.37	3.68	45.90	540.00	270.00	0.25	-111.90	5.57	15.89
	16 Arroyo Poleva (AP)	4.00	7.87	30.52	5.31	70.91	505.50	252.50	0.35	-113.85	2.27	8.32
	17 Arroyo Seco (AS)	4.00	8.13	26.25	2.14	26.60	383.00	191.50	0.35	-176.45	1.71	5.32
	18 Arroyo Tutuli ha (ATH)	2.50	8.06	26.05	5.22	64.30	622.00	311.00	0.30	-104.90	2.98	10.89
	19 Arroyo Santo Tomas (AST)	5.00	7.86	24.67	4.08	49.15	522.00	261.00	0.50	-121.00	0.00	0.00
	20 Arroyo Niños heroes (ANH)	2.50	7.53	29.21	4.54	60.15	549.50	274.50	0.30	-137.30	3.58	3.32
	21 Arroyo Nuevo progreso (ANPR)	1.50	8.16	24.74	6.07	73.95	235.41	237.00	0.35	-116.90	3.34	6.32

Respecto a la caracterización biológica se registró un total de 5,677 organismos con un peso de 917.74 g, pertenecientes a 64 taxa (Moluscos, Crustáceos e insectos), donde el máximo valor fue en el AM, Tacotalpa con 31 y mínimo en RL, Huimanguillo con cuatro; el grupo que representó el 73% de la riqueza total fueron los insectos, seguidos por los moluscos y crustáceos con 20% y 7% respectivamente (Fig.2). No obstante los crustáceos presentaron su mayor riqueza en Huimanguillo, y los moluscos en Tenosique.

La diversidad de Shannon (H') más alta determinada fue en la localidad RA, mientras el valor más bajo fue en la localidad LP. La equidad (J') fue más alta para las localidades RPCC, RA y AP con un valor de 0.85 y las más bajas se presentaron en la localidad RZ con 0.34. Respecto a la Dominancia (D) fue alta en las localidades RA y AAL con un valor de 0.91 7y mínimo en la localidad LP con 0.35 (Fig. 3).

Las localidades con el mayor registro de especies intolerantes a la contaminación orgánica fueron LP y ASJ con el 50% y 42% respectivamente, mientras que las localidades con mayor registro de especies tolerantes fueron RZ y ANH con el 58% y 57% respectivamente. Mientras que las localidades AAF y RA se encuentran debidamente moderados respecto a los desechos orgánicos (Fig.4).

El grupo de los depredadores fueron los más abundantes con el 50% en tres localidades RC, LP y AAF en Huimanguillo, seguido de los raspadores con el 58% en la localidad RZ del mismo municipio y



los menos abundantes fueron los omnívoros y desfibreadores con 3% en la localidad AM en Tacotalpa (Fig. 5).

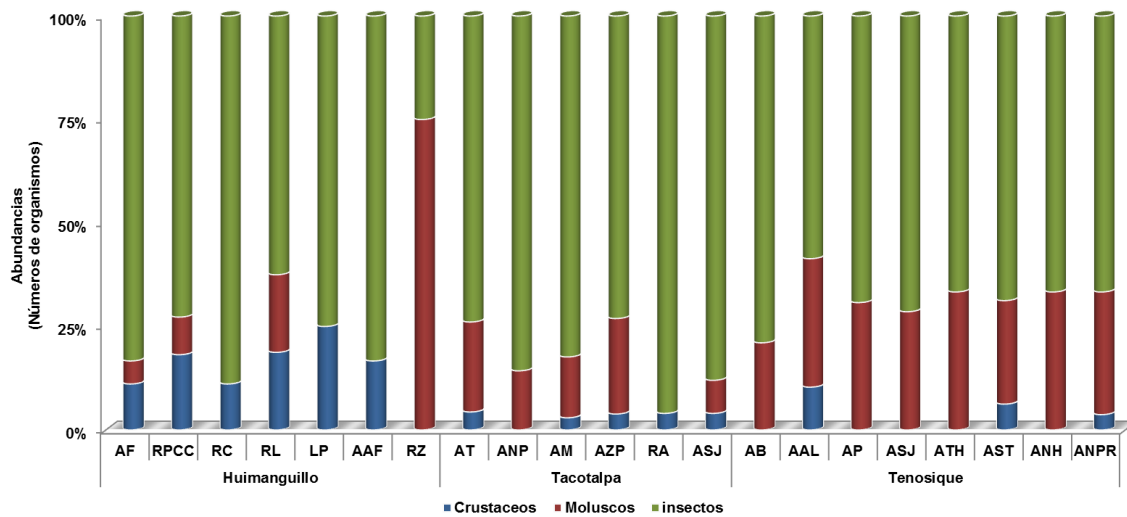


Figura 2. Riqueza de los macroinvertebrados en las del Corredor Biológico Mesoamericano, Tabasco.

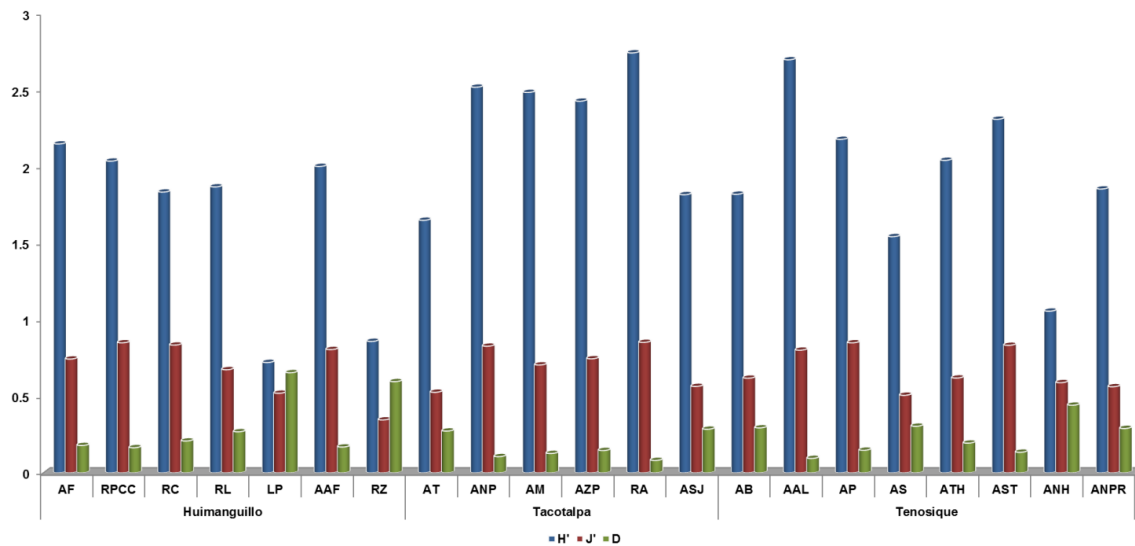


Figura 3. Diversidad de macroinvertebrados (H' índice de Shannon, J' equidad y D' dominancia).

Discusión

El estudio de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos permite realizar un rápido análisis que refleja la situación del sistema acuático e informa si en el pasado se han producido alteraciones, integrando los componentes químicos, físicos y biológicos (Carvacho-Aránguiz, 2012). Siendo las características físico-químicas del medio acuático como pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura, las que suelen ejercer una importante influencia sobre la distribución de los macroinvertebrados (Vivas *et al.*, 2002) y son a menudo los parámetros a los cuales los organismos son más sensibles (Roldán, 1992). Para este estudio los valores de estos parámetros tuvieron variaciones que fueron de 6.9 a 8.46 para el pH,

temperaturas de 24.74 a 34.43°C los cuales no permitieron caracterizar una condición diferencial de estos sitios, sin embargo en cuanto a la conductividad y el oxígeno disuelto se observaron diferencias entre las localidades y entre los municipios, donde los valores más bajos de estas variables correspondieron al municipio de Huimanguillo, seguido de Tacotalpa y valores más altos para Tenosique (Tabla 1).

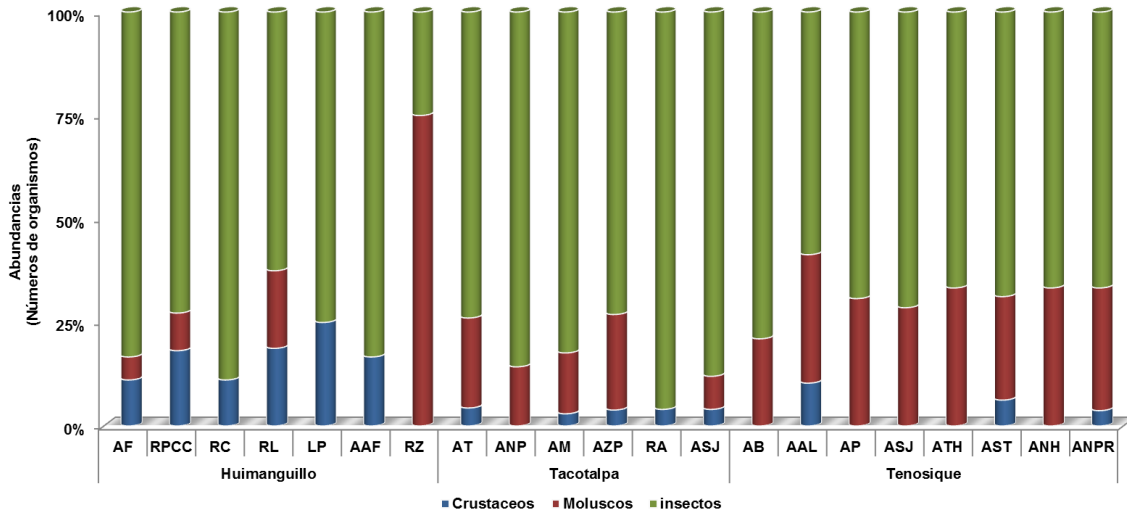


Figura 4. Tolerancia de los macroinvertebrados en el Corredor Biológico Mesoamericano, Tabasco.

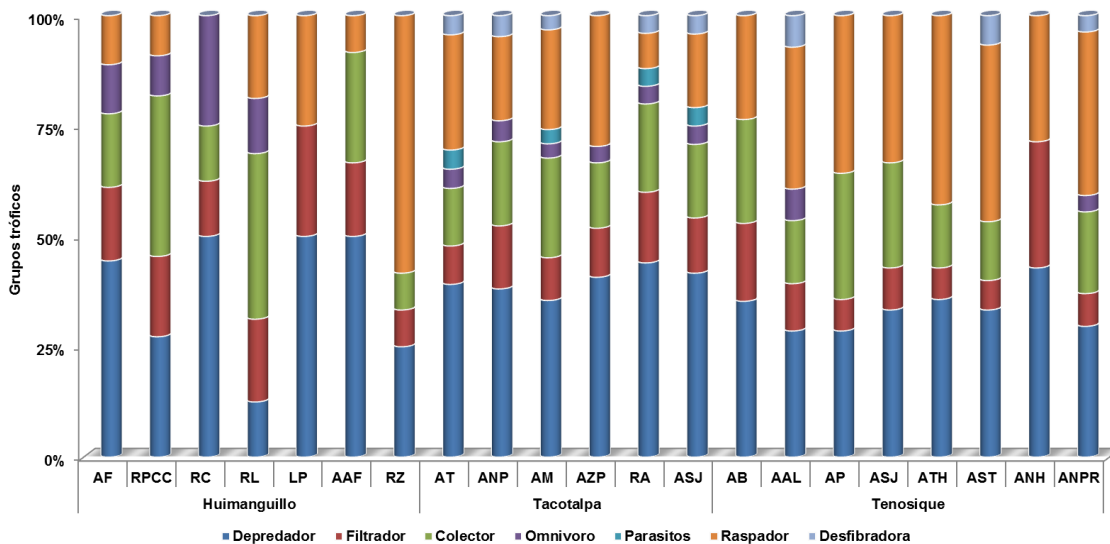


Figura 5. Grupos tróficos en las localidades del Corredor Biológico Mesoamericano, Tabasco

Los resultados obtenidos del índice QBR, fueron muy similares en los tres municipios, lo que ratifica la eficacia de este índice para la determinación y evaluación de la calidad de los sistemas ribereños estudiados. De las 21 localidades estudiadas 12 presentaron la misma calidad del bosque ribera con condiciones malas, seis de ellas con condiciones muy malas, y con una estuvieron representadas las condiciones regular, buena y muy buena. Esto refleja los cambios en distintos atributos de la comunidad bentónica, como riqueza, composición, abundancia o densidad de individuos (Cao *et al.*, 1997).



La composición y diversidad de la fauna de los macroinvertebrados acuáticos puede mostrar una gran variabilidad en condiciones naturales y esto dependerá de las características físicas, climáticas y geomorfológicas en las cuales reside (Barbour *et al.*, 1999; Green y Swietlik, 2000).

Las diferencias en la composición y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados en este trabajo, presentaron resultados donde el grupo de los insectos acuáticos fueron dominantes en composición con un número total de 64 taxa, seguidos de moluscos con 15 y crustáceos con 6 taxa, en abundancia el 85% de las localidades estuvieron dominadas por insectos con más del 40% de abundancia, en el caso de sólo una localidad tuvo máximo de contribución por moluscos esto fue para el río Zamapa en Huimanguillo con el 80% de abundancia. Por último el grupo de los crustáceos que se registró en el 66% de las localidades, donde tuvieron sus valores máximos de abundancia en las localidades del municipio de Huimanguillo, localidades ubicadas en zona de planicie (Fig. 2), estas diferencias pueden deberse al impacto de las actividades humanas desarrolladas como la deforestación, la expansión ganadera extensiva, la intensificación agrícola, la urbanización y la explotación petrolera son actividades que han modificado la mayoría de los ecosistemas y sociedades en el trópico húmedo (Bueno *et al.*, 2005).

En este estudio los taxa mejor representados respecto a densidad fueron *Pachychilus* sp., la cual se distribuyó ampliamente en los municipios Tacotalpa y Tenosique, seguido de *Melanoides tuberculata* especie invasora presentes en los tres municipios, mientras que los crustáceos el género *Macrobrachium* y en los grupos de los insectos los *Chironomidae* y *Libellulidae* tuvieron una amplia distribución. La mayor diversidad de especies en este trabajo se encontró en el municipio de Tacotalpa en donde familias de reconocida sensibilidad como Amphizoidae, Gomphidae y Perlidae del grupo de insectos no toleran las condiciones de estrés del Corredor Biológico Mesoamericano, desapareciendo o encontrándose en muy baja abundancia. Mientras que grupos oportunistas como Belostomatidae, Chironomidae, Libellulidae, Scirtidae de insectos y moluscos Thiaridae y Physidae que son capaces de tolerar altas concentraciones de carga orgánica y extensos períodos con bajas concentraciones de oxígeno, condiciones que les permiten alcanzar una alta tasa reproductiva (Barbour *et al.*, 1999).

Los macroinvertebrados acuáticos no solo consumen ciertos tipos de recursos, si no que los consumen de manera particular. La forma en que estos organismos obtienen su alimento nos ayuda a determinar o deducir la función que éstos tienen en los ecosistemas acuáticos (Ramírez y Gutiérrez, 2014). Los macroinvertebrados acuáticos están involucrados en numerosos procesos dentro de los ecosistemas acuáticos. A menudo tienen efectos importantes en los procesos de los ecosistemas, como la producción primaria, desglose detritus, y la mineralización de nutrientes (Ramírez y Gutiérrez, 2014).

Los grupos que se presentaron en este estudio incluyeron a raspadores que consumen recursos que crecen adheridas al sustrato mediante la eliminación de ellos con sus partes bucales; trituradoras que cortan o mastican trozos de material vegetal muerto, incluyendo todas las partes de las plantas, como hojas y madera; colectores-recolectores que utilizan piezas bucales modificadas para tamizar o recolectar partículas pequeñas (<1 mm) acumulados en el fondo del arroyo; filtradores que tienen adaptaciones especiales para eliminar las partículas directamente de la columna de agua; y los depredadores que consumen otros organismos que utilizan diferentes estrategias para capturarlos. Este grupo estuvo representado por el 50% de los taxa de macroinvertebrados, seguido de los colectores con el 23%.

En términos de abundancia se encuentran los depredadores, seguido de los filtradores y colectores. Pero la biomasa fue dominada por los raspadores. Autores como Chara *et al.* (2010) plantean que

aunque los colectores sean abundantes pero de poco tamaño, su importancia ecológica no supera a otros grupos con menos abundancia pero que aportan mayor biomasa, como los raspadores. El grupo de los desfibradores de los taxa representado el 6% de abundancia total se presentaron solamente en las localidades del municipio de la Sierra de Tabasco (Tacotalpa) donde se presentan escasas zonas de vegetación ribereña arbórea. Los hábitos alimentarios en algunos macroinvertebrados difieren entre ambientes, posiblemente debido a algunos están relacionados con la disponibilidad de recursos alimentarios, microhabitats en el sistema, el estado de desarrollo del individuo, la composición de la comunidad y el régimen hidrológico (Guzmán-Soto y Tamarís-Turizo, 2014).

Las políticas diseñadas para favorecer el desarrollo económico de la región condujeron a modificaciones ambientales notorias que han provocado la degradación ambiental en las últimas décadas en el Estado de Tabasco. Entre estas modificaciones sobresalen las efectuadas al sistema hidrológico, al cambio del uso del suelo y cobertura vegetal, y a la contaminación de ecosistemas acuáticos y terrestres por residuos sólidos y líquidos. Por otro lado la inclusión reciente del estado de Tabasco en el CBM requiere de estudios ambientales y ecológicos que permitan llevar a cabo acciones de conservación y manejo sustentables.

Conclusiones

Las localidades de los municipios de Tenosique y Tacotalpa presentaron los máximos valores de riqueza, número de grupos tróficos y de especies intolerantes resultados de condiciones en estos ríos y arroyos de mejor calidad del agua y hábitat riparia.

Los grupos mejor representados en densidad fueron el molusco *Pachychylus* sp., intolerante y raspador, distribuida ampliamente en los municipios de Tacotalpa y Tenosique, mientras que los insectos de la familia Chironomidae y Phylopotamidae, la primera moderada y recolectora, y la segunda intolerante filtrador, con amplia distribución, y el género de crustáceos *Macrobrachium* tolerante, omnívoro con distribución restringida a Tacotalpa.

Este trabajo contribuye con información biológica de macroinvertebrados acuáticos y de variables ambientales del hábitat, en los humedales ribereños del Corredor Biológico Mesoamericano en Tabasco.

Bibliografía

- Barbour M. T., J. Gerrisen, B. Snyder, S. James. 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second ed.). Washington, DC 20460: U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water.
- Bonada N., N. Prat, V.H. Resh, B. Statzner. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495 - 523.
- Bueno J., F. Álvarez, S. Santiago. 2005. Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Conabio, México, 386 pp.
- Cao Y., A. Bark, P. Williams. 1997. Analysing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: a framework for the development of biotic indices. *Water Research* 31: 884-892.
- Carvacho-Aránguiz Caroline A. 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del limari en Chile. Tesis Universidad de Barcelona. 70 p.
- Cummins KW. 1974. Structure and Function of Stream Ecosystem. *BioScience*, 29(11):631 – 641.
- Domínguez-Cervantes E. 2009. Conectividad biológica y social: zonas de influencia de las áreas naturales protegidas. Corredor Biológico Mesoamericano, México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad,



Serie Conocimientos 5. México, D. F. 134 p.

- Dudgeon D. 1989. The influence of riparian vegetation on the functional organization of four Hong Kong stream communities. *Hydrobiología*; 179:183-194.
- González-Valdivia N., E. Barba-Macías, S. Hernández-Daumas, S. Ochoa-Gaona. 2014. Avifauna en sistemas silvopastoriles en el Corredor Biológico Mesoamericano, Tabasco, México. *Revista Biología Tropical (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 62 (3): 1031-1052.*
- González-Valdivia N. A., G. González-Escolástico, E. Barba, S. Hernández-Daumás, S. Ochoa-Gaona. 2013. Mirmecofauna asociada con sistemas agroforestales en el Corredor Biológico Mesoamericano en Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 905-928.
- Green J., W. Swietlik. 2000. A Stream Condition Index (SCI) for west Virginia wadeables stream. *Tetra Tech*: 80 pp.
- Guzmán-Soto Cristian J., E. Tamarís-Turizo Cesar. 2014. Hábitos alimentarios de individuos inmaduros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en la parte media de un río tropical de montaña. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 62 (Suppl. 2): 169-178,*
- IEG-WB (Independent Evaluation Group-World Bank). 2011. Análisis de programa regional: el Corredor Biológico Mesoamericano. Banco Mundial, Análisis de Programa Regional 5, Washington D. C. 112 p.
- Ramírez A., P.E. Gutiérrez. 2014. Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: Avances recientes y direcciones futuras. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 62 (Suppl. 2): 9-20.*
- Roldán G. 1992. Fundamentos de la Limnología Neotropical. Universidad de Antioquia. Medellín, 529 pp.
- SEDESPA (Secretaría de Desarrollo Social y Protección al Ambiente). 2006. Programa de ordenamiento ecológico del estado de Tabasco. Gobierno de Tabasco, Villahermosa, Tabasco.
- Vivas S., J. Casas, I. Pardo, S. Robles, N. Bonada, A. Mellado, N. Prat, J. Alba-Tercedor, M. Álvarez, M. M. Bayo, P. Jaimez-Cuéllar, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Abarca, C. Zamora-Muñoz, G. Moyá. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica* 21: 149-173.





Análisis de las preferencias alimenticias y estructuras tróficas de los macroinvertebrados acuáticos en un río de montaña colombiano

Granados-Martínez Cristian y Acuña-Vargas Julio

Universidad de la Guajira, Grupo de investigación EBET. Km 5 Vía Maicao Universidad de la Guajira. Riohacha-La Guajira Colombia.
Autor de correspondencia: biolocrisiam@gmail.com y cegranados@uniguajira.edu.co

Resumen

El objetivo principal de este trabajo fue realizar el análisis de dietas de los macroinvertebrados más representativos presentes en el río del Molino en el departamento de la Guajira Colombia. Se realizaron colectas con la ayuda de una red surber en de los diferentes microhábitats encontrados en el lecho del río, posteriormente las muestras se depositaron en alcohol al 96% para su conservación e identificación en el laboratorio de la Universidad de la Guajira. En el laboratorio se procedió al análisis de contenido intestinal de los ejemplares más abundantes. En total se analizaron 195 tractos digestivos, distribuidos en seis órdenes, 10 familias y 10 géneros. Los géneros analizados fueron: *Leptonema*, *Chimarra*, *Anacroneuria*, *Nectopsyche*, *Tabanus*, *Simulium*, *Pseudodisersus*, *Corydalus*, *Camelobaetidis*, *Baetodes*. El contenido fue clasificado en 5 categorías diferentes, detritus fino (MOPF), detritus grueso (MOPG), microalgas (MCR), hifas de hongos (HI) y material animal (MA). Los mayores recursos explorados por los géneros analizados, fueron MOPF, MCR y MA, con 52, 26 y 18% respectivamente. Los recursos menos explorados fueron, MOPG, y HI, con 3 y 1% respectivamente. El mayor recurso explotado fue MOPF, clasificando a la mayoría de los taxones como detritívoros, coincidiendo con los trabajos realizados por otros autores en el Neotrópico. Al comparar las dietas entre los diferentes géneros, con la prueba NPMANOVA, se encontró diferencias significativas ($p < 0.05$) en la mayoría de los géneros, únicamente no hubo diferencias entre los géneros *Simulium* y *Chimarra*.

Abstract

The main goals of this study was the analysis of diets of the most representative macroinvertebrates present in the Molino River in the department of La Guajira Colombia. Benthic macroinvertebrate fauna was sampled with a Surber net in different microhabitats, The samples were preserved in 96% alcohol for conservation and identification in the laboratory of the University of La Guajira. In the laboratory we proceeded to the analysis of intestinal content of the most abundant specimens. In total 195 digestive tracts were analyzed, distributed in six orders, 10 families and 10 genera. The genera analyzed were: *Leptonema*, *Chimarra*, *Anacroneuria*, *Nectopsyche*, *Tabanus*, *Simulium*, *Pseudodisersus*, *Corydalus*, *Camelobaetidis*, *Baetodes*. The content was classified into 5 different categories, fine detritus (FPOM), coarse detritus (MOPG) microalgae (MCR), fungal hyphae (HI) and animal material (MA). The greater resources explored by gender analyzed were FPOM, MCR and MA, with 52, 26 and 18% respectively. Less resources were explored, MOPG, and HI, with 3 and 1% respectively. The greatest resource explored was FPOM, so most of the taxa were classified as detritivores, coinciding with the studies of other authors in the Neotropics. Comparing the diets between different genres with NPMANOVA test, we found significant differences ($p < 0.05$) in almost all genders analyzed, only there was no difference between genders *Simulium* and *Chimarra*.

Palabras clave: Detritus fino y grueso, grupos funcionales de alimentación, gremios tróficos

Introducción

La alimentación es un rasgo biológico que puede variar de acuerdo a las condiciones ambientales, por esto las estrategias de alimentación reflejan las adaptaciones de las especies y podrían servir como una medida funcional cuando se trata de evaluar a un ecosistema lótico (Statzner *et al.*, 2001). El conocimiento de los hábitos alimentarios de los organismos en los ecosistemas lóticos contribuye a una mejor comprensión de las actividades naturales de estos ambientes (Cummins, 1973).

Los macroinvertebrados acuáticos son de gran importancia en términos de su función ecológica, ya que constituyen la conexión entre los recursos basales (detritos y algas) y los peces en los ambientes lóticos (Hynes, 1970; Allan, 2007). Las funciones ecológicas pueden describirse mediante una multitud de rasgos biológicos generales que expresan las adaptaciones a las condiciones ambientales de un ecosistema (Townsend y Hildrew, 1994). Para describir la función de los insectos acuáticos hay actualmente dos clasificaciones principales, las cuales son usadas según la alimentación.

Cummins (1973) describió los grupos funcionales alimentarios, basados en el comportamiento de alimentación, estos grupos incluyen: trituradores, recolectores, raspadores y depredadores, por otra parte, los insectos pueden ser clasificados en gremios tróficos según el alimento que consuman. Estos pueden ser: detritívoros, herbívoros, y depredadores. Aunque algunos trabajos tienden a combinar ambas clasificaciones, es importante distinguir entre ellas.

Los grupos funcionales se enfocan en función (raspador: raspar el sustrato) y los gremios en el alimento consumido (detrito o tejido vivo) sin importar la forma de consumo. La gran importancia que tienen los macroinvertebrados en el mantenimiento de estructuras tróficas, difiere, con la poca información que se ha generado en la descripción de los hábitos alimenticios para el Neotrópico (Albariño y Valverde 1998; Posada-García y Roldán-Pérez 2003; Motta y Uieda 2004; Díaz Villanueva y Trochine 2005; Cummins *et al.*, 2005; Tomanova *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Boyero *et al.*, 2009).

El objetivo de esta investigación fue analizar las dietas y describir los gremios tróficos de los principales macroinvertebrados acuáticos presentes en el río el Molino, La Guajira, Colombia, esta investigación servirá de insumo para futuros trabajos donde se evalúe el rol funcional de estos organismos y cuando se requiera hacer una aproximación de la estructura trófica en términos de interacciones y de flujo de energía.

Materiales y métodos

Área de estudio

El muestreo se localizó en las coordenadas geográficas, 10° 38' 36.10" N y 72° 53' 57.75" W, a una altura aproximada de 240 m s.n.m (Fig. 1). El río El Molino, está localizado en la parte sur del departamento de la Guajira, en el municipio que lleva su mismo nombre, sobre la llanura central entre la Serranía del Perijá y la Sierra Nevada de Santa Marta. La temperatura varía entre 26°C y 34°C y presenta una pluviosidad de 800 a 1000 mm año, este río surte al acueducto local municipio.

Fase de campo

Este estudio se realizó durante cuatro jornadas en la estación seca, comprendida entre los meses



de Enero-Abril del 2012. Para esto se seleccionó tres tramos. Para la colecta del material, se tomaron muestras con la ayuda de una red Surber con apertura de malla de 250 μm (área de muestreo = 0.09 m^2). El material extraído por la red Surber, fue almacenado y rotulado en bolsas de polietileno y preservado en alcohol al 96%.

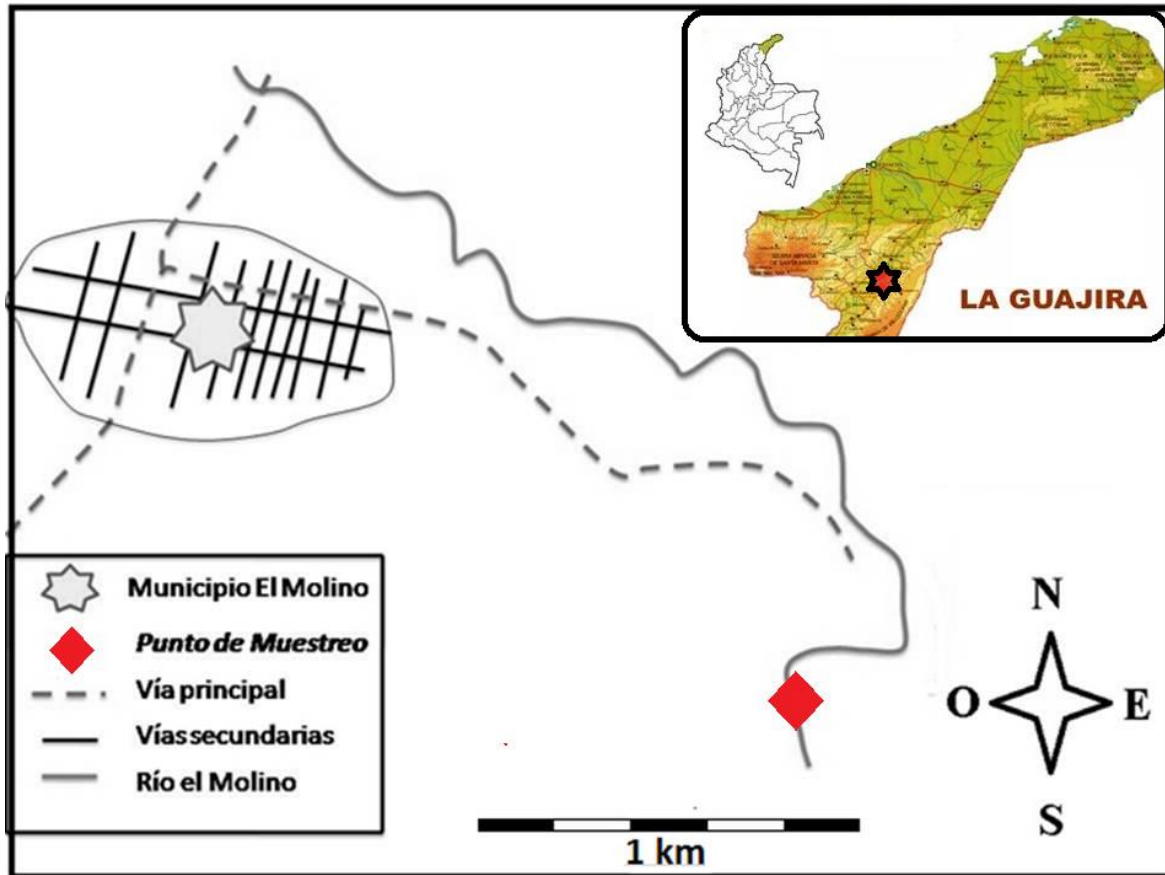


Figura 1. Área de estudio, ubicación de la zona de muestreo en el río El Molino en el departamento de la Guajira-Colombia.

Fase de laboratorio

Utilizando claves especializadas el material biológico fue determinado hasta el nivel taxonómico más específico posible. Debido a la limitación taxonómica, se asumió las propuestas de Dolédec *et al.* (2000) y Gayraud *et al.* (2003), quienes sugieren que la resolución hasta nivel de especie no es indispensable en estudios de diversidad funcional, considerando al género como el máximo nivel necesario. De esta manera se seleccionaron los géneros con mayor representación para hacer el análisis de las dietas.

Para el análisis de las dietas se empleó las técnicas propuestas por Tomanova *et al.* (2006) y Muñoz *et al.* (2009). Se analizó un mínimo de cinco tractos digestivos de organismos de un mismo tamaño según el género; cada tracto de cada género fue combinado y homogeneizado en alcohol polivinílico sobre un porta objeto, generando así placas semipermanentes, las cuales fueron observadas bajo un microscopio óptico, tomando 20 campos al azar y un registro fotográfico de cada campo. De esta manera se delimitaron las áreas en micras, reconociendo las diferentes categorías alimenticias (Fig. 2). A partir de la delimitación de las áreas en micras, se describió y cuantificó en términos de porcentaje, el área que ocupaba cada categoría en las placas. Para asignar el gremio trófico se utilizó la clasificación propuesta

por Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014), la cual tiene énfasis en el tipo de recurso consumido por los organismos y su lugar en la red alimenticia (Blondel, 2003). El concepto de gremio puede incluir grupos tales como los depredadores, definidos como organismos que consumen tejido animal, herbívoros o raspadores aquellos que consumen productores primarios, detritívoros son aquellos que consumen materia orgánica en descomposición (hojas y partículas finas de los ríos) y omnívoros como aquellos que consumen recursos de plantas y animales o aquellos que se alimentan de más de un nivel trófico Simberloff y Dayan (1991).

Análisis estadístico

Para observar las proporciones según las dietas de cada género, se utilizó un gráfico de barras, luego para detallar los grupos que formaban los géneros respecto a las dietas, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico NMDS con los porcentajes promedio de cada tipo de alimento (categoría) versus los géneros, con previa transformación de los datos a Arcoseno (Sokal y Rohlf, 1995). Por último se realizó un Análisis multivariado de varianza no paramétrico-NPMANOVA, $p < 0.05$ (Anderson, 2001), para comprobar las posibles diferencias estadísticas de los contenidos dominantes entre géneros. Los paquetes estadísticos utilizados para los análisis fueron R x 64 3.0.2 versión libre y PAST versión 2.16.

Resultados

En términos generales se analizó el tracto digestivo de 250 individuos, distribuidos en seis órdenes, 10 familias y 10 géneros. Los géneros analizados fueron: *Leptonema* (Trichoptera), *Chimarra* (Trichoptera), *Anacroneuria* (Plecoptera), *Nectopsyche* (Trichoptera), *Tabanus* (Diptera), *Simulium* (Diptera), *Pseudodisersus* (Coleoptera), *Corydalus* (Megaloptera), *Camelobaetidius* (Ephemeroptera), *Baetodes* (Ephemeroptera) (Fig. 2).

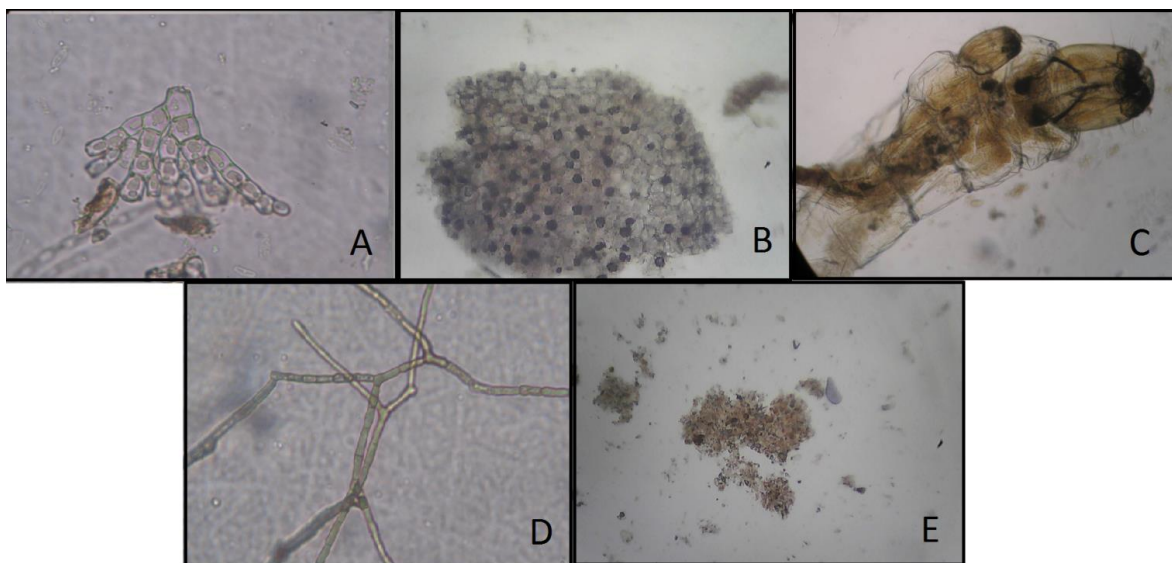


Figura 2. (A). Microalgas perifíticas (MCR) encontrado en el intestino de *Baetodes* (40x). (B). Detritos Grueso (MOPG) encontrado en el tracto de *Tabanus* (10x). (C) Material animal (MA) (Chironomidae) encontrado en el intestino de *Anacroneuria* (10x). (D) Hifas de Hongos (HI) encontrados en *Leptonema* (10x). (E). Detritos fino (MOPF) encontrado en el tracto de *Camelobaetidius* (10x).



El contenido se clasificó en cinco categorías diferentes, Detritus fino (MOPF), Detritus Grueso (MOPG), Microalgas (MCR), Hifas de hongos (HI) y Material animal (MA) (Fig. 2). En general, los mayores recursos explorados por los géneros analizados, fueron MOPF, MCR y MA con 52, 26 y 18% respectivamente. Los recursos menos explorados fueron, MOPG y HI con 3 y 1% respectivamente (Fig. 3).

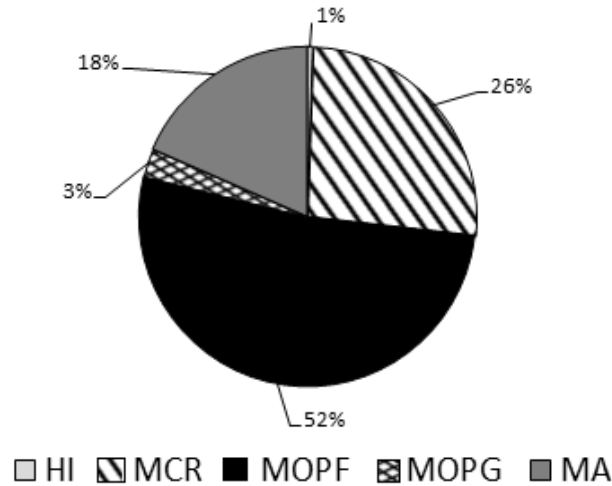


Figura 3. Porcentaje general de las categorías alimenticias en todos los macroinvertebrados analizados en el río el Molino.

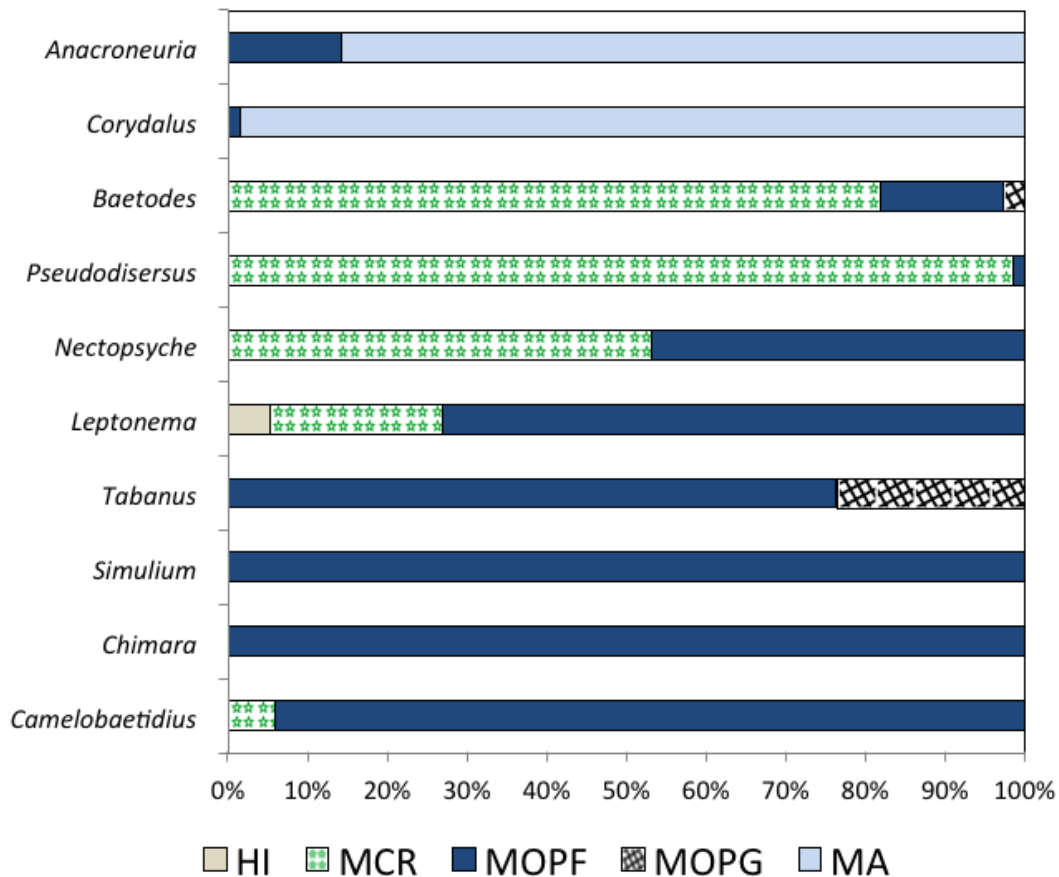


Figura 4. Porcentaje promedio de cada categoría alimenticia en los 10 géneros de macroinvertebrados analizados en el río El Molino.

En los tractos digestivos de los géneros *Corydalis* y *Anacroneuria* se encontró en más de un 80% la categoría MA, al igual que los géneros *Baetodes* y *Pseudodisersus*, en los cuales se encontró en más de un 80% la categoría MCR. En los géneros *Simulium*, *Chimarra* y *Camelobaetidius*, se encontró la categoría MOPF en más de un 90%, mientras que en los géneros *Tabanus* y *Leptonemaesta* misma categoría estuvo presente en menos de un 80%. Por último el género *Neptoshiche*, tuvo una dieta variada entre MCR y MOPF, con 53 y 47% respectivamente (Fig. 4).

En el NMDS, se puede observar las agrupaciones de las categorías alimenticias con los géneros analizados, con un estrés de 0.03, lo cual explica un buen ajuste (Fig. 5). En la figura 5 se puede observar la formación de tres grupos, donde el primer lo constituyen los géneros *Corydalis* y *Anacroneuria*, los cuales según su alimentación pueden ser clasificados dentro del gremio depredadores ya que se encontró en su mayoría material animal en su tracto digestivo, el segundo grupo lo forman los géneros *Leptonema*, *Simulium*, *Chimarra*, *Camelobaetidius* y *Tabanus*, este grupo puede ser clasificado dentro del gremio detritívoros, ya que se encontró dentro de su tracto digestivo MOPF y MOPG y el tercer grupo lo forman los géneros *Nectopsyche*, *Pseudodisersus* y *Baetodes*, donde estos pueden ser clasificados dentro del gremio trófico raspadores o herbívoros.

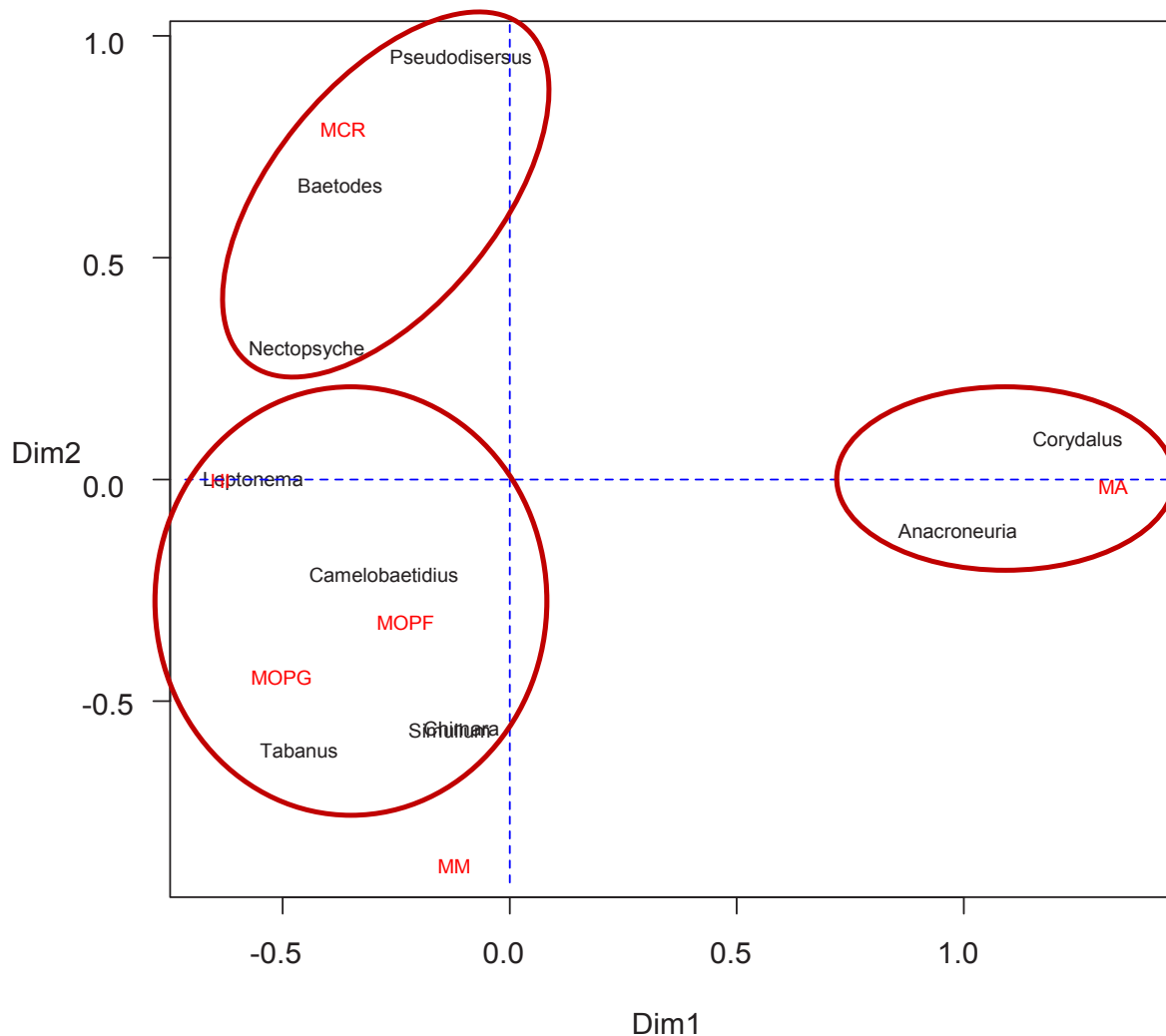


Figura 5. Escalamiento multidimensional (NMDS) aplicado a los macroinvertebrados analizados sobre la base de las diferentes categorías alimenticias.



Al aplicar la prueba NPMANOVA entre las dietas de los géneros, se detectó diferencias significativas ($p < 0.05$), permitiendo establecer la diferencia que separa a cada grupo o la asignación secundaria de los taxones. De esta forma, la mayoría de los géneros presentaron diferencias significativas entre sí (NPMANOVA, $p > 0.05$). Solo en *Simulium* y *Chimarra* no se encontró diferencias significativas (NPMANOVA, $p > 0.05$). Sin embargo, ambos géneros fueron significativamente diferentes de los otros grupos analizados ($p < 0.05$).

Discusión

En este estudio se reconocieron cinco categorías alimenticias MCR, MOPF, MOPG, MA y HI; coincidiendo con los autores Merritt y Cummins (1996), Tomanova *et al.* (2006), Chará-Serna *et al.* (2010) y Guzmán-Soto y Tamarís-Turizo (2014). El mayor recurso frecuentado por los macroinvertebrados colectados fue MOPF, clasificando a la mayoría de los taxa como detritívoros, coincidiendo con los trabajos realizados por otros autores en el neotrópico (Palmer *et al.*, 1993; Tomanova *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2010; Guzmán-Soto y Tamarís-Turizo 2014). La descomposición de las hojas a detritos finos en los ríos tropicales es rápida (Dudgeon, 1982; Covich, 1988; Mathuriau y Chauvet 2002; Dobson *et al.*, 2002) y es un proceso que continua durante todo el año. De esta forma el detritus debe ser omnipresente y abundante en los ecosistemas de agua dulce neotropicales. Esto indica que la aparición de este alimento en los intestinos es principalmente debido a su alta disponibilidad en el hábitat (Allan, 1982; Allan *et al.*, 1987; Henriques-Oliveira *et al.*, 2003).

En general se agruparon tres gremios tróficos: depredadores, detritívoros y raspadores. Dentro de los depredadores se encontraron los géneros *Corydalus* (Megaloptera) y *Anacroneuria* (Megaloptera), donde el primero ha sido reportado como depredador por los autores Tomanova *et al.* (2006), Chará-Serna *et al.* (2010) y Domínguez y Fernández (2009). De igual manera el género *Anacroneuria* ha sido reportado como depredador por los autores Tamarís-Turizo *et al.* (2007), Tomanova *et al.* (2006), Chará-Serna *et al.* (2010) y Guzmán-Soto y Tamarís-Turizo (2014). Sin embargo, este ha sido reportado como detritívoro en estadios tempranos (Merritt *et al.*, 2008). A pesar de compartir en gran proporción el mismo recurso, estos géneros registraron diferencias significativas entre sí ($p < 0.05$).

En este estudio se encontró MOPF dentro del tracto digestivo de *Anacroneuria*, pero en una proporción menor a la de MA, posiblemente este material hace parte de las mismas presas que consume el género. Dentro del gremio detritívoro se encontraron los géneros *Leptonema*, *Simulium*, *Chimarra*, *Camelobaetidius* y *Tabanus*. Según algunos estudios el género *Leptonema*, es considerado como omnívoro por alimentarse de varios recursos tanto animales como vegetales (Merritt *et al.*, 2008), sin embargo en este estudio fue considerado como detritívoro, coincidiendo con lo propuesto por Guzmán-Soto y Tamarís-Turizo (2014). No obstante se encontró dentro de su tracto digestivo una porción menor de MCR y HI.

El género *Simulium* según Merritt *et al.* (2008) es considerado omnívoro, lo cual difiere de lo encontrado en este estudio, donde se encontró en su tracto digestivo una proporción alta de MOPF, clasificando a este género como detritívoro. El género *Chimarra*, es considerado por algunos autores como filtrador y en algunos casos como recolector dentro del grupo funcional (Merritt y Cummins 1996, Tomanova *et al.*, 2006), lo cual concuerda con lo hallado en su tracto digestivo, donde se encontró en gran proporción MOPF, clasificando a este género dentro del gremio detritívoro, coincidiendo con lo propuesto por Guzmán-Soto y Tamarís-Turizo (2014).

Cuando se compararon los géneros *Simulium* y *Chimarra* no se encontró diferencias significativas (NPMANOVA, $p > 0.05$), lo que sugiere un perfil dietario análogo. El género *Camelobaetidius* fue considerado en este estudio dentro del gremio detritívoro, con una gran proporción de MOPF dentro de su tracto. De este género no existe una descripción en el neotrópico que hable de sus hábitos alimenticios ni tampoco de su grupo funcional. En este estudio se describe por primera vez sus hábitos alimenticios y su gremio trófico. El género *Tabanus* es considerado por Merritt *et al.* (2008) como depredador, sin embargo en este estudio se encontró en su tracto MOPF y en menor proporción MOPG, lo cual lo ubica dentro del gremio detritívoro. Chará-Serna *et al.* (2010) definen a este género dentro del grupo funcional fragmentador, lo cual confirma el gremio trófico seleccionado en este estudio.

Dentro del gremio raspador o herbívoro, se agruparon los géneros *Nectopshiche* (Trichoptera), *Pseudodisersus* (Coleoptera) y *Baetodes* (Ephemeroptera). El género *Nectopshiche* según Merritt *et al.* (2008), es raspador-herbívoro, lo cual concuerda con lo encontrado en este estudio, sin embargo, también se encontró en casi un 50% MOPF, lo cual concuerda con lo propuesto con Chará-Serna *et al.* (2010) quienes definen a este género dentro del grupo funcional fragmentador; esto significa que este género puede ser raspador herbívoro y a su vez detritívoro.

En el tracto digestivo del género *Pseudodisersus* se encontró en gran parte MCR; hasta el momento no existe reporte del hábito alimenticio de este género, por lo cual se reporta por primera vez su hábito alimenticio y su gremio trófico. El género *Baetodes* es considerado como raspador según Baptista *et al.* (2006) y Merritt *et al.* (2008) lo cual coincide con lo encontrado en este estudio.

Cuando se compararon las dietas entre los diferentes géneros, con la prueba NPMANOVA, se detectó diferencias significativas ($p < 0.05$) en casi todos los géneros, únicamente no hubo diferencias entre los géneros *Simulium* y *Chimarra*, estas diferencias posiblemente se expliquen a que cada género presentó una dieta con proporciones variadas. Estas variaciones son un ejemplo de la alta plasticidad que exhiben los taxa neotropicales en sus hábitos alimenticios, característica que les facilita adaptarse a las condiciones fluctuantes del trópico (Tomanova *et al.*, 2006).

Conclusiones

El detrito fino se encontró en todos los taxa analizados y fue el recurso más frecuentado por los macroinvertebrados, por lo cual se clasificó a la mayoría como detritívoros, lo cual demuestra la omnipresencia de este recurso y su uso como base en las redes tróficas de los ríos del Neotrópico.

La comunidad de macroinvertebrados del río el Molino fue clasificada según sus gremios tróficos en: detritívoros, depredadores y raspadores. Dentro de los depredadores se encontraron los géneros *Corydalis* (Megaloptera) y *Anacroneuria* (Megaloptera); dentro del gremio detritívoro se encontraron los géneros *Leptonema*, *Simulium*, *Chimarra*, *Camelobaetidius* y *Tabanus*; los géneros *Nectopshiche* (Trichoptera), *Pseudodisersus* (Coleoptera) y *Baetodes* (Ephemeroptera) fueron clasificados como raspadores o herbívoros.

Este estudio describe por primera vez el hábito alimenticio y el gremio trófico para los géneros *Camelobaetidius* y *Pseudodisersus* lo cual muestra la falta de estudios de este tipo que ayuden a comprender el funcionamiento de los afluentes del Neotrópico.



Agradecimientos

A la Universidad de la Guajira que permitió la realización de este trabajo a través de la Facultad de Ciencias Básicas y Aplicadas, a su programa de Biología y al Centro de Investigaciones de la misma Universidad, por su gran apoyo.

Bibliografía

- Albariño R. J., A. Valverde. 1998. Hábito alimenticio del estado larval de *Parasericostomacristatum* (Trichoptera: Sericostomatidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 57, 131-135.
- Allan J. D., A. S. Flecker, N. L. McClintock. 1987. Prey preference of stoneflies: sedentary vs mobile prey. *Oikos* 49: 323-331.
- Allan J.D., Y.M. M. Castillo. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Second Edition. Springer, 436p.
- Anderson M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32-46.
- Baptista D. F., D.F. Buss, L.G. Dias, J.L. Nessimian, E.R. Da Silva, A.H.A. De Moraes Neto, S.N. de Carvalho, De M.A. Oliveira, L.R. Andrade. 2006. Functional feeding groups of Brazilian *Ephemeroptera nymphs*: ultra structure of mouthparts. *Annales de Limnologie*, 42, 87-96.
- Blondel J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos*, 100, 223-231. En : Ramírez, A. & P.E. Gutiérrez-Fonseca. 2014. Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Revista de Biología Tropical*. 62(Suppl. 2): 9-20.
- Boyero L., R.G. Pearson, D. Dudgeon, M.A.S. Gracía, M.O. Gessner, R.J. Albariño, V. Ferreira, C.M. Yule, A.J. Boulton, M. Arunachalam, M. Callisto, E. Chauvet, A. Ramirez, J. Chará, M.S. Moretti, J.F. Goncalves Jr., J.E. Helson, A.C. Chará-Serna, Encalada, J.N. Davies, S. Lamothe, A. Cornejo, J. Castela, A.O.Y. Li, L.M. Buria, V.D. Villanueva, M.C. Zuñiga, C.M. Pringle. 2011a. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, 92, 9, 1839-1848.
- Boyero L. A. Ramirez, D. Dudgeon, R.G. Pearson. 2009. Are tropical streams really different? *J. North Am. Benth. Soc.*, 28, 397-403.
- Chará-Serna A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M. d. C., Pedraza, G. X., & Giraldo, L. P. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera Colombiana. *Universitas Scientiarum*, 15, 27-36.
- Clarke K. R., & Gorley, R. N. (2005). *PRIMER v5: User manual/ tutorial*. Plymouth: Primer-E Ltd.
- Covich A. P., 1988. Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 361-386.
- Cummins K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18:183-206.
- Cummins K. W., R.W. Merritt, P.C.N. Andrade. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies of Neotropical Fauna and the Environment*, 40, 69-89.
- Díaz Villanueva V., R. Albariño. 1999. Feeding habits of Notoperlaarchiplatae (Plecoptera) larvae in a North Patagonia Andean stream, Argentina. *Hydrobiologia*, 412:43-52.
- Dobson M., A. Magana, J. M. Mathooko, F. K. Ndegwa. 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology* 47:909-919.
- Dolédec S., J.M. Olivier, B. Statzner. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Arch. Hydrobiol.* 148: 25-43.
- Domínguez E., Fernández, R. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Dudgeon D. 1982. The life history of *Brotiahainanensis* (Brot, 1872) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiariidae) in a tropical forest stream. *Zool. J. Linn. Soc.* 76, 141-154. En: Dudgeon, D., and K. K. Y. Wu. 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? *Archiv für Hydrobiologie* 146:65-82.
- Gayraud S., B. Statzner, P. Bady, A. Haybach, F. Scholl, P. Usseglio Polatera & M. Bacchi, 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* 48: 120.
- Guzmán-Soto C. J., C.E. Tamaris-Turizo. 2014. Hábitos alimentarios de individuos inmaduros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en la parte media de un río tropical de montaña. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 62 (Suppl. 2): 169-178.
- Henriques-Oliveira A. L., J. L. Nessimian, L. F. M. Dorville. 2003. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 63: 269-281.
- Hynes H.B. 1970. *The ecology of running waters*. Canada, University of Toronto Press, 555p.
- Mathuriau C., E. Chauvet. Breakdown of Litter in a Neotropical Stream. *JN Am Benthol Soc.* 2002;21(3):384-396.
- Merritt R. W., K. W. Cummins (Eds.). 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 3rd ed. Kendall/

- Hunt, Dubuque, IA.
- Merritt R.W., K.W. Cummins, M.B. Berg. 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Kendall/Hunt Publishing Company, 1214 p.
- Motta, R. L. , V. S. Uieda. 2004. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology* 64 (4): 809-817.
- Muñoz, I., A. Romani, A. Rodrigues, J. González , E. García. 2009. Relaciones tróficas en el ecosistema fluvial. En: Elosegí A, Sabater S. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Los autores, de la edición en español, Fundación BBVA. pp 344-351.
- Palmer, C., J. O'Keeffe, A. Palmer, T. Dunne y S. Radloff, 1993. Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River Eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. *Freshwater Biology* 29: 441-453.
- Posada, G. J., G. Roldán. 2003. Clave ilustrada y diversidad de larvas de Trichoptera en el Noroccidente de Colombia. *Caldasia*, 25(1), 169-192.
- Posada-García, J.A., Roldán-Pérez, G., 2003.- Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el Nor-Occidente de Colombia. *Caldasia*, 25:169-192.
- Ramírez, A. , P.E. Gutiérrez-Fonseca. 2014. Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Revista de Biología Tropical* 62(Suppl. 2): 9-20.
- Reynaga, M. C. 2009. Hábitos alimentarios de larvas de Tricóptera (Insecta) de una cuenca subtropical. *Ecología Austral* 19:207-214. Asociación Argentina de Ecología.
- Simberloff, D., T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22, 115-143.
- Statzner, B., A. G. Hildrew, V. H. Resh, 2001. Species traits and environmental constraints: Entomological research and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology* 46: 291-316.
- Tamaris-Turizo, C., R. Turizo-Correa, M.C. Zúñiga. 2007. Distribución espacio-temporal y hábitos alimentarios de ninfas de *Anacronuria* (Insecta: Plecoptera: Perlidae) en el río Gaira (SNSM, Colombia). *Caldasia*, 29(2), 375-385.
- Tomanova, S., E. Goitia, J. Helešic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556:251-264.
- Townsend, C. R. & A. G. Hildrew, 1994. Species traits in relation to habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-275.



Ecología de la comunidad de invertebrados bentónicos en la zona profunda de un lago oligotrófico tropical

Hernández Ma. del Carmen¹, Alcocer Javier², Oseguera Luis A.² y Escobar Elva³

¹ Universidad Nacional Autónoma de México. Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, 04510 México, D.F. Autor para correspondencia: carfonshe@hotmail.com.

² Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Proyecto de Investigación en Limnología Tropical. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala. 54090 Tlalnepantla, Estado de México, México.

³ Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología. A.P. 70-305 Ciudad Universitaria; 04510 México, D.F.

Resumen

La dinámica de la comunidad de fauna bentónica de la zona profunda del lago Alchichica se estudió por un periodo de 15 meses. El ensamble estuvo constituido por dos taxa, un ostrácodo (*Candona* cf. *patzcuaro*) que fue dominante y se registró durante todo el periodo de estudio, y un quironómido (*Chironomus* sp.) que ocurrió temporalmente durante el periodo de circulación (febrero-mayo). El ensamble mostró una densidad ($1,197 \pm 1,976$ ind m^{-2}) y biomasa (16.13 ± 30.81 mg C m^{-2}) reducidas. La anoxia prolongada que se genera durante el periodo de estratificación, junto con la presencia de concentraciones elevadas de H_2S (3.08 mg L^{-1}) son los factores ambientales que limitan por siete meses la colonización y/o permanencia de invertebrados bentónicos en la zona profunda.

Abstract

The dynamics of the deep benthic community of lake Alchichicawere studied over 15 months. The assemblage was restricted to two taxa, oneostracod (*Candona* cf. *patzcuaro*) that was dominant and recorded throughout the study period, and one chironomid (*Chironomus* sp.) that was found only temporarily during the circulation period (February-May). The assemblage showed a low density ($1,197 \pm 1,976$ ind m^{-2}) and biomass (16.13 ± 30.81 mg C m^{-2}). The prolonged anoxia that occurs during the stratification period and the presence of high concentrations of hydrogen sulfide (3.08 mg L^{-1}) are the environmental factors that constraint for seven months the colonization and/or permanence of benthic invertebrates in the profundal zone.

Palabras clave: bentos profundo, lago tropical, anoxia

Introducción

El ensamble de invertebrados bentónicos es el conjunto de organismos que viven sobre o inmersos en el sedimento de un sistema acuático. El estudio de estos organismos ha permitido monitorear la condición de diversos ecosistemas acuáticos. La fauna béntica considera indicadora útil ya que su estructura comunitaria se da en función del estado trófico y disponibilidad de oxígeno disuelto en los sistemas acuáticos.

La relevancia ecológica radica en que los componentes del bentos son procesadores de la materia orgánica que se deposita en el fondo y representan una fuente de alimento esencial para niveles tróficos superiores. La composición taxonómica y dinámica comunitaria de la fauna bentónica que habita la zona profunda de sistemas acuáticos dependen en gran medida, de la cantidad de materia producida en el lago y exportada hacia el fondo. Los organismos bentónicos, generalmente dependen de la producción

primaria (fitoplancton) en capas superficiales de la columna de agua, que es esencial para el flujo de energía dentro de los sistemas acuáticos.

El aprovechamiento de este recurso no necesariamente se manifiesta en términos numéricos (densidad), también puede ser utilizado como energía para crecimiento somático o maduración sexual de los organismos, lo cual se ve reflejado directamente en la biomasa del ensamble de organismos (Goedkoop y Johnson, 1996). Sin embargo, a medida que se incrementa la materia orgánica, las condiciones alimenticias mejoran, pero al mismo tiempo aumentan los procesos de descomposición, lo que provoca el agotamiento de oxígeno en el sedimento (Jørgensen y Revsbech, 1985), limitando el espacio para que la fauna bentónica aerobia pueda existir con efecto de la distribución vertical de las especies (Newrkla y Gunatilaka, 1982).

Por lo tanto la biota de la zona profunda refleja una riqueza taxonómica y abundancia reducida, debido a que estos organismos generalmente se enfrentan a la reducción y/o ausencia de oxígeno (Talling, 1992), por lo que desarrollan estrategias para colonizar o persistir en éste tipo de hábitats considerados inestables y de calidad marginal (Verschuren *et al.*, 1999). En las últimas décadas de los estudios sobre fauna bentónica sólo algunos han considerado la composición taxonómica y ecología de comunidades bentónicas de las zonas profundas de sistemas epicontinentales tropicales. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue contribuir al estudio de la dinámica espacial y temporal de la comunidad de invertebrados bentónicos de la zona profunda del lago Alchichica, México.

Materiales y métodos

El presente estudio se llevó a cabo en el lago Alchichica (19° 24.7' N, 97° 24.0' W) localizado en la cuenca endorreica Oriental (4,982 km²) en el extremo SE del Altiplano Mexicano, entre los estados de Puebla, Veracruz y Tlaxcala (Alcocer *et al.*, 2000; Filonov *et al.*, 2006). El lago posee una forma casi circular (2.3 km²) con una profundidad máxima de 62 m (Filonov *et al.*, 2006). Es un lago salino (salinidad = 8.5 ± 0.52 g l⁻¹; conductividad = 13 ± 0.5 mS cm⁻¹) y de pH básico (8.7-9.2), cuyo aporte principal de agua es a través del manto freático. Se caracteriza por ser un lago monomítico cálido con un periodo de mezcla durante la época fría seca (finales de diciembre o inicios de enero a finales de marzo o principios de abril) y permanece estratificado durante la época cálida de lluvia (Alcocer *et al.*, 2000).

Se llevó a cabo una caracterización biológica y ambiental en la zona profunda del lago (> 50 m) durante 15 meses (octubre 2009 – diciembre 2010), en donde se establecieron cuatro estaciones (E1 = 62 m, E2 = 61 m, E3 = 60 m, E4 = 50 m) para representar un gradiente batimétrico. Con una sonda multiparamétrica de monitoreo de calidad del agua marca Hydrolab modelo DS4 acoplado a un sistema de captura y almacenaje de información marca Hydrolab modelo SVR4 se midieron in situ perfiles de temperatura y oxígeno disuelto.

La textura del sedimento se obtuvo por la técnica de tamizado en seco para las partículas gruesas (arenas) y de pipeteo en húmedo para las finas (limos y arcillas) (Folk, 1969). El contenido porcentual de materia orgánica y carbonatos del sedimento fue calculado con base en la técnica de pérdida en combustión (LOI) a 550°C y 950°C, respectivamente (Weber, 1973).

Para evaluar los flujos de carbono total particulado (CTP) se emplearon trampas de sedimento que fueron recolectadas mensualmente. Una alícuota de cada trampa, se filtró y proceso para su posterior



medición con ayuda de un analizador elemental Carlo Erba® modelo NC2100. Para obtener la fauna bentónica se utilizó una draga tipo Ekman (0.0225 m² de área, 15 x 15 x 15 cm); las muestras fueron tomadas por triplicado en cada estación de muestreo. Cada muestra se redujo en volumen con lavados *in situ* a través de una malla de 0.062 mm de apertura para retener tanto macro y meiofauna (Gray, 1981; Wetzel, 1981).

Las muestras fueron fijadas con alcohol grado 96 adicionado con rosa de bengala como colorante vital (APHA et al., 1985). Los organismos se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible con la ayuda de claves generales (Edmonson, 1959; Pennak, 1978) y especializadas para cada grupo (Epler, 2001; Meisch, 2000). Los organismos de cada especie se cuantificaron para calcular su densidad (ind·m⁻²). El cálculo de la biomasa se determinó por el método de biovolumen (Warwick y Price, 1979; Higgins y Thiel, 1988). El biovolumen (nl) se transformó a peso húmedo fijado, peso seco y carbono mediante los factores propuestos por Gerlach (1971), Feller y Warwick (1988) y Giere (1993), respectivamente.

Los datos se transformaron por medio de Log₁₀ (n+1), se comprobó su normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianza (Prueba de Levene). Un análisis de varianza unifactorial (ANOVA) se realizó para probar si en las variables ambientales existen diferencias significativas espacial y temporalmente. Para determinar las diferencias entre pares de medias se utilizó la prueba de Tukey. Debido a que las variables biológicas (densidad y biomasa) no presentaron una distribución normal, se realizó una prueba de Friedman que corresponde a un análisis no paramétrico de varianza de dos vías para comparar dichas variables temporal y espacialmente. En los casos en los que se determinaron diferencias significativas se realizó una prueba de Holm (1979) para realizar comparaciones múltiples y observar diferencias entre pares de medias. Para realizar los análisis estadísticos se utilizó el programa SPSS (Versión 18.0).

Resultados

La zona profunda del lago Alchichica se caracterizó por presentar sedimentos finos dominados por limos (arenas 4%, limos 72%, arcillas 23%) y contenido elevado de materia orgánica y carbonatos (Tabla 1). A excepción del oxígeno disuelto y el flujo de clorofila, el resto de las variables ambientales no mostraron diferencias significativas temporalmente ($p > 0.05$).

Tabla 1. Intervalo de variables ambientales (primer renglón) y promedio (segundo renglón) de la zona profunda del lago Alchichica (OD = oxígeno disuelto, Temp = temperatura, CTP = flujo de carbono total particulado, Clor-a = flujo de clorofila "a", MO = materia orgánica sedimentaria, CO₃ = carbonatos sedimentarios, pH = potencial de hidrógeno).

OD mg L ⁻¹	Temp °C	CTP mg m ⁻² d ⁻¹	Clor-a mg m ⁻² d ⁻¹	MO %	CO ₃ %	pH unidades
0 – 5.84	14.41 – 14.70	181 – 772	0.99 – 8.83	29 – 42	6 – 25	8.79 – 9.55
3.88 ± 1.13	14.50 ± 0.10	304 ± 119	3.32 ± 2.04	35 ± 3	13.57 ± 3.73	9.17 ± 0.14

Temporalmente la zona profunda permaneció oxigenada durante tres meses (febrero-abril), en marzo se presentó el valor más elevado de oxígeno con 5.40 ± 0.34 mg L⁻¹ y del flujo de clorofila a con 8.23 ± 0.71 mg m⁻² d⁻¹ (Figura 1, 2). El ensamble de invertebrados bentónicos estuvo constituido por dos taxa, un ostrácodo (*Candona cf. patzcuaro*) y un quironómido (*Chironomus* sp.). La densidad promedio (± desviación estándar) del ensamble fue de 1,197 ± 1,976 ind m⁻² (la densidad menor fue de

$274 \pm 154 \text{ ind m}^{-2}$ y la mayor fue de $3,629 \pm 3,564 \text{ ind m}^{-2}$). *C. patzcuaro* tuvo una densidad promedio de $1,169 \pm 1,970 \text{ ind m}^{-2}$ (98%) y *Chironomus* sp. de $28 \pm 146 \text{ ind m}^{-2}$ (2%).

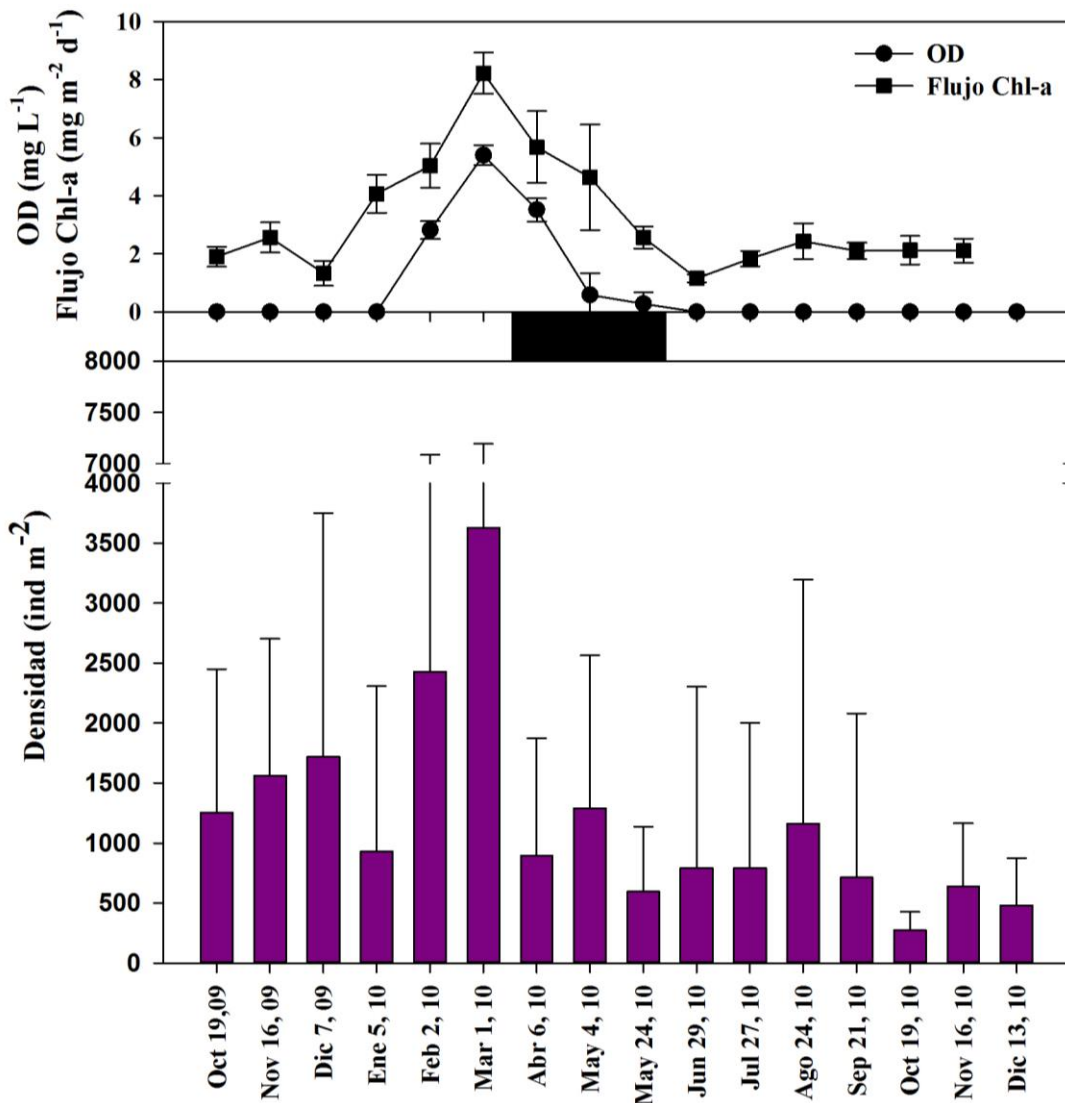


Figura 1. Variación temporal de la densidad (promedio \pm desviación estándar) del ensamble de invertebrados bentónicos de la zona profunda del Lago Alchichica.

La biomasa promedio (\pm desviación estándar) del ensamble de invertebrados bentónicos fue de $16.13 \pm 30.81 \text{ mg C m}^{-2}$ (la biomasa menor fue de $5.90 \pm 3.39 \text{ ind m}^{-2}$ y la mayor fue de $65.22 \pm 95.85 \text{ mg C m}^{-2}$). *C. patzcuaro* contribuyó en mayor proporción con un valor promedio de $11.12 \pm 12.94 \text{ mg C m}^{-2}$ (71%), mientras que *Chironomus* sp. tuvo un promedio de $4.92 \pm 27.33 \text{ mg C m}^{-2}$ (29%).

La densidad y la biomasa mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) tanto espacial como temporalmente, incrementándose hacia la orilla, E1 presentó los valores más reducidos y E4 los más elevados en ambas variables. Marzo resultó significativamente diferente debido a que mostró los valores más altos (Figs. 1 y 2).

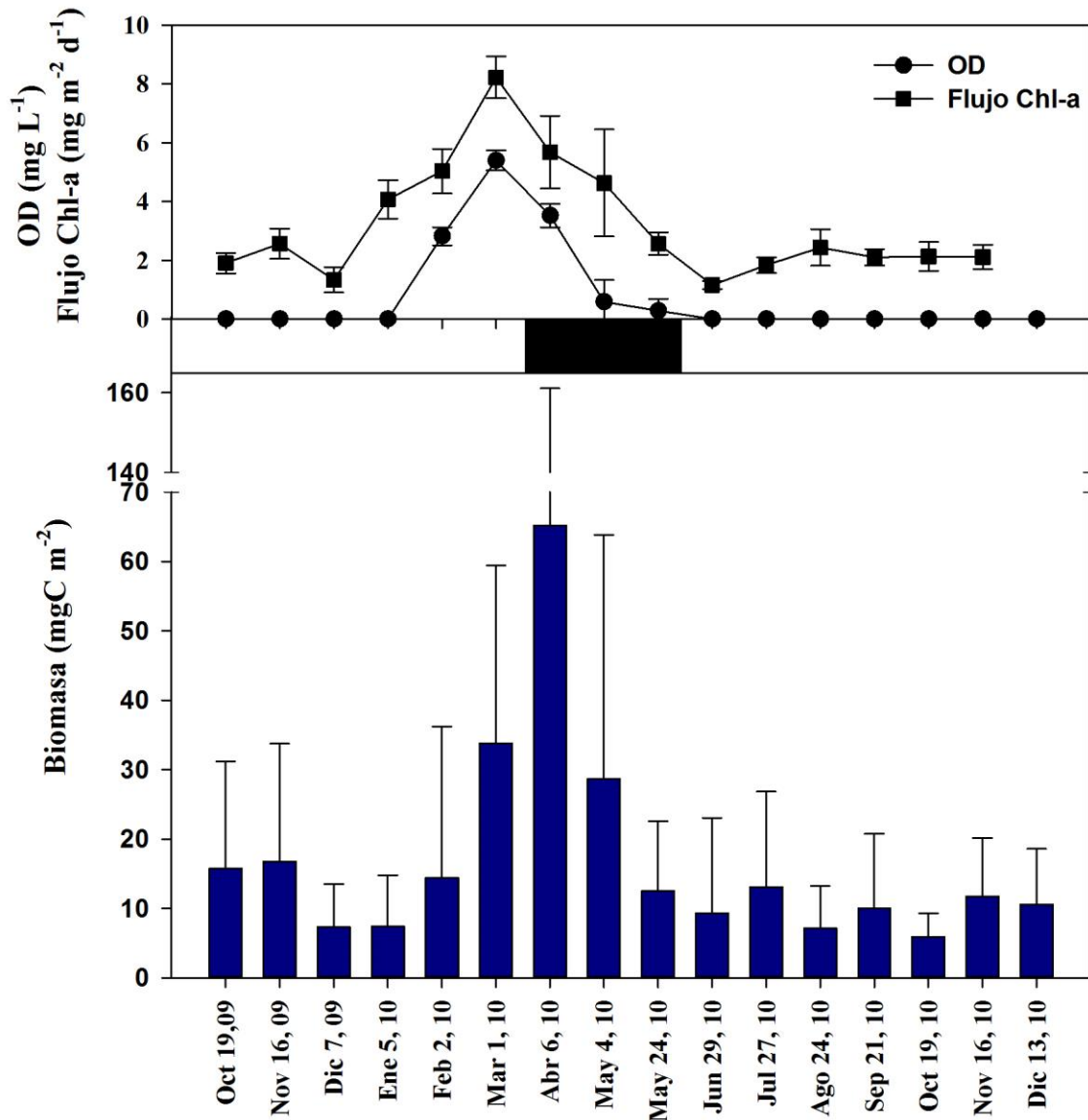


Figura 2. Variación temporal de la biomasa (promedio ± desviación estándar) del ensamble de invertebrados bentónicos de la zona profunda del Lago Alchichica.

Discusión

La riqueza taxonómica resultó ser baja comparada con otros estudios en donde se han llegado a reportar hasta 9 taxa para la zona profunda (p.ej., Jyväsjärvi *et al.*, 2009). Asimismo la densidad como la biomasa fueron bajas comparadas con otros estudios similares en donde se han registrado valores hasta de 200,000 ind m⁻² y 5,300 mg C m⁻² (p.ej., Jónasson *et al.*, 1990). Esta reducción en el número de taxa así como la densidad y biomasa se ha atribuido a los largos periodos de anoxia que prevalecen en la zona profunda (Moore, 1981; Ohtaka *et al.*, 2006), condición que puede ser altamente severa para la mayoría de los organismos, excepto para pocas especies tolerantes (Hamburger *et al.*, 2000).

La presencia de invertebrados en el lago Alchichica fue favorecida en el periodo de circulación cuando la zona profunda ofrece condiciones favorables (presencia de oxígeno disuelto y alimento) y fue severamente afectada por la anoxia prolongada que se genera en el periodo de estratificación (siete

meses), asociada a la presencia de elevadas concentraciones de H₂S (3.08 mg L⁻¹) -gas potencialmente tóxico y letal para la mayoría de los organismos (Strayer, 2009).

Aunque la zona profunda del lago Alchichica recibe una importante cantidad de carbono derivada del depósito/flujo de los florecimientos fitoplanctónicos (especialmente diatomeas), lo cual constituye una fuente potencial de alimento, representa un sitio hostil para el establecimiento, desarrollo y persistencia de fauna bentónica al haber ausencia de oxígeno y presencia de H₂S. Esto implica que los invertebrados bentónicos no pueden aprovechar en su totalidad los recursos exportados de la zona pelágica a la bentónica, resultando en una baja eficiencia de transferencia de energía; lo cual convierte a este sistema en un sumidero natural de carbono.

Cada una de las especies registradas, ha adoptado una estrategia ecológica diferente para enfrentar la anoxia hipolimnética: *Chironomus* sp. pupa y emerge masivamente una vez que detecta condiciones hipóxicas (Prat *et al.*, 1992), mientras que *C. patzcuaro* entra en diapausa/latencia en estadio juvenil, como estrategia adaptativa de supervivencia (Modig y Olafsson, 1998), hasta que las condiciones de oxigenación se restablecen (Hernández *et al.*, 2014). Por lo tanto, la estructura del ensamble de invertebrados bentónicos de la zona profunda está controlada por la disponibilidad de oxígeno disuelto. La condición de anoxia y presencia de H₂S son factores ambientales que limitan la supervivencia y colonización y/o persistencia exitosa de la zona profunda.

Conclusiones

Aunque la zona profunda del lago Alchichica ofrece una fuente potencial de alimento derivada de los florecimientos fitoplanctónicos (especialmente del de diatomeas), es un sitio hostil para el establecimiento, desarrollo y persistencia de invertebrados bentónicos por presentar un periodo prolongado (siete meses) de anoxia asociado a concentraciones elevadas de H₂S; conllevando a que el fondo del lago sea un sumidero natural de carbono.

Agradecimientos

Este proyecto fue financiado por el CONACYT (103332), la DGAPA (PAPIIT IN215512) y la UNAM FES Iztacala (PAPCA 2013). Agradecemos el apoyo taxonómico de M. Rieradevall (Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona) así como a Olivia Cruz, Nora E. Ceniceros y Alejandra Aguayo (Instituto de Geofísica, UNAM) por la determinación del H₂S. El apoyo en campo de A. Rodríguez, L.F. Álvarez, J.D. Pineda y V.J.Y. Pérez fue invaluable.

Bibliografía

- Alcocer J., A. Lugo, E. Escobar, M. R. Sánchez y G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, México. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27: 3166-3169.
- APHA, AWWA y WPCF. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Nueva York. 1193pp.
- Edmonson E. 1959. Fresh-water biology. John Wiley and Sons. New York. 1248pp.
- Epler J. H. 2001. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Spec. Publ. SJ 2001-SP 13. North Carolina Dept. Envir. Nat. Resources, Raleigh, NC and Sr. Johns Water Management District. Florida. 526pp.
- Feller J.R., R.M. Warwick. 1988. Energetics. pp. 181-196. In: Higgins R.P. y H. Thiel (eds.). *Introduction to the study of*



- meiofauna. Smithsonian Institution Press. Washington DC. 488 pp.
- Filonov A., I. Tereshchenko y J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33 L07404, DOI: 10.1029/2006GL025901.
- Folk R.L. 1969. *Petrología de rocas sedimentarias*. UNAM. México. 405pp.
- Gerlach S.A. 1971. On the importance of marine meiofauna for benthos communities. *Oecología* 6: 176-190.
- Giere O. 1993. *The microscopic fauna in aquatic sediments*. Springer-Verlag. Hamburgo: 328 pp.
- Goedkoop W., R.K. Johnson. 1996. Pelagic-benthic coupling: Profundal benthic community response to spring diatom deposition in mesotrophic Lake Erken. *Limnology and Oceanography* 41(4): 636-647.
- Gray J.S. 1981. *The ecology of marine sediments*. Cambridge Studies in Modern Biology 2. Cambridge University Press. Cambridge. 185 pp.
- Hamburger K., P.C. Dall, C. Lindegaard y I.B. Nilson. 2000. Survival and energy metabolism in an oxygen deficient environment. Field and laboratory studies on the bottom fauna from the profundal zone of Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia* 432: 173-188.
- Hernández M.C., J. Alcocer, L.A. Oseguera y E. Escobar. 2014. Profundal benthic invertebrates in an oligotrophic tropical lake: different strategies for coping with anoxia. *Journal of Limnology* 73(2): 387-399.
- Higgins R.P., H. Thiel. 1988. *Introduction of meiofauna*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C. 488 pp.
- Holm S. 1979. A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* 6: 65-70.
- Jónasson P.M., C. Lindegaard, P.C. Dall, K. Hamburger y H. Adalsteinsson. 1990. Ecosystem studies on temperate Lake Esrom and the subarctic Lakes Mývatn and Thingvallavatn. *Limnologica* 20: 259-266.
- Jørgensen B.B., N.P. Revsbech. 1985. Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus. *Limnology and Oceanography* 30(1): 111-122.
- Jyväsjärvi J., K.T. Tolonen, H. Hämäläinen. 2009. Natural variation of profundal macroinvertebrate communities in boreal lakes is related to lake morphometry: implications for bioassessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 589-601.
- Meisch C. 2000. *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*. Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/3. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin. 522 pp.
- Modig H., E. Olafsson. 1998. Responses of Baltic invertebrates to hypoxic events. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 229: 133-148.
- Moore J.W. 1981. Factors influencing the species composition, distribution and abundance of benthic invertebrates in the profundal zone of a eutrophic northern lake. *Hydrobiologia* 83: 505-510.
- Newrkla P., A. Gunatilaka. 1982. Benthic community metabolism of three Austrian, pre-alpine lakes of different trophic conditions and its oxygen dependency. *Hydrobiologia* 92: 531-536.
- Ohtaka A., M. Nishino, T. Kobayashi. 2006. Disappearance of deep profundal zoobenthos in Lake Ikeda, southern Kyushu, Japan, with relation to recent environmental changes in the lake. *Limnology* 7: 237-242.
- Pennak W.R. 1978. *Fresh-water Invertebrate of United States*. J. Wiley, New York. 803pp.
- Prat N., M. Real, M. Rieradevall. 1992. Benthos of Spanish lakes and reservoirs. *Limnetica* 8: 221-230.
- Strayer D.L. 2009. Benthic invertebrate Fauna, Lakes and Reservoirs. *Encyclopedia of Inland Waters*. 2: 191-204.
- Talling J. F. 1992. Environmental regulation in African shallow lakes and wetlands. *Revista de Hydrobiologia Tropical* 25: 87-144.
- Verschuren D., C. Cocquyt., J. Tibby, C.N. Roberts, P.R. Leavitt. 1999. Long-term dynamics of algal and invertebrate communities in a small, fluctuating tropical soda lake. *Limnology and Oceanography* 44(5): 269-277.
- Warwick R.M., R. Price. 1979. Ecological and metabolic studies of free-living nematodes from an estuarine mud-flat. *Estuarine and Coastal Marine Science* 9: 257-271.
- Weber C.I. 1973. *Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents*. Macroinvertebrates. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati. 38pp.
- Wetzel R.G. 1981. *Limnología*. Omega. Barcelona, España. 680pp.





La comunidad meiobentónica de dos hábitats contrastantes de la zona litoral del lago-cráter Alchichica, Puebla

Ramos-Hernández Victoria¹, Oseguera Luis A.², Alcocer Javier²,
Hernández-Fonseca María C.³ y Pérez-Rodríguez Vania J.J.^{1,3}

¹ Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México.

² Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de Los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090. Tlalnepantla, Estado de México, México. Autor de correspondencia: loseguera@campus.iztacala.unam.mx.

³ Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, A.P. 70-305, DF 04510, México.

Resumen

El meiobentos generalmente está conformado por nemátodos, copépodos, ostrácodos, así como estadios larvales de organismos del macrobentos. Sin embargo, la heterogeneidad ambiental de la zona litoral interviene en la composición y distribución de esta comunidad, influyendo así en la dinámica de muchos procesos ecológicos. En el presente estudio se realizaron muestreos bimestrales (entre 2010 y 2011) en dos estaciones de características ambientales contrastantes de la zona litoral del lago cráter Alchichica (ALC1 y ALC2). Se determinaron la riqueza taxonómica, la densidad y la biomasa del meiobentos así como los parámetros ambientales asociados. En ambas estaciones, las condiciones fisicoquímicas del agua fueron parecidas, sin embargo en las características sedimentarias fueron diferentes, principalmente en la cobertura vegetal (ALC1 = 2 ± 3 % y ALC2 = 37 ± 22 %) y la textura (ALC1 = 71 % gravas y ALC2 = 95 % arenas). La riqueza taxonómica estuvo representada por nemátodos, ostrácodos, copépodos harpacticoides, anfípodos, ácaros, oligoquetos y quironómidos. En ALC1 los nemátodos representaron el 47 % de la abundancia total, mientras que en ALC2 el ostrácodo *Limnocytherina axalapasco* aportó el 58.2 %. Comparando ambas estaciones, la densidad total de ALC1 ($20,673 \pm 45,451$ ind m⁻²) fue menor que la estación ALC2 ($41,878 \pm 86,682$ ind m⁻²). Por otra parte, el principal aporte de biomasa en ambas estaciones estuvo representado por *L. axalapasco* (ALC1= 90.2 % y ALC2= 91 %). La biomasa total de ALC1 (69.2 ± 223.8 mg m⁻²) fue menor que ALC2 (149 ± 428.4 mg m⁻²). La cantidad de vegetación presente así como la textura fueron las principales características que influyeron en la densidad y biomasa del meiobentos entre ambas estaciones.

Abstract

Nematodes, copepods, ostracods and the larval stages of the macrobenthic organisms conform most of the meiobenthos of inland waters. The environmental heterogeneity of the littoral zone influences the composition and distribution of this assemblage affecting the dynamic of the lacustrine ecological processes. We sampled bimonthly (2010 and 2011) the littoral zone of Lake Alchichica in two stations (ALC1 and ALC2) displaying contrasting environmental characteristics. We evaluated the taxonomic richness, density and biomass of meiobenthos, and the associated environmental parameters. Both stations show similar water physicochemical characteristics, however they widely differ in the sediment characteristics mainly in the vegetation coverage (ALC1 = 2 ± 3 % and ALC2 = 37 ± 22 %) and the sediment texture (ALC1 = 71 % gravels and ALC2 = 95 % sands). Nematodes, ostracods, harpacticoid copepods, amphipods, mites, oligochaetes and chironomids compose the meiobenthic assemblage. In ALC1 the nematodes accounted for 47 % of the total abundance, while in ALC2 the ostracod *Limnocytherina axalapasco* contributed with 58.2 %. The total density of ALC1 is lower ($20,673 \pm 45,451$ ind m⁻²) than ALC2 ($41,878 \pm 86,682$ ind m⁻²). On the other hand, the main contributor of biomass in

both stations is *L. axalapasco* (ALC1 = 90.2% and ALC2 = 91%). The total biomass of ALC1 ($69.2 \pm 223.8 \text{ mg m}^{-2}$) is lower than ALC2 ($149 \pm 428.4 \text{ mg m}^{-2}$). The vegetation coverage as well as the sediment texture are the main characteristics influencing the density and biomass of meiobenthos.

Palabras clave: Heterogeneidad ambiental, riqueza, densidad, biomasa, parámetros ambientales

Introducción

El bentos es clasificado en tres categorías de acuerdo a su tamaño: macrobentos, meiobentos y microbentos. El meiobentos o meiofauna son los organismos que pasan a través de un tamiz de 0.59 mm de apertura de malla y que son retenidos en una de 0.044 mm (Giere, 2009). La meiofauna está constituida principalmente por nemátodos, copépodos harpacticoides y ostrácodos, así como por los primeros estadios larvales de organismos del macrobentos (Van de Bund y Spaas, 1996; Giere, 2009). Estos organismos juegan un papel importante dentro de las comunidades de invertebrados bentónicos, no solo en términos de diversidad de especies, sino también con respecto a sus densidades poblacionales altas (Stoch *et al.*, 2011) y por su papel dentro de las redes tróficas (Schmid-Araya *et al.*, 2002). No obstante, la heterogeneidad ambiental de la zona litoral influye en la distribución de los organismos bentónicos, así como en la dinámica de muchos procesos ecológicos (p.ej., las interacciones entre los organismos y la dinámica de la red trófica bentónica) debido a la variación en el ambiente de diversos recursos tales como el alimenticio y de protección, entre otros (Winemiller *et al.*, 2010).

Alcocer *et al.* (1998) y Hernández (2001) realizaron estudios del macrobentos y del meiobentos respectivamente de la zona litoral del lago Alchichica. Sin embargo, el nivel de este lago ha disminuido durante los últimos años dejando expuestos una mayor cantidad de estromatolitos, lo que ha originado que se formen zonas con diferentes hábitats, desde los que quedaron aislados completamente del lago hasta las que tienen contacto directo con la zona pelágica del lago con influencia del oleaje, que se expresan a través de una gran diversidad de organismos bentónicos. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue comparar la estructura de la comunidad meiobentónica en dos hábitats contrastantes ambientalmente de la zona litoral e identificar aquellas variables que mejor explican las diferencias entre ambos.

Materiales y métodos

Área de estudio: Alchichica es un lago-cráter de tipo “mar” que se localiza en la cuenca endorreica Oriental en el extremo SE del Altiplano Mexicano ($19^\circ 27.7' \text{ N}$, $97^\circ 24.0' \text{ O}$), entre los estados de Puebla, Tlaxcala y Veracruz, a una altitud de 2,335 m s.n.m. El lago es casi circular (área de 2.3 km^2), con una circunferencia de 5.1 km y un diámetro de aproximadamente 1.7 km. Su profundidad máxima es de 62 m, con una media de 40.9 m (Filonov *et al.*, 2006). El principal aporte de agua lo recibe a través del manto freático; es un lago oligotrófico, hiposalino ($8.5 \pm 0.52 \text{ g L}^{-1}$) y de pH básico (8.7-9.2) (Armienta *et al.*, 2008). Los sedimentos de la zona litoral están compuestos principalmente por arenas gruesas y finas con un contenido de materia orgánica de bajo a elevado (Hernández, 2001).

Muestreo: Se realizaron muestreos bimestrales (noviembre del 2010, enero, marzo, mayo y julio del 2011) en dos estaciones de la zona litoral. La estación uno (ALC1) se caracteriza por presentar una exposición mayor al oleaje y por tener poca vegetación, mientras que la estación dos (ALC2) presenta mayor vegetación sumergida y está protegida de la acción del oleaje.



Para la obtención del sedimento se empleó un nucleador manual de 3 cm de diámetro (0.00071 m^2 de área) y se tomaron muestras por triplicado. Las muestras se fijaron con alcohol 96%, adicionado con Rosa de Bengala como colorante vital (APHA *et al.*, 1985).

En cada muestreo se midió la temperatura, el oxígeno disuelto, la conductividad y el pH del agua supradistante con una sonda multiparamétrica de calidad de agua marca Hydrolab. Adicionalmente se tomaron muestras de sedimento para la estimación del porcentaje de materia orgánica, cobertura vegetal, textura, concentración de clorofila a, carbonatos y carbono elemental y nitrógeno elemental.

Las muestras fueron tamizadas a través de una malla con apertura de 0.50 mm para retener el macrobentos y después por otra con apertura de 0.069 mm para retener el meiobentos. Los organismos se separaron manualmente con apoyo de un microscopio estereoscópico y fueron determinados hasta el nivel taxonómico más bajo posible con ayuda de claves generales (Edmonson, 1959; Pennak, 1978). Se obtuvo la riqueza taxonómica y los organismos fueron cuantificados para obtener la densidad y la abundancia. La biomasa (expresada en peso húmedo) se obtuvo rehidratando a los organismos para posteriormente ser pesados en un comparador de masas modelo UMX5 Comparator, Mettler Toledo.

Para determinar el porcentaje de materia orgánica sedimentaria se utilizó la técnica de pérdida de peso por combustión -LOI- (APHA *et al.*, 1985) y los análisis de tamaño de grano por el método de tamizado en seco (fracción gruesa = gravas y arenas) y pipeteo en húmedo (fracción fina = limos y arcillas). El análisis textural del sedimento consistió en obtener el tamaño de grano de sedimento (Folk, 1969). El porcentaje de cobertura vegetal se realizó obteniendo el peso seco de la vegetación encontrada en cada uno de los núcleos. La determinación de la clorofila a del sedimento se realizó con un fluorómetro digital Turner Designs modelo 10-AU siguiendo el método 445.0 de la USEPA (Arar y Collins, 1997).

Para el análisis de la información biológica, los valores de densidad y biomasa se transformaron a logaritmos [$\log_{10}(n+1)$] para que los valores elevados no sesgaran los resultados. Las pruebas estadísticas que se ocuparon para la comparación de medias fueron: prueba t-Student para variables relacionadas y la prueba no paramétrica Wilcoxon. Para cada estación de muestreo se realizó un análisis de correlación de Pearson entre las variables ambientales y las biológicas. Se realizaron análisis de varianza (ANDEVA) para determinar si había diferencia entre épocas. Todas las pruebas se realizaron con ayuda del paquete estadístico SPSS v18.

Resultados

Parámetros ambientales

Las condiciones fisicoquímicas del agua de ambas estaciones fueron muy parecidas, con una temperatura alrededor de los $18 \text{ }^{\circ}\text{C}$, un pH básico (ALC1 = 8.59 ± 0.28 y ALC2 = 8.64 ± 0.12), una conductividad de 14 mS cm^{-1} y bien oxigenadas (ALC1 = 7.8 ± 1.2 y ALC2 = $7.9 \pm 1.1 \text{ mg L}^{-1}$). En los sedimentos, los carbonatos fueron similares en ambas estaciones (ALC1 = $53.5 \pm 3.7 \%$ y ALC2 = $52.1 \pm 3.9 \%$) al igual que la concentración de la clorofila a sedimentaria (ALC1 = 0.5 ± 0.3 y ALC2 = $0.7 \pm 0.2 \text{ } \mu\text{g cm}^{-2}$), mientras que la cobertura vegetal (ALC1 = $2 \pm 3\%$ y ALC2 = $37 \pm 22 \%$) y la textura (ALC1 = 71% gravas y ALC2 = 95% arenas) presentaron diferencias, así como la materia orgánica (ALC1 = $1.6 \pm 0.6 \%$ y ALC2 = $3.4 \pm 2.8 \%$), el carbono elemental (ALC1 = $10.6 \pm 7.5 \%$ y ALC2 = $16.5 \pm 8.6 \%$) y el nitrógeno elemental (ALC1 = $0.6 \pm 0.4 \%$ y ALC2 = $1.2 \pm 0.8 \%$).

Por otra parte, con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua, se presentaron ligeras variaciones a lo largo del tiempo en el pH (ALC1: Mín. = 8.24, Máx. = 9.0; ALC2: Mín. = 8.49, Máx. = 8.78), la conductividad específica (ALC1: Mín. = 12.9 mS cm⁻¹, Máx. = 14.9 mS cm⁻¹; ALC2: Mín. = 12.6 mS cm⁻¹, Máx. = 14.4 mS cm⁻¹) y el oxígeno disuelto (ALC1: Mín. = 6.75 mg L⁻¹, Máx. = 9.76 mg L⁻¹; ALC2: Mín. = 6.81 mg L⁻¹, Máx. = 9.33 mg L⁻¹), pero la temperatura varió principalmente en los primeros dos muestreos ya que en ambas estaciones disminuyó de noviembre a enero y fue incrementando en los muestreos siguientes alcanzando los máximos valores en julio (ALC1: Mín. = 14°C, Máx. = 21°C; ALC2: Mín. = 12.9°C, Máx. = 23.4°C).

Con respecto a los parámetros del sedimento, tanto el porcentaje de carbonatos (ALC1: Mín. = 50.3 %, Máx. = 57.8 %; ALC2: Mín. = 48.1 %, Máx. = 57.1%) como el de materia orgánica (ALC1: Mín. = 0.6%, Máx. = 2.2 %; ALC2: Mín. = 1.1 %, Máx. = 8.2%) casi no presentaron variaciones a lo largo del tiempo, solo que en éste último parámetro en la estación ALC2 en el muestreo de mayo hubo un incremento en el porcentaje de materia orgánica. Por otro lado, la clorofila a (ALC1: Mín. = 0.17 µg cm⁻², Máx. = 1.0 µg cm⁻²; ALC2: Mín. = 0.4 µg cm⁻², Máx. = 0.91 µg cm⁻²), la cobertura vegetal (ALC1: Mín. = 0 %, Máx. = 6.4 %; ALC2: Mín. = 14 %, Máx. = 68 %), el porcentaje de carbono elemental (ALC1: Mín. = 2.8 %, Máx. = 21.4 %; ALC2: Mín. = 6.5 %, Máx. = 29.8 %) y de nitrógeno elemental (ALC1: Mín. = 0.1 %, Máx. = 1.3 %; ALC2: Mín. = 0.3 %, Máx. = 2.5 %) tuvieron amplias variaciones a lo largo del tiempo.

Riqueza y densidad

La riqueza taxonómica para las dos estaciones estuvo representada por los grupos: Nematoda, Arthropoda con dos ostrácodos (*Limnocytherina axalapasco* Cohuo-Durán, Pérez & Karanovic, 2014 y *Candona* cf. *patzcuaro* Tressler, 1954), un copépodo harpacticoide (*Cletocamptus gomezi* Suárez-Morales, Barrera-Moreno y Ciro-Pérez, 2013), un anfípodo (*Hyaella azteca* De Saussure, 1858), quironómidos, ácaros y anélidos oligoquetos.

En ALC1 los nemátodos representaron el 47 % de la abundancia total, seguido de *L. axalapasco* (35.5%) y *C. gomezi* (16.3 %). En contraparte, en ALC2 *L. axalapasco* aportó el 59.3 %, seguido por los nemátodos (37.3 %) y *C. gomezi* (3 %). La densidad total de ALC1 (20,673 ± 45,451 ind m⁻²) fue menor a la de ALC2 (41,878 ± 86,682 ind m⁻²). Por otra parte, la densidad de *L. axalapasco*, *C. cf. patzcuaro* y de los nemátodos fue menor en ALC1 (49,993 ± 42,620; 563 ± 1,829 y 66,258 ± 67,267 ind m⁻², respectivamente) y mayor en ALC2 (168,075 ± 95,460; 3,099 ± 5,614 y 107,793 ± 125,807 ind m⁻², respectivamente), por el contrario, la densidad de *C. gomezi* fue mayor en ALC1 (22,911 ± 63,989 ind m⁻²) que en ALC2 (8,545 ± 13,462 ind m⁻²) (Fig. 1).

Durante el periodo de muestreo la densidad siempre fue mayor en ALC2. En ALC1, la densidad más alta se registró en noviembre (29,871 ± 116,089 ind m⁻²) y fue disminuyendo cada muestreo hasta mayo, que tuvo la densidad más baja (5,173 ± 13,758 ind m⁻²), posteriormente hubo un pequeño incremento en junio. En contraparte, en ALC2 la densidad más alta fue en noviembre (51,995 ± 112,117 ind m⁻²) y enero (51,937 ± 103,180 ind m⁻²), disminuyendo en los muestreos siguientes y registrando la densidad más baja en junio (11,444 ± 36,328 ind m⁻²) (Fig. 2).

Comparando la densidad total por muestreo, en ALC1 no hay diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los muestreos; sin embargo, en ALC2 el muestreo de junio fue significativamente menor ($p < 0.05$) con respecto a noviembre, enero y marzo.

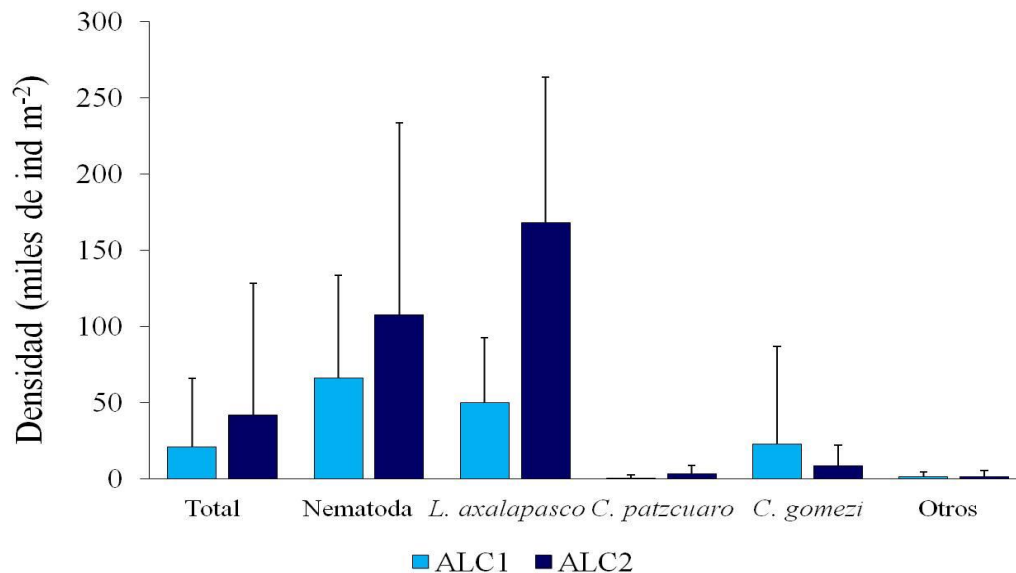


Figura 1. Densidad total y por especie del meiobentos en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla.

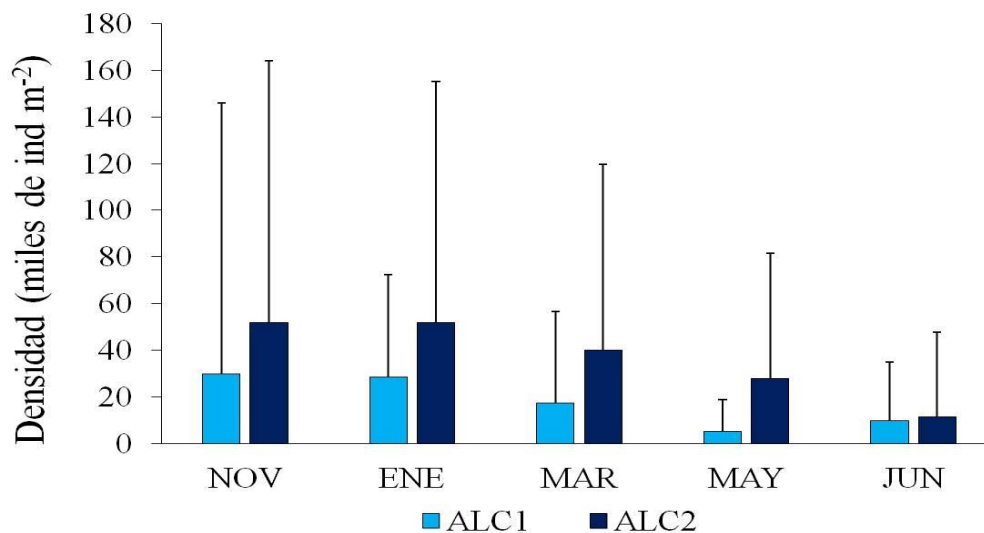


Figura 2. Variación temporal de la densidad meiobentónica en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla.

En ALC1, los nemátodos y *L. axalapasco* estuvieron presentes en los cinco muestreos, siendo los nemátodos los más abundantes en los cuatro primeros muestreos (NOV = $109,859 \pm 110,973$; ENE = $110,329 \pm 29,285$; MAR = $73,709 \pm 68,369$ y MAY = $22,837 \pm 27,774$ ind m⁻²), seguidos por *C. gomezi* en noviembre ($95,305 \pm 135,390$ ind m⁻²) y por *L. axalapasco* en enero ($83,568 \pm 39,495$ ind m⁻²), marzo ($56,338 \pm 59,954$ ind m⁻²) y mayo ($16,164 \pm 23,288$ ind m⁻²).

En junio *L. axalapasco* fue el más abundante ($61,972 \pm 45,180$ ind m⁻²) seguido de los nemátodos ($14,554 \pm 19,226$ ind m⁻²). En ALC2 de igual manera, los nemátodos y *L. axalapasco* estuvieron presentes en los cinco muestreos, seguidos por el copépodo *C. gomezi* en los cuatro primeros muestreos. En contraparte, ALC1 *L. axalapasco* fue el más abundante en los cinco muestreos, seguido por los nemátodos (Fig. 3).

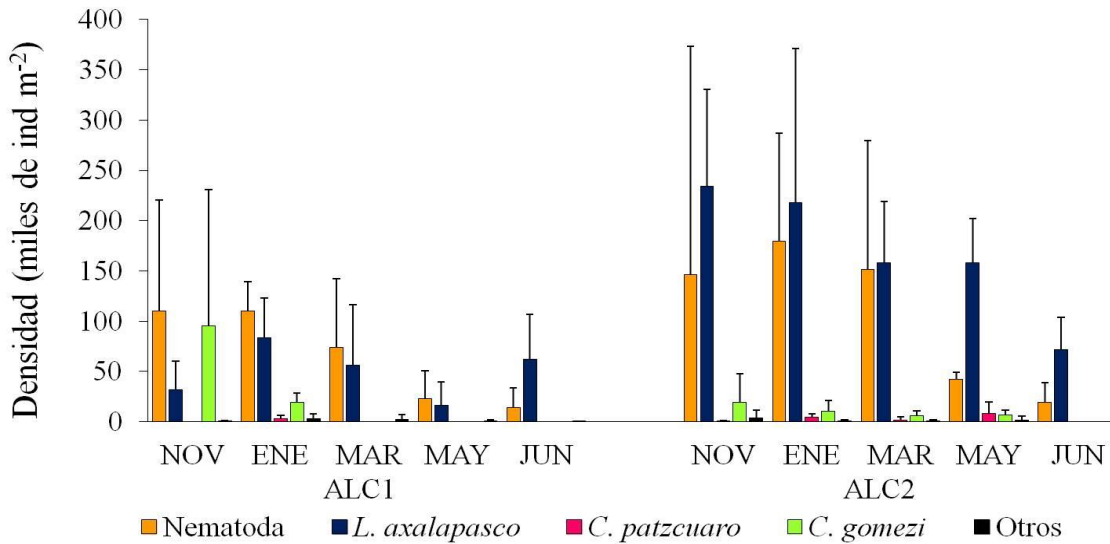


Figura 3. Variación temporal de la densidad por especie en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla.

Comparando la densidad total de las dos estaciones, ALC1 fue significativamente menor ($p < 0.05$) que ALC2. Por otra parte, la densidad de *L. axalapasco* y *C. cf. patzcuaro* en ALC2 fue significativamente mayor ($p < 0.05$) que en ALC1 y no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) en la densidad de los nemátodos y de *C. gomezi* entre ambas estaciones.

Biomasa

La biomasa total de ALC1 ($69.2 \pm 223.8 \text{ mg m}^{-2}$) fue menor a la de la estación ALC2 ($149.0 \pm 428.4 \text{ mg m}^{-2}$). Por otra parte, la biomasa de *L. axalapasco*, *C. cf. patzcuaro* y de los nemátodos fue más alta en ALC2 ($1,073.1 \pm 701.7$; 59 ± 129.4 y $35.0 \pm 39.5 \text{ mg m}^{-2}$, respectivamente) y con respecto a ALC1 (484.5 ± 458.8 ; 2.6 ± 7.4 y $26.6 \pm 28.6 \text{ mg m}^{-2}$, respectivamente), por el contrario, la biomasa de *C. gomezi* fue mayor en ALC1 ($18.0 \pm 40.5 \text{ mg m}^{-2}$) que en ALC2 ($7.3 \pm 9.4 \text{ mg m}^{-2}$) (Fig. 4).

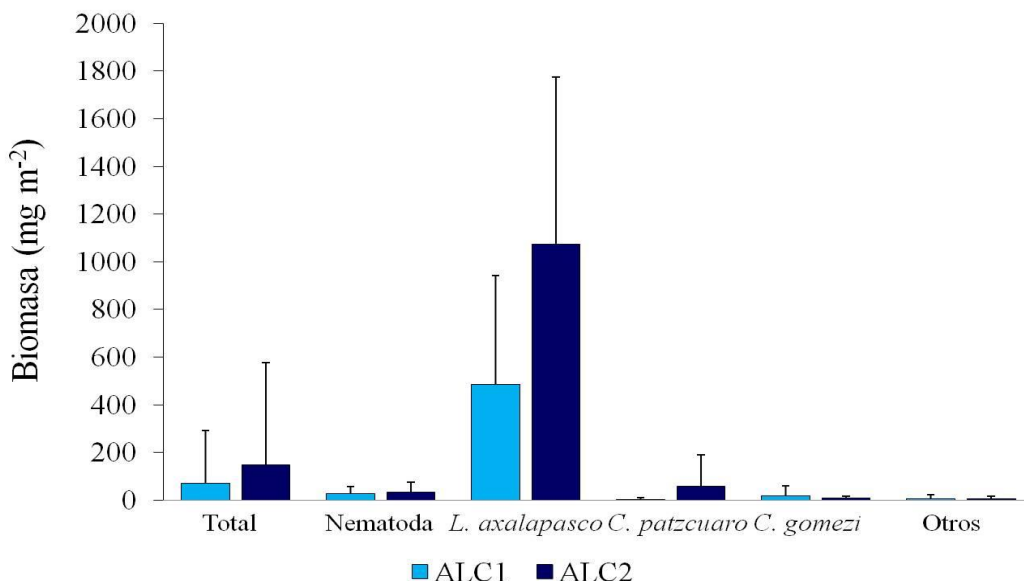


Figura 4. Biomasa total y por especie del meiobentos en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla.



La biomasa de la estación ALC1 fue menor que la de ALC2 en los cinco muestreos. En ALC1, enero registró la biomasa más alta con $119.1 \pm 318.0 \text{ mg m}^{-2}$, seguido de junio ($107.3 \pm 312.1 \text{ mg m}^{-2}$), marzo ($56.3 \pm 189.8 \text{ mg m}^{-2}$), noviembre ($35.0 \pm 91.3 \text{ mg m}^{-2}$) y finalmente mayo con la biomasa más baja ($28.5 \pm 94.4 \text{ mg m}^{-2}$). En contraparte, en ALC2 la biomasa más alta se registró en noviembre ($207.0 \pm 569.0 \text{ mg m}^{-2}$), seguido de enero ($190.2 \pm 592.7 \text{ mg m}^{-2}$), mayo ($141.1 \pm 317.0 \text{ mg m}^{-2}$), junio ($126.9 \pm 361.6 \text{ mg m}^{-2}$) y marzo con la biomasa más baja ($80.0 \pm 180.0 \text{ mg m}^{-2}$) (Fig. 5).

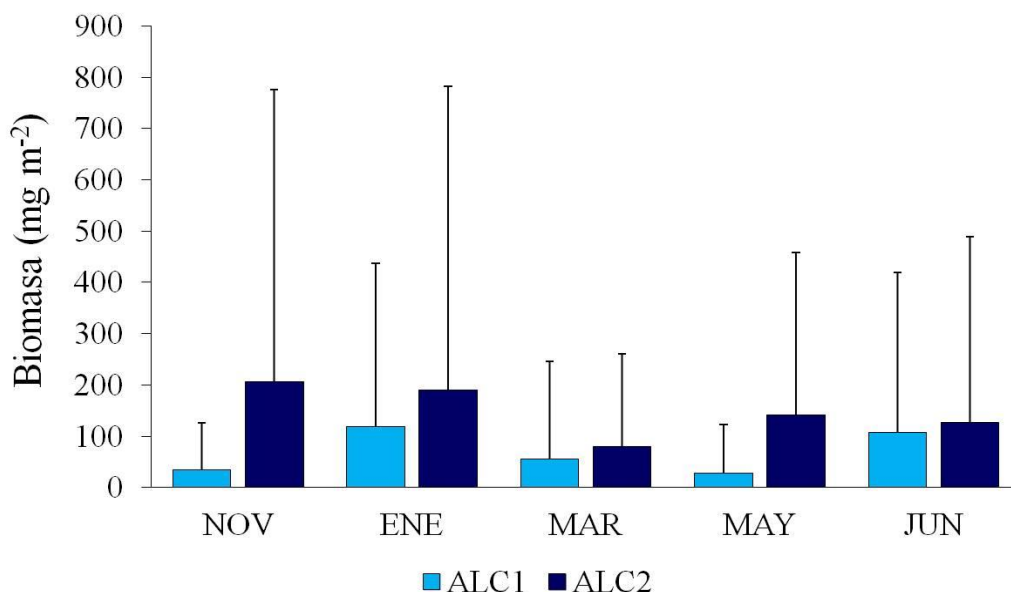


Figura 5. Variación temporal de la biomasa meiobentónica en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla.

El mayor aporte de biomasa en ALC1 estuvo representado por *L. axalapasco* (90.2 %), seguido de los nemátodos (5 %), *C. gomezi* (3.3 %) y *C. cf. patzcuaro* (0.5 %). En ALC2, *L. axalapasco* también aportó la mayor parte de la biomasa (91 %), seguido por *C. cf. patzcuaro* (5 %), los nemátodos (3 %) y *C. gomezi* (0.6 %). *L. axalapasco* aportó la mayor biomasa en las dos estaciones y en todos los meses de muestreo; sin embargo, los valores fueron mayores en ALC2. Para ALC1, el valor más alto registrado para *L. axalapasco* fue en junio ($850.7 \pm 416.0 \text{ mg m}^{-2}$) y el más bajo en mayo ($169.0 \pm 252.4 \text{ mg m}^{-2}$).

Por el contrario, para ALC2 el valor más alto registrado fue en noviembre ($1,547.4 \pm 795.0 \text{ mg m}^{-2}$) y el más bajo en marzo ($500.0 \pm 222.2 \text{ mg m}^{-2}$). Por otra parte, en ALC1 el valor más alto de biomasa para los nemátodos fue en marzo ($41.3 \pm 42.8 \text{ mg m}^{-2}$) y el más bajo en junio ($5.6 \pm 7.4 \text{ mg m}^{-2}$); *C. cf. patzcuaro* solo se presentó en enero con un valor de $13.1 \pm 13.4 \text{ mg m}^{-2}$, mientras que el valor más alto de *C. gomezi* fue en noviembre ($62.0 \pm 79.3 \text{ mg m}^{-2}$) y el más bajo en enero ($27.9 \pm 26.2 \text{ mg m}^{-2}$). Por otra parte, en ALC2 el valor de biomasa más alto para los nemátodos fue en marzo ($61.5 \pm 44 \text{ mg m}^{-2}$) y el más bajo en junio ($9.8 \pm 9.6 \text{ mg m}^{-2}$), para *C. cf. patzcuaro* el valor más alto registrado fue en mayo ($174.6 \pm 274.9 \text{ mg m}^{-2}$) y el más bajo en noviembre ($4.2 \pm 7.3 \text{ mg m}^{-2}$), y para *C. gomezi*, el valor más alto fue en noviembre ($13.3 \pm 16.7 \text{ mg m}^{-2}$) y el más bajo en enero ($6.6 \pm 7.1 \text{ mg m}^{-2}$) (Fig. 6).

Comparando la biomasa total de las dos estaciones, ALC1 fue significativamente menor ($p < 0.05$) a la estación ALC2. Por otra parte, la biomasa de *L. axalapasco* y *C. cf. patzcuaro* en ALC2 fue significativamente mayor ($p < 0.05$) que en ALC1; por el contrario, no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$) en la biomasa de los nemátodos y de *C. gomezi* entre ambas estaciones.

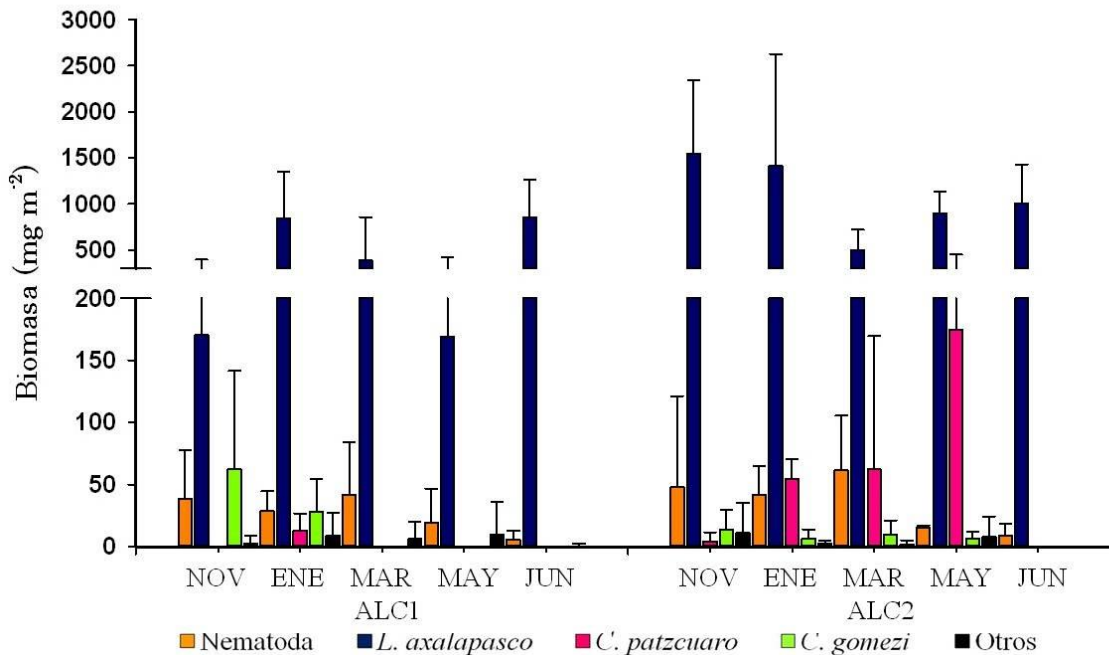


Figura 6. Variación temporal de la biomasa por especie en la zona litoral del lago Alchichica, Puebla.

Análisis de correlación de Pearson

Para las dos estaciones se presentaron correlaciones significativas ($p < 0.05$) entre ambos grupos de variables. En ALC1 se presentaron correlaciones negativas entre *L. axalapasco* con la cobertura vegetal, *C. cf. patzcuaro* con la temperatura y *C. gomezi* con la conductividad. Por otra parte, en ALC2 la densidad total, los nemátodos y *L. axalapasco* se correlacionaron negativamente con la temperatura y el oxígeno disuelto.

Discusión

Los taxa más representativos de la meiofauna en las estaciones del lago estudiado fueron los nemátodos, los ostrácodos y los copépodos harpacticoides, lo cual es semejante a lo reportado por otros autores (p.ej., Smol *et al.*, 1994; Hernández, 2001; Stoch *et al.*, 2011; Gusakov y Gagarin, 2012); sin embargo, también se reportan ácaros y larvas de quironómidos como uno de los grupos más representativos del meiobentos (Stoch *et al.*, 2011; Gusakov y Gagarin, 2012), lo cual difirió con el presente estudio, ya que a pesar de estar presentes mostraron valores bajos de densidad y biomasa.

Se han registrado algunas especies de los géneros *Cletocamptus*, *Candona* y *Hyaella* para la meiofauna de otros lagos, tal es el caso de los copépodos harpacticoides *Cletocamptus confluens* y *C. retrogressus*, y los ostrácodos *Candona* spp. y *C. marchica* en tributarios del lago El'ton, cuyas aguas presentan un rango de salinidad de $7-32 \text{ g L}^{-1}$ (Gusakov y Gagarin, 2012); mientras que las especies de Alchichica se encuentran en aguas hiposalinas ($8.5 \pm 0.52 \text{ g L}^{-1}$) (Armienta *et al.*, 2008). Cabe mencionar que dos de las especies encontradas son microendémicas: el copépodo harpacticóide *C. gomezi* y el ostrácodo *L. axalapasco* (Alcocer *et al.*, 2014).



Por otra parte, *Candona candida*, *C. neglecta* y *C. cf. lindneri* fueron encontradas en cuerpos de agua en el sudeste alpino en Italia y que contrario a las especies anteriores, éstas ocupan un hábitat con una conductividad inferior ($0.2 \pm 0.15 \text{ mS cm}^{-1}$) (Stoch et al., 2011) a la de Alchichica ($13 \pm 0.5 \text{ mS cm}^{-1}$) (Armienta et al., 2008). Finalmente, *Hyaella azteca* se ha encontrado en los lagos Quechulac, Tecuitlapa (Hernández, 2001) y Atexcac (Alcocer et al., 1998), con una conductividad de 0.8, 3 y 12 mS cm^{-1} respectivamente (Armienta et al., 2008), y que también son lagos tropicales como Alchichica. En este trabajo no se determinaron las especies de oligoquetos presentes por representar estadios juveniles, sin embargo Alcocer et al. (1998) y Hernández (2001) reportan a *Limnodrilus hoffmeisteri* y *Tubifex tubifex* para Alchichica, los cuales forman parte de la meiofauna temporal (Giere, 2009).

El número de especies encontradas fue bajo, como lo reportado por Hernández (2001) en los lagos Alchichica, Quechulac y Tecuitlapa, donde se presentaron un total de nueve especies. No obstante, en otros estudios se ha encontrado un número muy superior de taxa. En lagos Alpinos en Italia se presentaron 138 especies de meiofauna (Stoch et al., 2011), mientras que en los tributarios del lago El'ton se encontraron 46 especies (Gusakov y Gagarin, 2012).

Es probable que los nemátodos sean los organismos más frecuentes y que usualmente dominen en abundancia en el meio bentos de cuerpos acuáticos epicontinentales y el medio marino. Éstos, además ocupan una gran variedad de nichos tróficos en el sedimento debido a sus diversos tipos de alimentación (Traunspurger y Drews, 1996; Giere, 2009). Los nemátodos estuvieron entre los organismos más abundantes en este estudio, además de estar presentes en las dos estaciones durante todo el periodo de muestreo. Sin embargo, los ostrácodos también aportan valores grandes de abundancia y biomasa, por ejemplo, en el lago El'ton estos microcrustáceos fueron el segundo taxón más abundante ($26 \pm 11 \%$) y el primero con el mayor aporte de biomasa ($36 \pm 13 \%$) meio bentónica (Gusakov y Gagarin, 2012). En este estudio, *L. axalapasco* fue el más abundante en ALC2 (59.3 %) y el segundo más abundante en ALC1 (35.5 %), mientras que fue el taxón con el mayor aporte de biomasa en ambas estaciones. Por lo que, aunque los nemátodos y *L. axalapasco* presentaron densidades altas, la biomasa del ostrácodo superó (16.7 veces en ALC1 y 30.7 veces en ALC2) a los nemátodos.

Los ostrácodos generalmente evitan las aguas con corriente que generan a su vez movimientos dentro de los sedimentos y que también mueven la vegetación lo que explica su mayor abundancia en ALC2. Por otra parte, el tamaño del grano “preferido” varía entre los ensambles de ostrácodos, algunas especies (p.ej., *Limnocythere inopinata*) se desarrollan en sedimentos de grano fino (Ruiz et al., 2013) en contraste con las altas abundancias de estos microcrustáceos encontrados en sedimentos de grano grueso (gravas) de algunos arroyos alpinos de Nueva Zelanda (Suren, 1992). En Alchichica, las densidades más altas de *L. axalapasco* y de *C. cf. patzcuaro* se presentan en ALC2 donde el sedimento está conformado principalmente por arenas (95.3 %), comparado con ALC1 que fue por gravas (71.4 %). Finalmente, la vegetación presente puede ayudar a la protección de la meiofauna contra los depredadores (Thorp y Covich, 1991) lo que favorece que haya un mayor desarrollo de ostrácodos en ALC 2.

Las diferencias encontradas entre las densidades de las dos especies de ostrácodos pueden ser parcialmente explicadas por su talla. *L. axalapasco* es meio bentónico todo su ciclo de vida debido a su talla (macho: $0.064 \pm 0.008 \text{ mm}$ de largo y $0.27 \pm 0.004 \text{ mm}$ de ancho; hembra: $0.68 \pm 0.006 \text{ mm}$ de largo y $0.36 \pm 0.004 \text{ mm}$ de ancho; Cohuo-Durán et al., 2014), mientras que *C. cf. patzcuaro* es meio bentónico solo en sus estadios larvales y juveniles ya que cuando alcanza la madurez, se integra al macrobentos. (macho: 1.30 mm de largo y 0.68 mm de ancho; Tressler, 1954).

C. gomezi presentó su máxima densidad en noviembre en la estación ALC1 pero disminuyó drásticamente en el siguiente muestreo. Algo similar ocurrió con el copépodo *Cletocamptus helobius* el cual en un muestreo incrementó drásticamente su densidad, alcanzando su valor máximo, pero también disminuyó drásticamente para el siguiente muestreo; el aumento en la densidad fue explicado como la temporada de la actividad reproductiva, pero las causas del descenso drástico de la densidad tanto de éste como de otras especies de copépodos son desconocidas. Además, el momento en que pueden alcanzar su mayor densidad es variable y es común que sean por breves periodos de tiempo, incluso la misma especie puede alcanzar su máxima densidad en momentos diferentes aunque estén en hábitats cercanos (Fleeger, 1985).

Los copépodos harpacticoides son especialmente sensibles a la falta de oxígeno en los sedimentos, por lo que necesitan aguas bien oxigenadas (Hicks y Coull, 1983). El oxígeno disuelto medido (en la columna de agua) presentó variaciones en ambas estaciones, sin embargo no se muestra como un factor determinante en la variación de la densidad de éstos organismos. Por otra parte, la diferencia en las densidades puede explicarse parcialmente a que los copépodos harpacticoides son muy selectivos en su alimentación y a que en muchas ocasiones sus recursos alimenticios son muy reducidos (Särkkä, 1993). Además, las características de la estación ALC2 (mayor presencia de vegetación, protección contra el oleaje y sedimentos más fino) pudieron beneficiar a *C. gomezi*, ya que el rompimiento de las olas, las corrientes de agua, los sedimentos grueso, la falta de vegetación y la baja disponibilidad de materia orgánica son condiciones desfavorables para que un copépodo harpacticoide prospere (Alcocer *et al.*, 2014).

Los anfípodos, oligoquetos y quironómidos presentaron valores bajos de densidad y biomasa ya que son organismos típicamente macrobentónicos, por lo que solo sus estadios juveniles están presentes en la meiofauna; es por ello que sus densidades y biomásas más altas se encuentran en la fracción del macrobentos (Alcocer *et al.*, 1998; Timm, 2002). Contrariamente a lo registrado en el presente estudio donde *Limnodrilus hoffmeisteri* fue poco abundante, Hernández (2001) reporta que esta especie aporta el 37.4 % de la abundancia total del meiobentos y Alcocer *et al.* (1998) que es una de las especies más abundantes del macrobentos de Alchichica. Esto se debe a que la densidad baja de oligoquetos es el tamaño de la apertura de malla del tamiz, ya que el utilizado en este trabajo para retener la macrofauna fue más pequeño (0.50 mm) que el utilizado por Hernández (0.59 mm) (2001), por lo que más organismos macrobentónicos pudieron quedar retenidos en esa malla.

Conclusiones

La meiofauna del lago Alchichica está integrada por 8 taxa (nematodos, *Limnocytherina axalapasco*, *Candona cf. patzcuaro*, *Cletocamptus gomezi*, *Hyalella azteca*, quironómidos, ácaros y oligoquetos). Esta riqueza taxonómica es baja comparada con otros estudios similares. Los 8 taxa estuvieron presentes en ambas estaciones.

Se presentan diferencias significativas entre ambas estaciones tanto en la densidad como en biomasa total, siendo ambas mayores en ALC2. Sin embargo, los valores de densidad y biomasa son bajos comparados con otros estudios. El taxón dominante tanto en densidad como en biomasa en ambas estaciones es *Limnocytherina axalapasco*. Los nemátodos es el segundo taxón dominante en densidad en las dos estaciones.



Las dos estaciones son similares en cuanto a las variables de la columna de agua, pero difieren en la textura sedimentaria, el grado de cobertura vegetal y el grado de protección al oleaje. ALC2 con sedimentos más finos, mayor presencia de vegetación y menor exposición al oleaje muestra los valores más elevados de densidad y biomasa de la meiofauna.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) proyecto 103332 por su apoyo en la presente investigación y a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM (DGAPA) PAPIIT proyecto IN215512.

Bibliografía

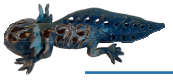
- Alcocer J., E. Escobar, A. Lugo, L. Peralta. 1998. Littoral benthos of the saline crater-lakes of the basin of Oriental, Mexico. *International Journal of Salt Lake Research* 7: 87-108.
- Alcocer J., M.C. Hernández, L.A. Oseguera, E. Escobar. 2014. On the ecology of *Cletocamptus gomezi* Suárez-Morales, Barrera-Moreno & Ciro-Pérez 2013 (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida) micro-endemic to Lake Alchichica, Central Mexico. *Journal of Limnology* 10.4081/jlimnol.2014.1070.
- APHA, AWWA, WPCF, 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Nueva York. 1193 pp.
- Arar E.J., G.B. Collins. 1997. In Vitro Determination of Chlorophyll "a" and pheophytin "a" in marine and freshwater algae by Fluorescence (445.0). U.S. Environmental protection Agency.
- Armienta M.A., G. Vilaclara, S. de la Cruz-Reyna, S. Ramos, N. Cenicerros, O. Cruz, A. Aguayo, F. Arcega-Cabrera. 2008. Water chemistry of lakes related to active and inactive Mexican volcanoes. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 178:249-258.
- Cohuo-Durán S., L. Pérez, I. Karanovic. 2014. On *Limnocytherina axalapasco*, a new freshwater ostracod (Podocopida: Limnocytheridae) from Mexican crater lakes. *Revista de Biología Tropical* 62(1): 15-32.
- Edmonson E.T. 1959. Fresh-water biology. 2nd ed. John Wiley and Sons. Nueva York. 1248 pp.
- Filonov A, I. Tereshchenko, J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33 L07404. DOI: 10.1029/2006GL025901.
- Fleeger J.W. 1985. Meiofaunal densities and copepod species composition in a Louisiana, U.S.A., Estuary. *Transactions of the American Microscopical Society* 104(4): 321-332.
- Folk R.L. 1969. Petrología de las rocas sedimentarias. UNAM. 405 pp.
- Giere O. 2009. Meiobenthology. The microscopic motile fauna of aquatic sediments. 2nd ed. Springer-Verlag. Hamburgo, Alemania. 527 pp.
- Gusakov V.A., V.G. Gagarin. 2012. Meiobenthos composition and structure in highly mineralized tributaries of lake El'ton. *Arid ecosystems* 2(4): 232-238.
- Hernández M.C. 2001. Densidad y biomasa de la meiofauna de la zona litoral de los lagos-cráter Alchichica, Quechulac y Tecuitlapa, Puebla, México. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. México. 51 pp.
- Hicks G.R.F., B.C. Coull. 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review* 21: 167-175.
- Pennak W.R. 1978. Fresh-water invertebrates of the United States. John Wiley and Sons. Nueva York. 803 pp.
- Ruiz F., M. Abad, A.M. Bodergat, P. Carbonel, J. Rodríguez-Lázaro, M.L. González-Regalado, A. Toscano, E.X. García, J. Prenda. 2013. Freshwater ostracods as environmental tracers. *International Journal of Environmental Science and Technology* 10: 1115-1128
- Särkkä J. 1993. Diversity of meiofauna in the lacustrine profundal zone: bathymetric differences and influence of environmental factors. *Aquatic Sciences* 55: 197-205.
- Schmid-Araya J.M., A.G. Hildrew, A. Robertson, P.E. Schmid, J. Winterbottom. 2002. The importance of meiofauna in food webs: evidence from an acid stream. *Ecology* 83(5): 1271-1285.
- Smol N., K.A. Willems, J.C.R. Govaere, A.J.J. Sandee. 1994. Composition, distribution and biomass of meiobenthos in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia* 282/283: 197-217.
- Stoch F., R. Gerecke, V. Pieri, G. Rossetti, B. Sambugar. 2011. Exploring species distribution of spring meiofauna (Annelida, Acari, Crustacea) in the south-eastern Alps. *Journal of Limnology* 70: 65-76.

- Suren A.M. 1992. Meiofaunal communities associated with bryophytes and gravels in shaded and unshaded alpine streams in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 26: 115-125.
- Thorp J.H., A.P. Covich. 1991. *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press. 911 pp.
- Timm T. 2002. Meiobenthos in some Estonian small stratified lakes. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences Biology and Ecology* 51(3): 184-203.
- Traunspurger W., C. Drews. 1996. Vertical distribution of benthic nematodes in an oligotrophic lake: seasonality, species and age segregation. *Hydrobiologia* 331: 33-42.
- Tressler W.L. 1954. Fresh-water Ostracoda from Texas and Mexico. *Journal of the Washington Academy of Sciences* 44(5): 138-149.
- Van de Bund W.J., S.J.H. Spaas. 1996. Benthic communities of exposed littoral sand-flats in eighteen dutch lakes. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30(1): 15-20.
- Winemiller K.O., A.S. Flecker, D.J. Hoeinghaus. 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 89-99.

Lagos de Montebello, Chiapas



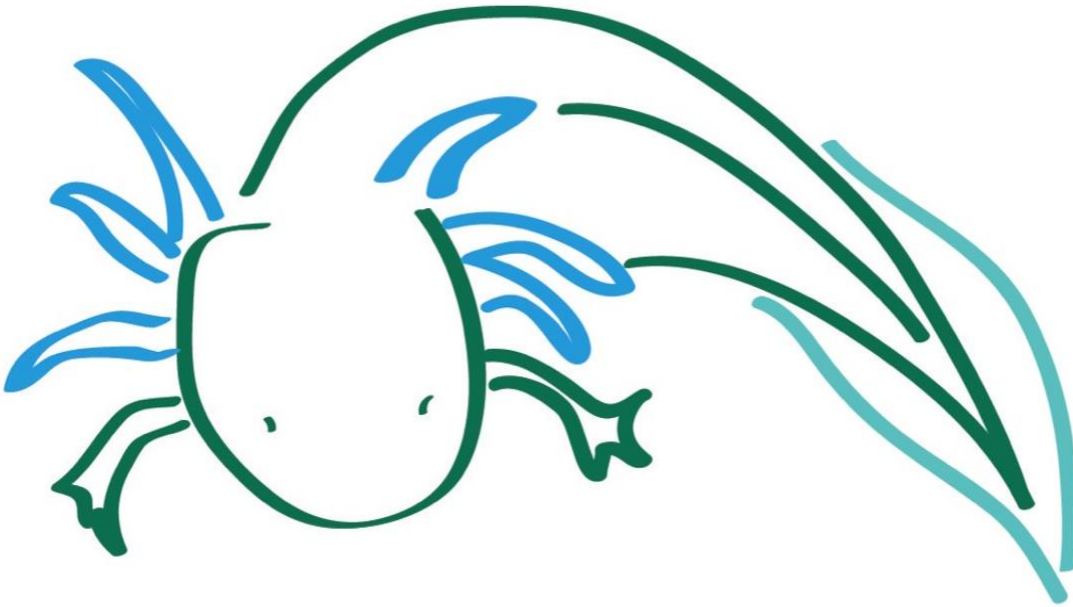
Autor: Maya Nastenka Vera Franco





Sección 6

Limnología urbana



VI Congreso Nacional de Limnología

Autora: Patricia M. Valdespino Castillo

El ajolote es una especie que enfrenta las consecuencias de la degradación de su hábitat pero que afortunadamente todavía se puede encontrar en diversas fuentes de aguas continentales de la Ciudad de México. Es un organismo que tiene características muy particulares y del cual podríamos aprender mucho. Es importante que la población en general lo conozca, reconozca su importancia y lo abrace como símbolo de nuestra cercanía con los sistemas dulceacuícolas. Considero por lo tanto que el ajolote mexicano sería un emblemático y representativo anfitrión del VI Congreso Nacional de Limnología que se celebra en nuestra ciudad.



Identificación y validación de sitios de referencia en ríos peri-urbanos a través de la evaluación de la calidad ecológica y el valor indicador de macroinvertebrados bentónicos

Caro-Borrero Ángela Piedad¹, Carmona-Jiménez Javier² y Mazari-Hiriart Marisa³

¹ Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, DF 04510, México. Autor de correspondencia: angelacaro23@gmail.com.

² Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Departamento de Recursos Naturales, Circuito exterior s/n, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, DF 04510, México.

³ Laboratorio Nacional en Ciencias de la Sostenibilidad, Departamento de Ecología de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, DF 04510, México.

Resumen

El presente trabajo es una propuesta para evaluar la calidad ecológica de dos ríos peri-urbanos del suelo de conservación de la Ciudad de México, tomando en cuenta los parámetros fisicoquímicos, hidromorfológicos, bacteriológicos y su confirmación con la riqueza de macroinvertebrados, a través de un análisis de correspondencia canónica (ACC) y el cálculo del valor indicador (IndVal). En términos fisicoquímicos, la cabecera de los ríos funciona como buen referente; sin embargo, la calidad hidromorfológica está gradualmente modificada por numerosas intervenciones hidráulicas hasta la zona urbana. De acuerdo con el ACC y el IndVal se establecieron dos tipos de sitios: (i) en buen estado de conservación, relacionados positivamente con el caudal, la mejor calidad hidromorfológica, y los siguientes taxa Nemouridae, Podonominae, Tanypodinae, *Acarina*, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossosoma*, *Polycentropus*, *Hesperophylax* y *Limnephilus* y (ii) los sitios modificados por actividades humanas, que se relacionan con el menor caudal, mala calidad hidromorfológica y la familia Oligochaeta. La valoración de la calidad ecológica en el ecosistema de ribera permitió establecer que el caudal y la calidad de los elementos hidromorfológicos son los parámetros de mayor peso en un monitoreo a largo plazo.

Abstract

This study is a proposal for evaluating the ecological quality of peri-urban rivers in the conservation soil of Mexico City that accounts for the zone's physicochemical, hydromorphological, and bacteriological characteristics along with its macroinvertebrate richness. This evaluation was performed via a Canonical Correspondence Analysis (CCA) and through calculation of the indicator values (IndVal). In physicochemical terms, in this case the river headwaters function as a good potential references sites, because they are sites with less human intervention, yet the hydromorphology has been gradually modified through numerous hydraulic interventions within the urban zone. According to the CCA and IndVal, two types of sites were confirmed: (i) those in good conservation condition, where higher hydromorphological value was positively correlated with discharge flow and with the taxa Nemouridae, Podonominae, Tanypodinae, *Acarina*, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossosoma*, *Polycentropus*, *Hesperophylax* and *Limnephilus*, and (ii) the sites modified by human activity, featuring lower discharge flow, poor hydromorphological value and the Oligochaeta class. The evaluation of the ecological quality of riparian ecosystems allowed identifying which the hydromorphological quality evaluation and discharge flow were of the most important parameters with which to continue long-term monitoring.

Palabras clave: Cuencas peri-urbanas, Calidad ecológica, Sitios de referencia, Macroinvertebrados bentónicos

Introducción

El concepto de “calidad ecológica”, es definido como la expresión del estado de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Stoddard *et al.*, 2006). La calidad ecológica está influenciada por la morfología, geología y clima de las cuencas hidrológicas, y las características locales como el uso de suelo, la hidrodinámica, procesos biológicos y la vegetación de ribera (Munné y Prat, 2004). Instrumentos legales como la Directiva Marco del Agua (DMA) (European Commission, 2000), plantean la identificación de sitios de referencia para la rehabilitación de cuencas. Un sitio de referencia debe tener más del 70% de uso/cobertura de suelo natural, sin regulación del caudal, diversidad de sustratos, riberas y bancos estables y sin recepción de vertederos (Stoddard *et al.*, 2006). La DMA establece el uso de ensambles bentónicos como método de validación en la identificación de estos sitios, porque responden con la aparición y proliferación de poblaciones asociadas a condiciones ambientales particulares (Munné y Prat, 2004; Skoulikidis *et al.*, 2009).

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos es usada como indicadores biológicos, ya que son relativamente sedentarios -y, por lo tanto, representativos del área donde son colectados-, sus ciclos de vida son relativamente largos y por ende reflejan las alteraciones en el medio, son sensibles a factores de perturbación y son parte importante de la cadena trófica (Skoulikidis *et al.*, 2009; Cortes *et al.*, 2013). La evaluación de la calidad ecológica y el uso de indicadores biológicos son tópicos de uso reciente en América latina (Acosta *et al.*, 2009). En este sentido, es clave desarrollar alternativas metodológicas que puedan ser aplicadas en diversos escenarios y avanzar en la evaluación de la calidad ecológica de los ríos.

Los ríos periurbanos están sujetos a transformaciones antropogénicas rápidas y repentinas. La Cuenca de México presenta numerosos ríos de montaña (Dudgeon, 2008), impactados por el cambio de uso de suelo, actividades recreativas y obras hidráulicas. Por lo anterior, sería útil contar con una estrategia metodológica sencilla que permita evaluar el estado ecológico de los ríos periurbanos y proporcionar herramientas para realizar los ajustes en las políticas públicas de conservación. En este contexto, el objetivo de la presente investigación fue evaluar la calidad ecológica en una subcuenca periurbana representativa de los ríos de montaña de la Cuenca de México mediante la: (i) identificación de los sitios de referencia a través de evaluar la calidad fisicoquímica e hidromorfológica del río y (ii) estimación del valor indicador ecológico de los macroinvertebrados bentónicos relacionados con la calidad ambiental.

Materiales y Métodos

Área de estudio y selección de los sitios de muestreo

La subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava se ubica en la Faja Volcánica Transmexicana, con una superficie de 50 km² (Ferrusquía-Villafranca, 1998). El río Magdalena nace a 3,650 m s.n.m. y se extiende 28.2 km hasta la zona urbana. El río corre 14.8 km través del área conocida como Suelo de Conservación (SC) y presenta dos tipos de intervenciones hidráulicas: interrupción del cauce con 90 presas de gavión, y una planta potabilizadora entre el SC y el suelo urbano (SU); los restantes 13.4 km del río corren a través del SU. El río Eslava, nace a 3,557 m s.n.m. y se extiende 13.4 km hasta su confluencia con el Magdalena. Presenta 83 presas de gavión en el SC. La selección de los sitios de muestreo siguió el decálogo propuesto por el Freshwater Ecology and Management Research Group (FEM, 2011).



En el río Magdalena fueron seleccionados nueve sitios de muestreo [cuatro sitios dentro del suelo de conservación (M-SC) y cinco sitios del suelo urbano (M-SU)], mientras que en el río Eslava se ubicaron seis sitios (cuatro sitios del E-SC y dos sitios del E-SU).

Evaluación fisicoquímica, bacteriológica y calidad hidrogeomorfológica

El muestreo se realizó de septiembre de 2012 a septiembre de 2013, se colectó durante las temporadas de lluvias (LL1 y LL2) secas frías (SF) y secas cálidas (SC). Se registraron los siguientes parámetros fisicoquímicos in situ: caudal ($Q3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), temperatura del agua, conductividad específica (K_{25}), oxígeno disuelto (OD) y pH, con una sonda YSI 6600 Multiparameter (Loveland, Colorado, EU). Para el análisis fisicoquímico se colectaron en cada estación tres muestras de 500 ml de agua en botellas de polipropileno estériles (NOM-014-SSA 1-1993; APHA, 2005). Los nutrientes (amonio, nitratos, nitrógeno total, ortofosfatos y fósforo total) se analizaron con un espectrofotómetro (Hach DR/2400) y un digestor (Hach DR/200) (APHA, 2005; Hach, 2003). Para los análisis bacteriológicos se recolectaron muestras de 1 litro en frascos de polipropileno estériles y fueron almacenadas a 4 °C y procesadas el mismo día de la colecta mediante la técnica de filtración a través de membrana (APHA, 2005).

La calidad hidromorfológica y las actividades antropogénicas se evaluaron con la adaptación del índice CERA (Acosta *et al.*, 2009). Los datos ambientales fueron transformados con la función $\text{Ln}(X+1)$ y estandarizados. Se realizó un análisis de agrupación de ascendencia jerárquica (distancia euclidiana y ligamiento aritmético UPGMA) y un análisis de componentes principales (PCA). Todas las pruebas se estimaron con el paquete STATISTICA 6.0 (StatSoft, 2001), la significancia del test fue de $p < 0.005$.

Muestreo de los macroinvertebrados

Se muestreó a lo largo de un transecto longitudinal de 50 m. con una red Surber tipo D de 150 μm de apertura de malla y ancho de 30 cm. El sedimento fue removido durante tres minutos. Así mismo se realizó la captura mediante la revisión y extracción manual de rocas y troncos. El tamaño de muestra representativo fue de 100 ejemplares, que fueron preservados en alcohol al 70%, posteriormente fueron separados con un microscopio estereoscópico Olympus SZX7 (Olympus Corporation, Tokio, Japón) e identificados a nivel de género con ayuda de bibliografía especializada (Merritt *et al.*, 2008; Bueno, 2010).

Estimación del valor indicador de las especies

Se utilizaron dos aproximaciones: la primera mediante el análisis de correspondencia canónica (ACC) (ter Braak, 1986) seguido por una prueba de Monte Carlo (999 permutaciones, $\alpha = 0,05$). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa XLSTAT (Addinsoft, 2013). La segunda aproximación determinó el valor indicador ecológico de los taxa (IndVal, Dufrené y Legendre, 1997), mediante los siguientes razonamientos matemáticos:

$$A_{ij} = N_{\text{individuos}_{ij}} / N_{\text{individuos}_{.j}} \quad (1)$$

A_{ij} es la medida de especificidad,

$N_{\text{individuos}_{ij}}$ es el número promedio de individuos de los taxa i en todos los sitios del grupo j

$N_{\text{individuos}_{.j}}$ es la suma de los números promedios de individuos de los taxa i en todos los grupos

$$B_{ij} = N_{sitios_{ij}} / N_{sitios_j} \quad (2)$$

B_{ij} es la medida de fidelidad

$N_{sitios_{ij}}$ es el número de sitios en el grupo j en donde el taxa i está presente

N_{sitios_j} es el número total de sitios en ese grupo

Por lo tanto, el porcentaje del Ind-Val para el taxa i en el grupo j es:

$$IndVal = A_{ij} \cdot B_{ij} \cdot 100 \quad (3)$$

Las especies que tienen un IndVal igual o mayor que 50 son consideradas como indicadores para un sitio dado, mientras que aquellas con una IndVal menor que 50, pero mayor que 25 son consideradas como especies detectoras (Tornés *et al.*, 2007).

Resultados

Tipificación de los sitios

Con base en la prueba de Mann-Whitney y el análisis de agrupación de ascendencia jerárquica se reconocieron tres grupos de sitios que fueron equivalentes en ambos ríos, basados en la concentración de nutrientes (NT y FT) y bacteriológicos (FE y FC) ($U = 0.000$; $p = 0.029$) (Tabla 1).

El primer grupo denominado “de referencia” engloba los sitios de la cuenca alta con la mejor calidad del agua y menor perturbación antropogénica. El segundo grupo “de transición”, corresponde al primer sitio del US del río Magdalena y los dos últimos sitios del SC del río Eslava. La calidad del agua es variable e incluye la variación natural anual en conjunción con el efecto de las actividades humanas. El tercer grupo o “degradados” corresponde al SU con alta degradación y agua contaminada.

La ordenación de los macroinvertebrados

El ACC (Tabla 2) explicó el 79% de la variación total en los dos primeros ejes ($p = 0.0001$, $\alpha = 0.05$) e indica que las variables fisicoquímicas, la HQ y los macroinvertebrados bentónicos estuvieron relacionados entre sí. El primer eje explicó el 53% de la varianza y estuvo relacionado negativamente con el NT, FT, Q3 y HQ y positivamente con *Dysticus*, *Hesperophilax*, Tanypodinae y Oligochaeta. El segundo eje explicó el 26% de la varianza y relacionó negativamente el NT, FT y Q3 y positivamente la HQ con *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossosoma*, *Simulium*, Planariidae, Podonominae y Nemouridae. Los grupos bacteriológicos no presentaron una relación significativa con los taxa y las estaciones de muestreo del SC.

El IndVal de los macroinvertebrados

Los sitios de la CS se clasificaron en dos clases: sitios de referencia y sitios alterados, basados en los mismos parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos establecidos a partir de los análisis de ascendencia jerárquica y el ACC (Tabla 3).



Tabla 1. Características fisicoquímicas e hidromorfológicas de las estaciones de muestreo. Altitud = m s.n.m., K_{25} = conductividad específica estandarizada a 25°C, OD = oxígeno disuelto, NT = nitrógeno total, FT = fósforo total. (Primer renglón = Valor mínimo y máximo. Segundo renglón = promedio y desviación estándar que corresponden a las cuatro temporadas de muestreo). [(a) CERA: puntaje de la evaluación de la calidad hidromorfológica (0-40) (Acosta *et al.*, 2009)].

Sitios altitud	Coord	cobertura de suelo	T (°C)	pH	K_{25} ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	OD (mg/l)	Turbiedad (NTU)	NT (mg/l)	FT (mg/l)	CERA (a)
Suelo de conservación río Magdalena (M-CS-)										
M-SC-1	X: 469065	bosque de	5.7-9.87	6.46-7.52	67-225	5.56-9.84	0.1-2.6	0.2-2.4	0.35-0.8	35
	3,099 Y: 2130102	oyamel	8.46±1.9	7.02±0.48	117±74.5	8±1.82	1.33±1.034	1.27±0.9	0.47±0.02	
M-SC-2	X: 471399	Bosque de	7.5-15.1	6.95-7.93	76-253	6.18-8.74	0.2-4.2	0.1-2.03	0.316-0.73	30
	2,727 Y: 2132466	quercus	10.88±3.14	7.38±0.5	129.75±83.6	7.23±1.07	2.1±1.87	1.04±0.86	0.44±0.19	
M-SC-3	X: 472265	Bosque de	8.7-11.79	6.87-8.31	76-280	5.41-8.8	-21.1	0.3-1.26	0.343-0.58	25
	2,698 Y: 2132875	quercus	10.73±1.41	7.48±0.69	142.25±93.6	7.51±1.48	1.1±9.5	0.79±0.48	0.46±0.09	
M-SC-4	X: 473584	Bosque	11.32-13.46	6.88-8.03	79-487	5.3-8.24	5.6-167.5	0.4-5.46	0.37-0.903	15
	2,591 Y: 2134007	mixto	12.04±0.99	7.46±0.50	223±182.52	6.74±1.21	48±79.8	2.12±2.29	0.56±0.25	
Suelo de conservación río Eslava (E-CS-)										
E-SC-1	X:469362	Bosque de	6.69-10.46	5.55-7.7	54-162	4.78-10.18	0-1.05	0-1.7	0.09-0.8	40
	3,557 Y:2127247	pino	9.05±1.75	6.28±0.1	91.8±48.41	8.1±2.5	0.66±0.47	1.01±0.8	0.36±0.3	
E-SC-2	X: 472925	Bosque de	7.43-10.33	5.98-7.96	73-243	5.98-8.42	-4.2	0.06-1.13	0.186-0.963	35
	2,965 Y: 2128548	oyamel	9.46±1.37	6.83±0.85	125±79.2	7.6±1.1	1.45±1.8	0.8±0.5	0.5±0.34	
E-SC-3	X: 474143	Bosque de	11.99-13.17	6.12-7.4	79-100	6.41-7.37	12.2-77.8	0.8-3.93	0.14-0.96	18
	2,769 Y: 2130330	Quercus	12.43±0.52	6.9±0.62	89.25±11.9	6.9±0.5	47.5±30	2.01±1.5	0.52±0.34	
Suelo Urbano río Magdalena (M-US-)										
M-SU-1	X: 474215	Zona	12.15-12.48	7.11-7.44	87-418	5.16-9.06	14.5-37.9	0.166-2.8	0.603-0.723	11
	2,515 Y: 2134142	urbana	12.48±0.17	7.44±0.16	93±189.4	5.16±1.95	14.5±13	0.73±1.39	0.72±0.07	
M-SU-2	X: 475259	Zona	10.34-13.15	7.17-7.2	109-2475	1.73-8.7	13.1-159	6.66-176.66	0.36-32.5	4
	2,475 Y: 2134397	urbana	11.68±1.41	7.19±0.015	914.67±1351.52	4.15±3.95	67.47±79.73	63.83±97.7	11.47±18.22	
M-SU-3	X: 476742	Zona	11.53-17.6	7.24-7.86	237-2138	1.26-7.51	33-140.1	15.33-200	2.7-26.16	3
	2,493 Y: 2135610	urbana	14.2±2.55	7.53±0.32	849.25±894.2	3.35±2.834	89.8±50.3	62.42±91.72	13.95±12.25	
M-SU-4	X: 476872	Zona	16.35-18.36	7.12-8.21	507-2004	1.61-5.71	19.4-102.3	16.66-140	3.43-20.66	2
	2,394 Y: 2136241	urbana	17.32±0.83	7.63±0.51	934.5±716.35	3.13±1.96	69.43±39.4	54.42±57.6	12.85±7.46	
M-SU-5	X: 482080	Zona	16.13-18-38	7.25-7.66	399-1692	1.59-3.45	21.5-78.3	15.66-126.33	4.33-15.87	2
	2,281 Y: 2140495	urbana	17.52±0.97	7.46±0.2	824.75±593.02	2.56±1.03	55.63±26.32	52.083±50.87	10.06±5.83	
Suelo Urbano río Eslava (E-US-)										
E-SU-1	X: 474382	Bosque	10.53-13.21	6.48-7.43	98-335	6.83-8.74	6.4-44.3	0.9-9.9	0.36-3.1	2
	2,714 Y: 2130729	mixto	12.07±1.2	7.04±0.4	175±110.8	8.06±0.88	23.05±15.9	3.8±4.12	1.18±1.3	
E-SU-2	X: 474564	Zona	11.48-17.07	5.95-8.06	13.14-1378	2.1-8.13	5.6-341.5	2.86-129	1.16-72.73	2
	2,580 Y: 2132191	urbana	14±2.32	7.27±0.91	490.3±610.7	4.6±2.9	116.6±153.3	41.01±59.16	20.13±35.1	

Discusión

Tipificación de los sitios

Los ríos Magdalena y Eslava son ríos de montaña alterados en la porción media por la presencia de granjas piscícolas, restaurantes y actividades recreativas y en el SU contaminados por descargas urbanas. Este último disminuye drásticamente la calidad ecológica en los límites del SC y está asociado principalmente con la pérdida de la cobertura vegetal y los cambios en la estructura del cauce (i.e., construcción de presas de gavión y canalización), factores que tienen una respuesta lineal con la degradación ecológica y el cambio en la composición y función de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Pagliosa y Rodrigues, 2006).

En ambos ríos, la proporción entre los enterococos y coliformes fecales (Toranzos *et al.*, 2007) en el SC mostraron que la contaminación fecal es preponderantemente de origen animal (cociente menor a dos), mientras que en los puntos del SU resultó ser de origen humano (cociente mayor a cuatro); lo que es congruente con los usos de suelo.

Los sitios de referencia no deben tener presencia de infraestructura hidráulica (Stoddard *et al.*, 2006); esta condición no se puede cumplir en el SC de los ríos estudiados. Los cauces están regulados por numerosas presas de gavión, que afectan la magnitud, frecuencia y temporalidad del flujo de agua, como usualmente ocurre en los ríos de montaña (Wohl, 2006). Las cabeceras de ambos ríos pueden funcionar como sitios de referencia, porque son representativos de la zona de estudio y tienen las menos intervenciones antropogénicas, pero, es difícil asegurar que las funciones del ecosistema se mantendrán a lo largo del tiempo, debido al crecimiento de asentamientos irregulares y obras hidráulicas (PUEC-UNAM, 2008).

Tabla 2. Valor de relación (ACC) entre las variables ambientales (NT = Nitrógeno Total, FT = Fósforo Total, Q3: caudal, CERA: calidad hidromorfológica, y las estaciones de muestreo y los taxa de macroinvertebrados. Temporadas de muestreo SC: Secas Cálidas, SF: Secas Frías, LL1 y 2: Lluvias.

Variables/factores	F1	F2	F3	F4
Variables ambientales	Negativo: NT, FT, Q3 CERA	Negativo: NT, FT, Q3 Positivo: CERA	Negativo: NT, FT Positivo: CERA, Q3	Negativo: PT, CERA, Q3, Positivo: TP
Sitios de muestreo	M-SC3-SC E-SC1-SF E-SC-1-SC E-SC2-LL1 E-SC2-SF E-CS2-SC E-SC3-DC E-SC3-SC	M-SC1-LL1 M-SC1-SF M-SC1-SC M-SC1-LL2 M-SC2-SF M-SC2-SC E-SC2-LL2	M-SC2-LL1 M-SC2-LL2 M-SC3-LL1 M-SC3-LL2	M-SC3-SF MSC4-SF M-SC4-SC M-SC 4-LL2 E- SC1-LL1 E- SC1-LL2 E- SC3-LL1 E- SC3-LL2
Macroinvertebrados	Tanypodinae (F. Chironomidae) (0.24)	Podonominae (0.3) (F. Chironomidae)	Orthoclaudiinae (0.715) (F. Chironomidae)	
	Oligochaeta (0.211)	<i>Baetis</i> (0.2) (F. Baetidae)	<i>Hydropsiche</i> (0.84) (F. Hydropsichidae)	
	<i>Dytiscus</i> (1.315) (F. Dytiscidae)	<i>Tipula</i> (0.834) (F. Tipulidae)	<i>Limnephilus</i> (0.412) (F. Limnephilidae)	
	<i>Hesperophilax</i> (1.114) (F. Limnephilidae)	<i>Antocha</i> (0.843) (F. Tipulidae) <i>Atopsyche</i> (0.507)(F. Hydrobiosidae)	<i>Epeorus</i> (0.3) (F. Heptageniidae)	<i>Polycentropus</i> (0.064) (F. Polycentropodidae)
		<i>Glossossoma</i> (0.042) (F. Glossossomatidae)		
		<i>Smulium</i> (0.4)(F. Simulidae)		
		Planariidae (0.7)		
		Nemouridae (0.5)		

La ordenación de los macroinvertebrados

El valor indicador del ACC con los taxa fue congruente con sus rasgos ecológicos y revela que la mayor HQ y Q3 explican, en mayor medida, la presencia de organismos sensibles en la parte alta de la subcuenca dentro del SC. La reducción en los elementos de la HQ en ambos ríos puede estar relacionada con la presencia de criaderos de truchas y de ganado bovino. Asimismo, el gran número de presas de gavión que modifican el transporte de sedimento pueden afectar la diversidad de macroinvertebrados (Nijboer y Verdonschot, 2004).



Tabla 3. Valor indicador de los taxa de macroinvertebrados (IndVal). Temporadas de muestreo SC: Secas Cálidas, SF: Secas Frías, LL1 y 2: Lluvias. (a) E = Especificidad ; (b) F = Fidelidad. 1 = (M-SC1-LL1-2, SF, SC, M-SC2-LL1-2, SF, SC), 2 = (E-SC-LL1-2, SF-SC, E-SC2-LL2), 3 = (M-SC3-LL1-2, SF, SC, M-SC4-LL2, SF, SC), 4 = (E-SC2-LL2, SF, SC, E-SC3-LL1-2, SF, SC).

Organismos	Clase I ¹			Clase I ²			Clase II ³			Clase II ⁴		
	Río Magdalena			Río Eslava			Río Magdalena			Río Eslava		
	E ^(a)	F ^(b)	IndVal	E	F	IndVal	E	F	IndVal	E	F	IndVal
Tanypodinae	0.21	0.88	18	0.65	1	65	0.09	0.71	6	0.05	0.71	4
Podonominae	0.96	1	96	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0
Orthocladinae	0.08	0.13	1	0.32	0.2	6	0.6	0	0	0	0	0
Acarina	0.79	0.88	69	0.08	0.6	5	0.12	0.29	4	0.01	0.29	0
<i>Baetis</i>	0.56	1	56	0.03	0.8	2	0.15	0.71	10	0.26	0.71	19
<i>Polycentropus</i>	0.26	1	26	0	0	0	0.73	0.14	10	0.008	0.14	0
<i>Tipula</i>	0.69	0.38	26	0.18	0.2	4	0	0.14	0	0.13	0.14	2
<i>Antocha</i>	0.81	0.5	41	0.19	0.2	4	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	0.23	0.5	12	0.07	0.2	1	0.13	0.71	10	0.56	0.71	40
<i>Atopsyche</i>	0.88	0.5	44	0	0	0	0.13	0	0	0	0	0
<i>Simulium</i>	0.16	0.88	14	0.41	0.6	25	0.33	0.71	23	0.1	0.71	7
<i>Hydropsiche</i>	0.37	0.25	9	0.2	0.2	4	0.43	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus</i>	0.35	0.75	26	0	0	0	0.65	0	0	0	0	0
<i>Glossossoma</i>	0.62	0.75	46	0.02	0.2	0	0.36	0	0	0	0	0
Planariidae	0.24	0.63	15	0.67	1	68	0	0.29	0	0.09	0.29	3
<i>Epeorus</i> sp.	0.53	0.63	33	0	0	0	0.13	0.43	6	0.34	0.43	14
Nemouridae	0.83	0.5	42	0	0	0	0.17	0	0	0	0	0
<i>Dytiscus</i>	0	0	0	0.47	0.6	28	0.05	0.43	2	0.48	0.43	21
<i>Hesperophylax</i>	0	0	0	0.7	1	70	0	0.71	0	0.3	0.71	22

Los sitios calificados con buena HQ que no tuvieron una relación significativa con el Q3, se relacionan con la pérdida del Q3 en secas, y se caracterizaron por la presencia de: Podonominae, Planariidae, Nemouridae, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Glossossoma* y *Simulium*. Estos organismos están asociados a zonas con mayores velocidades de corriente, y son intolerantes a la contaminación orgánica. *Glossossoma*, *Atopsyche*, Nemouridae y Planariidae son reportados comúnmente en ríos de alta montaña, de agua limpia, fría y muy bien oxigenada (Merritt *et al.*, 2008).

Los sitios relacionados positivamente con el mayor valor de Q3 y la HQ están representados por los siguientes taxa, Orthocladinae, *Hydropsiche*, *Limnephilus* y *Epeorus*, los cuales son organismos trituradores y raspadores, sensibles a las bajas concentraciones de OD y por lo tanto asociados a lugares con flujo turbulento y altas velocidades de corriente (Guilpart *et al.*, 2012). La diferencia con el eje anterior, es la relación positiva con el Q3 representada por la estación de lluvias, en este caso sí es importante el volumen del caudal que en temporada de secas disminuye más de la mitad. Todos los sitios del río Eslava estuvieron relacionados de manera negativa con la HQ y el Q3, posiblemente debido al número elevado de interrupciones en su cauce y áreas con menor HQ. Los taxa representativos fueron Tanypodinae, Oligochaeta y *Dytiscus*, que pueden vivir en sitios con bajas concentraciones de OD, con elevada cantidad de materia orgánica y con baja velocidad de corriente (Merritt *et al.*, 2008).

El IndVal de los macroinvertebrados

Se encontraron 12 taxa indicadores de buena calidad ecológica en el SC, la mayor parte de estos son indicadores del río Magdalena y corresponden a Nemouridae, Podonominae, *Acarina*, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossossoma*, *Hesperophylax* y *Limnephilus*, y dos taxa en el río Eslava que son Tanypodinae y Planariidae. Los macroinvertebrados relacionados con los sitios de referencia mostraron preferencias espaciales.

En la familia Trichoptera: *Hesperophylax* es característico de condiciones oligotróficas, bajo caudal y poca heterogeneidad de hábitat registradas en el nacimiento del río Eslava; mientras que *Limnephilus* fue característico de la parte alta del río Magdalena, una zona más caudalosa, con mayor heterogeneidad ribereña y con condiciones oligotróficas. Ambos géneros son de hábitos alimenticios trituradores, lo cual se asocia con las cabeceras donde usualmente la hojarasca es abundante y son claves en la transferencia de energía a otros niveles tróficos (Bueno, 2010; Guilpart *et al.*, 2012).

Igualmente las tres Subfamilias de Chironomidae mostraron distintas preferencias de hábitat. Tanypodinae y Podonominae están relacionadas con aguas limpias, aunque las primeras pueden estar en un rango amplio de ambientes, las segundas son predominantemente de la zona reofilica, prefieren las bajas temperaturas y requieren altas concentraciones de oxígeno. La mayoría de especies de Podonominae se encuentran en corrientes frías y velocidad de corriente alta (Ogbeibu y Oribhabor, 2002). En este estudio se relacionaron con los sitios de mejor HQ y caudales permanentes. Por otro lado, los Orthocladiinae (Chironomidae) se describen como tolerantes a la contaminación orgánica, y fueron encontrados en las partes bajas de la cuenca con mayor influencia humana y contaminación orgánica.

Conclusiones

La propuesta de evaluación para determinar la calidad ecológica en la subcuenca periurbana del río Magdalena-Eslava confirma que: (1) los elementos de monitoreo a largo plazo dentro del SC son el Q3 y la HQ, ya que están directamente relacionados con la alteración del cauce, (2) el análisis de los nutrientes y las enterobacterias son necesarias en los sitios de transición que presentan mayor evidencia de actividades humanas.

La calidad ecológica en el SC se va degradando a medida que aumentan las actividades antropogénicas. En particular, el incremento de la construcción de presas de gavión desde la cabecera y hasta la parte baja de los ríos, induce cambios en el Q3 enmascarando el efecto estacional (época de lluvias y secas) al cual normalmente está sujeta la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

Esta intervención hidráulica es una práctica que no se ha evaluado como un elemento perturbador en la cuenca y por lo tanto su impacto en la dinámica hidrológica y la comunidad bentónica se desconoce y se subestima.

La identificación de los sitios de referencia dentro del CS, fue confirmada a través del valor indicador de 12 taxa de macroinvertebrados bentónicos, que fueron congruentes con sus rasgos ecológicos: Nemouridae, Planariidae, Podonominae, Tanypodinae, *Acarina*, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossossoma*, *Hesperophylax* y *Limnephilus*. Un cambio en la estructura de ésta comunidad y la aparición de taxa identificados como tolerantes se puede relacionar con cambios en el uso de suelo.



La abundante presencia de ríos de alta montaña en la Cuenca de México con características muy parecidas a los ríos de este estudio, pone de manifiesto la vulnerabilidad a la que están sometidos ante el crecimiento de la ciudad.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Laboratorio Nacional en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM. A Verónica Aguilar por la elaboración agradecen el apoyo para el trabajo de campo y laboratorio al Laboratorio de Ecosistemas de Ribera y en de mapas. A Kenneth Cummins y Javier Alcocer por la revisión y sugerencias críticas a este trabajo. Agradecemos el apoyo financiero otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) con la beca de doctorado de ACB; al programa de apoyo a Proyectos de Investigación e innovación Tecnológica (PAPIIT IN211712). Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM.

Bibliografía

- Acosta R., B. Ríos, M. Rieradevall & N. Prat. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnética* 28: 1, 35-64.
- APHA (American Public Health Association), American Water Works Association and Water Environmental Federation. 2005. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 21 ed. Port City Press. USA.
- Bueno Soria J. 2010. *Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. 228 pp.
- Cortes R.M.V., S.J. Hughes, V. Rodríguez Pereira & S. Pinto Varandas. 2013. Tools for bioindicators assessment in rivers: The importance of special scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators* 34:460-477.
- De la Ossa-Carretero J.A., N. Simboura, Y. del Pilar-Ruso, M.A. Pancucci-Papadopoulou, F. Giménez-Casaldueiro & J.L. Sánchez-Lizaso. 2012. A methodology for applying taxonomic sufficiency and benthic biotic indices in two Mediterranean areas. *Ecological Indicators* 23:232-241.
- Dudgeon D. (ed.). 2008. *Tropical stream ecology*. Academic Press. 370 p. USA.
- Dufrené M. & P. Legendre. 1997. Species Assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph*. 67:3, 345-366.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of The European Parliament and of the Council-Establishing a Framework for Community Action in the Field of water Policy. *Official Journal of the European Communities Brussels*. 72 pp.
- FEM (Freshwater Ecology and Management Research Group). 2011. *Diseño de programas de biomonitorio e intercalibración de metodologías para la medida del estado de salud de los ríos*. Univesitat de Barcelona. 16 pp.
- Ferrusquía-Villafranca F. 1998. Geología de México: una sinopsis. 3-108. In: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa. (eds). *Diversidad biológica de México. Orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Guilpart A., J.M. Roussel. J. Aubin, T. Caquet, M. Marle & H. Le Bris. 2012. The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. *Ecological Indicators* 23:1, 356-365.
- HACH. 2003. *Water Analysis Handbook*. 4Th Ed. Hach Co. Loveland, Colorado, USA. 1260 pp.
- Merritt R.W., Cummins, K.W., Berg, M.B. 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America* (4th ed.). Kendall/Hant publishing company:1158 pp.
- Munné A Prat N. 2004. Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU water framework directive. *Environ. Manage.* 34:711-729.
- Nijboer R.C. & P.F.M. Verdonschot. 2004. Variable selection for modeling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling* 177:17-39.
- Ogbeibu A.E. & B.J. Oribhabor. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research* 36: 2427-2436.
- Pagliosa PR Rodrigues Barbosa FA. 2006. Assessing the environment-benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. *Biol. Conserv.* 129: 408-417.
- PUEC-UNAM (Programa Universitario de Estudios de la Ciudad-Universidad Nacional Autónoma de México), 2008. "Propuesta de diagnóstico integrado de la cuenca del río Magdalena." En: Plan Maestro de Manejo Integral y

- Aprovechamiento Sustentable de la Cuenca del río Magdalena. SMA-GDF, UNAM. PUEC-GDF. 329 pp.
- Skoulikidis N. T., I. Karaouzas & K.C. Gritzalis. 2009. Identified key environmental variables structuring benthic fauna for establishing a biotic typology for Greek running waters. *Limnologica* 39: 56- 66.
- Stoddard J.L., D.P. Larsen, C.P. Hawkins, R. Johnson & R. Norris. 2006. Setting expectations for ecological condition of streams: the concept of reference conditions. *Ecological Applications* 16:1267-1276.
- Ter Braak C.J.E. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-
- Toranzos G.A., G.A. McFeters, J.J. Borrego & M. Savill. 2007. Detection of microorganisms in environmental freshwaters and drinking waters. 249–264. In: C.J. Hurst, R.L. Crawford, J.L. Garland, D.A. Lipson, A.L. Mills & L.D. Stetzenbach (ed). *Manual of environmental microbiology*. 3rd ed. ASM Press, Washington, DC. 9.
- Wohl E. 2006. Human impacts to mountain streams. *Geomorphology* 79: 217-248.



Importancia del sedimento en el aporte de fósforo hacia la columna de agua en un lago urbano hipertrófico

Morlán-Mejía Josué¹, Lugo-Vázquez Alfonso¹, Peralta-Soriano Laura¹, Sánchez Rodríguez María del Rosario¹, Oliva-Martínez María Guadalupe¹ y Escobar-Oliva Marco Antonio²

¹ Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, UIICSE, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla 54090, Estado de México. Autor para correspondencia: lugov@unam.mx.

² Carrera de Biología. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México.

Resumen

El fósforo (P) se considera el nutriente limitante más común en ambientes acuáticos. El sedimento puede ser un importante reservorio de fósforo y una causa fundamental de la dificultad para disminuir el estado trófico de los lagos. Se estudió la liberación de fósforo desde el sedimento de un lago urbano hipertrófico ubicado en la ciudad de México mediante el uso de mesocosmos *in situ* de 80 L abiertos y cerrados en el fondo y con datos obtenidos del mismo lago, durante las épocas de secas y lluvias del 2010. Se midió el fósforo total (PT) y otras variables ambientales como la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, la conductividad específica y el pH en la columna de agua. Se encontraron diferencias significativas en ambas épocas en la concentración de fósforo total entre el grupo de mesocosmos abiertos y el lago versus los mesocosmos cerrados, atribuibles a la falta de contacto del agua con el sedimento y también al predominio de condiciones anóxicas en el fondo de los mesocosmos abiertos y el lago. Las concentraciones de PT fueron significativamente mayores en la época seca con relación a la de lluvias, debido a la dilución del lago provocada por el mayor volumen de agua. Las condiciones microaerófilas o anóxicas en el fondo del lago permiten la liberación del fósforo ya que este no puede ser precipitado por el hierro. La eliminación o fijación del fósforo del sedimento resulta fundamental para mejorar el estado trófico de un cuerpo de agua muy productivo.

Abstract

Phosphorus is the most common limiting nutrient in aquatic environments. Sediment can be an important reservoir of phosphorus and a main reason of the difficulty to decrease the trophic status of lakes. Phosphorus release from the sediment was studied in a hypertrophic urban lake in Mexico City using open and closed at the bottom *in situ* mesocosms (80 L volume) and compared with data obtained from the lake during 2010 year dry and rainy seasons. Total phosphorus concentrations (TP) and other environmental variables such as temperature, dissolved oxygen concentration conductivity and the pH were measured in the water column. TP concentration was significantly higher in open mesocosms and in the lake. Significant differences in TP were also found between seasons. Prevalence of anoxic conditions in the bottom of the open mesocosms favored phosphorous release from the sediment. TP concentrations were significantly higher in the dry time relative to the rain, due to dilution caused by the increase in lake volume. The microaerophilic or anoxic conditions in the bottom of the lake, allow the release of phosphorus because it cannot be precipitated by the iron. Removal or fixation of phosphorous in sediment is an essential step to improve the trophic status of a highly productive water body.

Palabras clave: eutrofización, mesocosmos, fósforo total, anoxia

Introducción

La eutrofización de los ambientes acuáticos es un proceso originado por el incremento de nutrimentos que se traduce en una alta y fluctuante densidad de fitoplancton y frecuentes cambios en su composición (Wetzel, 2001). De entre los nutrientes, el fósforo es considerado como el limitante más frecuente de la productividad fitoplanctónica (García-Ruiz *et al.*, 2001). Por ello, la concentración de fósforo total (PT) ha sido tradicionalmente empleada como índice de la calidad del agua y del estado trófico de los ecosistemas acuáticos. La cantidad de PT en la columna de agua depende de los aportes alóctonos al sistema (carga externa), de la exportación a través de los efluentes, de los procesos de sedimentación y de los de liberación desde los sedimentos (carga interna) (Heidenreich y Kleeberg, 2003).

El sedimento es un elemento importante en la dinámica de los nutrientes dentro de los lagos, especialmente para el caso del fósforo (P), en donde el “flujo difusivo” de fósforo reactivo soluble biodisponible a través de la interfase sedimento-agua es un mecanismo por el cual los sedimentos pueden ser una fuente de fósforo hacia la columna de agua del lago, contribuyendo a la productividad primaria (Roy *et al.*, 2011). En los lagos donde la carga externa de fósforo se ha reducido, la carga interna puede impedir mejoras en la calidad del agua del lago.

La carga interna de fósforo es originada de la reserva acumulada en el sedimento como consecuencia de una elevada carga externa, en donde cantidades significativas de fósforo en el lago pueden ser ligadas a compuestos férricos o fijados en formas orgánicas lábiles. Estas formas son potencialmente móviles y eventualmente pueden ser liberadas a la columna de agua (Søndergaard *et al.*, 2003). La liberación de P del sedimento es una función de la cantidad y la distribución de compuestos de fósforo presentes, el grado de saturación de P, la intensidad de los procesos biológicos tanto en el agua como en el sedimento, además de las condiciones hidrológicas (Jansson *et al.*, 1988).

El rápido y continuo aporte de nutrimentos hacia los cuerpos de agua de diversas regiones del mundo, ha ocasionado que muchos de ellos alcancen el estado de eutrofia extrema denominado hipertrofia (Alvarez-Cobelas y Jacobsen, 1992). Tal es el caso del lago Tezozómoc, el cual es un lago urbano que recibe elevadas concentraciones de nutrientes provenientes del agua tratada con la que es llenado. A consecuencia de esto, el lago presenta condiciones de hipertrofia (Sánchez-Rodríguez *et al.* 2011), con frecuentes florecimientos de *Microcystis* (Oliva *et al.* 2008), elevadas tasas de producción primaria (Morlán, 2010) y altas concentraciones de nutrientes (Verver y Vargas, 2005).

En la actualidad los planes de recuperación dirigidos hacia cuerpos de agua contemplan el uso tanto de agentes químicos como biológicos y el uso de cada uno dependerá de las características particulares de cada cuerpo de agua. Sin embargo diversos autores mencionan que el éxito del plan de recuperación está condicionado a la carga de fósforo contenida en los sedimentos, lo que hace necesario conocer la influencia del sedimento en las concentraciones de fósforo en la columna de agua. Por lo que el objetivo de este trabajo fue evaluar la interacción sedimento-agua y su impacto sobre el fósforo total en un lago urbano utilizando mesocosmos *in situ*.

Área de Estudio

El parque Tezozómoc se ubica entre las coordenadas 19°29'05" de latitud Norte y 99°12'36" de longitud Oeste, a una altura de 2250 msnm (INEGI, 1998). El área donde se encuentra el parque Tezozómoc, Tiene un clima templado subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura media anual



oscila entre 16.7 °C (García, 2004). El agua con la que es llenado el lago proviene de una planta de tratamiento secundario ubicada en la Unidad El Rosario, Azcapotzalco. Por cuestiones de demanda y por la poca precipitación característica de la época de sequía, los niveles de agua en algunos puntos del lago en ocasiones llegan a sólo 0.2 m. Otro aspecto a destacar es la gran cantidad de aves acuáticas y reptiles que hay en el lago, la mayoría introducidas, lo que ha llegado a provocar un problema por el aporte de una gran cantidad de nutrientes contenidos en sus desechos.

Materiales y métodos

Se realizaron dos series de muestreos semanales: el primero de febrero a abril y el segundo de agosto a septiembre, correspondientes a las épocas de secas y de lluvias del año 2010. Se ocuparon seis mesocosmos (dos tratamientos con tres réplicas cada uno) *in situ* de 80 litros de capacidad colocados en la parte central del lago. Un tratamiento con mesocosmos con la parte inferior abierta (MA), y el otro con mesocosmos completamente cerrados en el fondo (MC), con el fin de permitir el contacto o aislar completamente del sedimento. Se obtuvo también una muestra del lago como punto de comparación. Se obtuvieron muestras integradas (200 ml) de la columna de agua para la cuantificación de PT y se colocaron en frascos de polietileno previamente lavados y enjuagados con HCl.

Se midieron perfiles verticales cada 20 cm de profundidad en la columna de agua de los mesocosmos y el lago utilizando una multisonda Yellow Spring Instruments mod. 85 (Ohio, EUA). Las variables medidas fueron: temperatura del agua, concentración de oxígeno disuelto y conductividad específica (K_{25}). Con un potenciómetro Conductronics modelo PH10 (Puebla, México) se obtuvieron los valores del pH.

Para la cuantificación del fósforo total (PT) las muestras se mantuvieron en refrigeración (4 °C) hasta su análisis. Se realizó una digestión alcalina previa de la muestra con persulfato de potasio (Valderrama, 1981) y se midió el PT en forma de fosfatos (límite de detección de 0.01 mg L⁻¹ P-PO₄) mediante el método del ácido ascórbico en un laboratorio de calidad del agua HACH DREL/2000 (Loveland, Colorado). Todos los análisis se realizaron en un plazo máximo de 24 horas posteriores al muestreo. Las bases para el análisis de los datos y los gráficos se generaron en el programa Microsoft Office Excel (2003) y Sigma Plot ver. 12.0. Se realizaron análisis de normalidad y homogeneidad de los datos. Se aplicaron análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis para comparar los valores entre los tratamientos (Daniel, 2002) con ayuda de paquetes estadísticos como IBM SPSS Ver. 19.0 y Microsoft Office Excel 2010.

Resultados

En la Tabla 1 se muestran los resultados de las variables ambientales. Se observa la diferencia de la temperatura del agua entre las épocas, así como una conductividad algo mayor en las secas. La concentración de oxígeno disuelto fue muy variable, con valores muy elevados en la superficie y condiciones microaerofilicas o anóxicas en el fondo de los tratamientos y del lago. Los valores de pH fueron siempre básicos o muy básicos, causados por la intensa fotosíntesis y el fuerte consumo de dióxido de carbono que existen durante el día en el cuerpo de agua (Wetzel, 2001).

La prueba de Kruskal-Wallis mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de fósforo total de los mesocosmos sin contacto con el sedimento (MC) con respecto a los mesocosmos abiertos (MA) y al lago tanto para la época de secas como de lluvias ($\chi^2_{(2, 42)} = 12.420$; $p = 0.002$). Los

MC presentaron el promedio más bajo con 2.2 mg L⁻¹ y el más alto se presentó en los MA, 3.1 mg L⁻¹; en el caso del lago el valor promedio fue de 2.8 mg L⁻¹ (Fig. 1).

Tabla 1. Intervalos de variación de los datos ambientales medidos in situ en el lago Tezozomoc en las dos épocas. (Temp = temperatura, C.E. = conductancia específica, O.D. = oxígeno disuelto, N.D. = no detectable).

Lluvias	Temp (°C)	C.E. (µS cm ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	pH (unidades de pH)
Abiertos	18.6-21.2	815-968	0.2 -11.9	8.6-9.3
Cerrados	18.6-22.9	815-870	0.2-17.4	7.8 - 9.81
Lago	18.6-22.6	815-911	0.2-20.7	8.6-9.7
Secas				
Abiertos	13.3-21.3	1102-1362	N.D.-20.7	8.9-9.8
Cerrados	13.3 a 21.2	1102-1435	N.D.- 18.0	8.9-9.8
Lago	13.3-21.2	1102-1300	N.D.-28.5	8.9-10.3

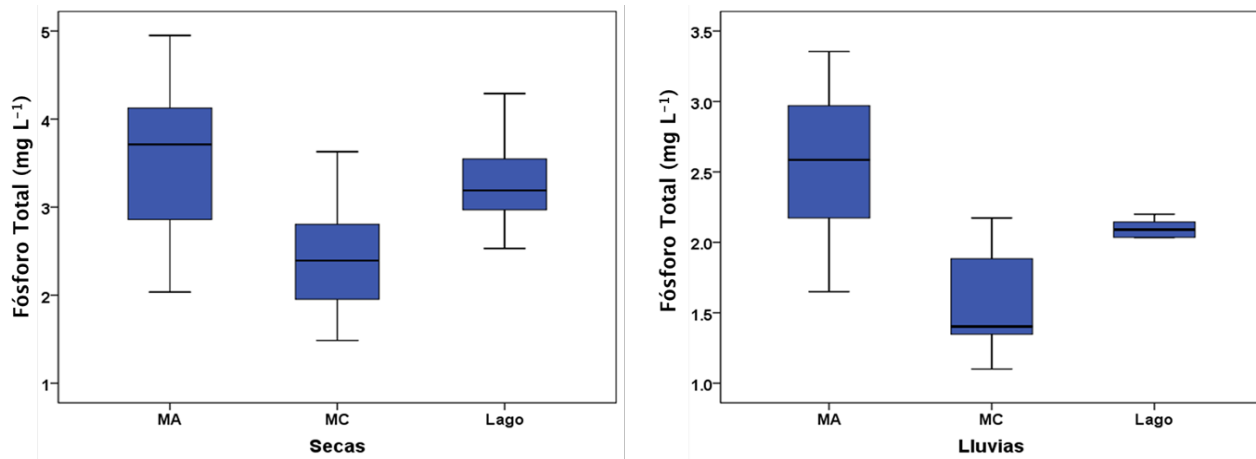


Figura 1. Gráficos de caja y bigote donde se presenta el intervalo de la concentración de PT en cada muestreo de los dos tratamientos (mesocosmos abiertos y cerrados) y el lago. La línea horizontal dentro de cada barra representa la mediana.

En cuanto a la comparación entre épocas, se encontraron diferencias significativas basándonos en la distribución asintótica del estadístico U= 227 y un valor P = 0.000, registrando los valores más altos en la época de secas con un promedio de 3.2 mg L⁻¹, mientras que en lluvias el valor promedio fue de 2.13 mg L⁻¹, (Fig. 2). Se observa en la figura 3 un patrón de disminución paulatina de los valores de PT de la época de secas a la de lluvias para los tres conjuntos de datos.

Discusión

Los valores de PT registrados en este trabajo son elevados, característicos de lagos hipertróficos según los criterios del índice de Carlson (1977). En el mismo sentido, los valores y las fluctuaciones en el lago Tezozómoc concuerdan con lo reportado por Verver y Vargas (2005). Dichos valores son un reflejo de la gran carga de fósforo inorgánico que contienen las aguas de tratamiento secundario con las que se llena el lago. Esta forma de fósforo más tarde se convertirá en la fuente principal para los productores primarios, entre ellos las cianobacterias, características de lagos con fuertes problemas de eutrofización y que en el lago Tezozómoc suelen ser abundantes (Oliva *et al.*, 2008).

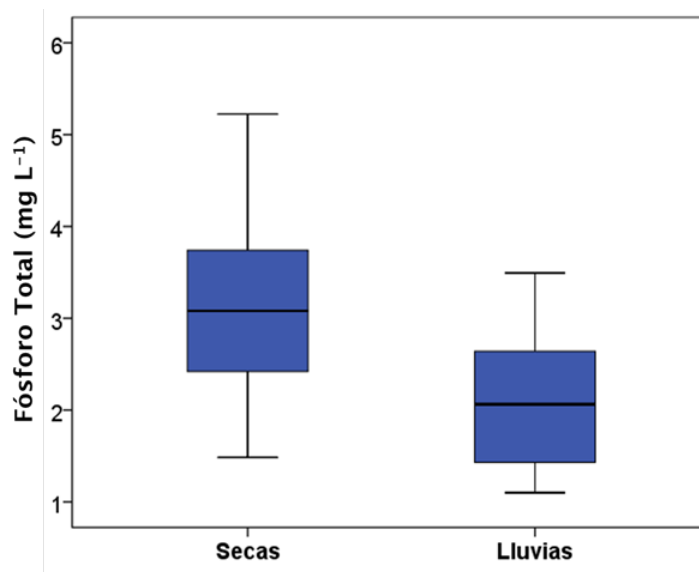


Figura 2. Gráficos de caja y bigote de las concentraciones de PT en cada una de las dos épocas; la línea horizontal dentro de cada barra indica la mediana.

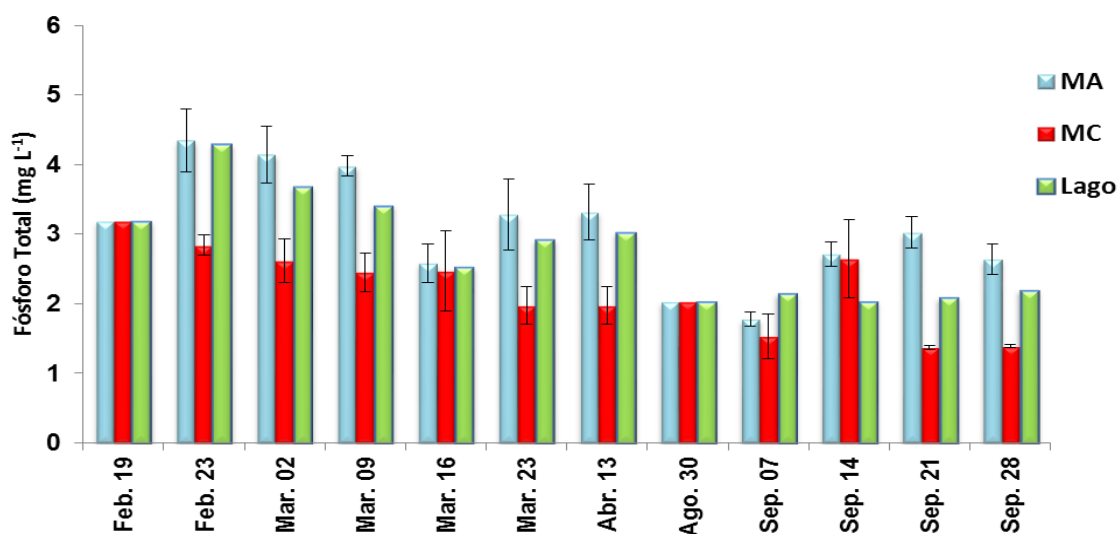


Figura 3. Variación temporal de la concentración de PT en cada muestreo en los dos tratamientos (mesocosmos abiertos y cerrados) y el lago. Las barras representan el error estándar.

Las diferencias entre las épocas de secas y de lluvias nos indican que existen a lo largo del tiempo condiciones que afectan la concentración de PT. Una de las más importantes es el nivel del agua, ya que en secas, al disminuir el suministro y el aporte de la lluvia, el tirante de agua se reduce provocando que factores como el viento tengan una mayor influencia en el sedimento, provocando que la gran cantidad de nutrientes acumulados en el fondo se incorporen a la columna de agua. Lo anterior concuerda con lo encontrado por Andersen y Ring (1999), en donde al comparar el aporte de fósforo por parte del sedimento en la zona litoral y profunda de un lago somero, encuentran que la interfase agua-sedimento de la zona litoral contribuye de forma más importante en la concentración de fósforo inorgánico. Otra consideración importante para la época de secas es que al disminuir el volumen del lago las sustancias disueltas en el agua, incluyendo el fósforo, se concentran.

Los valores en las concentraciones de PT en los MA y MC muestran la influencia del sedimento sobre la disponibilidad del PT en la columna de agua. Mientras que los tratamientos abiertos presentan valores similares a los del lago, en los cerrados los valores son más bajos. En algunos trabajos (Kleeberg *et al.*, 2008) se menciona que existe un elemento muy importante en la regulación del fósforo; ese elemento es el hierro (Fe).

La relación entre el P y Fe es fuerte porque el P posee mucha afinidad por este metal, y desde el punto de vista ecológico el Fe (III) puede funcionar como un control de la concentración de P disuelto en la columna de agua; sin embargo las condiciones particulares del lago Tezozómoc y en especial las bajas concentraciones de oxígeno disuelto que se presentan en el fondo, propician que, como lo mencionan Anshumali y Ramanathan (2007), el Fe (III) acoplado al P se convierta en Fe (II), causando una liberación del P a la columna de agua, pasando a ser biodisponible para el consumo del fitoplancton. Lo anterior denota la importancia de la carga interna de P en los sedimentos, el cual se convierte en un problema fuerte en la implementación de medidas de recuperación si no se toma en cuenta este compartimento.

Por otro lado las condiciones que se generan al aislar un sistema tanto del sedimento como del agua del lago, son la interrupción del continuo aporte de nutrientes por el agua y la ausencia de contacto con el sedimento. Esto provoca que la cantidad de P contenido sea utilizado por los productores primarios disminuyendo considerablemente su concentración; aunque existe una sedimentación tanto de material orgánico como inorgánico hacia el fondo, la velocidad de remineralización es baja, por lo que el fósforo tarda en incorporarse nuevamente a la cadena trófica. (Søndergaard *et al.*, 2003). Es interesante resaltar que la ausencia de sedimento en los mesocosmos cerrados no incrementa la liberación de fósforo a pesar de que también en este tratamiento se alcanzan condiciones anóxicas o microaerofílicas en el fondo.

Conclusiones

En general las concentraciones de fósforo son un indicador del elevado estado trófico del lago Tezozómoc. Con los datos obtenidos en el presente estudio es evidente que el sedimento es un factor importante en la regulación de la concentración de P. Por lo que en sistemas como el lago Tezozómoc, un plan de manejo, además de contemplar la carga de nutrientes provenientes del agua tratada con la que es llenado, necesariamente debe incluir la carga interna de P almacenada en los sedimentos y las condiciones de óxido-reducción. Por último, se confirma que el uso de mesocosmos es una herramienta muy útil cuando se desea conocer la dinámica in situ; sin embargo -como en el caso de los sistemas cerrados-, algunos procesos físicos, químicos y biológicos suelen alterarse.

Agradecimientos

La presente investigación fue financiada con recursos del programa PAPCA 2010-2011 de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. Agradecemos a las autoridades de la Delegación Azcapotzalco, D.F. y a la administración del Parque Tezozómoc las facilidades otorgadas para el estudio.

Bibliografía

- Alvarez-Cobelas M., B.A. Jacobsen. 1992. Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum*. 2: 184 -199.
- Andersen O. F., P. Ring. 1999. Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiologia*. 408/409: 175-183.



- Anshumali, R.C., A.L. Ramnathan. 2007. Phosphorus fractionation in surficial sediments of Pandoh Lake, Lesser Himalaya, Himachal Pradesh, India. *Applied Geochemistry*. *Hydrobiologia*. 22: 1860-1871.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22: 361-369.
- Daniel, W.W. 2002. *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud*. 4 ed. Limusa-Wiley, México. 755 pp.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM. Serie Libros No. 6. México, D.F. 90 pp.
- García-Ruiz, R., G. Parra, F. Guerrero, J. Lucena. 2001. Sedimentation and phosphorus fractions and temporal variation in the C:P ratio in La Concepción reservoir, southern Spain. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 35: 711-723.
- Heidenreich M., A. Kleeberg. 2003. Phosphorus-binding in iron rich sediments of a shallow reservoir: spatial characterization based on sonar data. *Hydrobiologia*. 506-509: 147-153.
- INEGI. 1998. Carta topográfica 1:50 000.
- Jansson, M., M. Enell, S. Fleischer, R. Gähter, P. Keldermann, S. Löfgren, G. Nürnberg, G., Provini, A. Sinke, A., 1988. Phosphorus release from lake sediments. *Archiv für Hydrobiologie* 30: 90-93.
- Kleeberg, A., A. Schapp, D. Biemelt. 2008. Phosphorus and iron erosion from non – vegetated sites in a post-mining landscape, Lusitania, Germany: Impact on abandoned mining lakes. *Catena* 72: 315-324.
- Morlán, J. 2010. Producción primaria del fitoplancton en un lago hipertrófico durante la época de sequía. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. México.
- Oliva Martínez, Ma. G., Rodríguez Rocha, A., Lugo Vázquez, A. y Sánchez Rodríguez, Ma. del R. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18(suplemento 1): 1-13.
- Roy D. E., T.N. Nguyen, S. Bargu, R.J. White. 2011. Internal loading of phosphorus from sediments of Lake Pontchartrain (Louisiana, USA) with implications for eutrophication. 684: 69 -82.
- Sánchez-Rodríguez, Ma. del R., A. Lugo-Vázquez, Ma. G. Oliva-Martínez., J. Verver y Vargas-García, A. Rodríguez-Rocha, L. Peralta-Soriano. 2011. Planktonic ciliates in a hypertrophic pond: functional role and importance. *Journal of Environmental Biology* 32: 497-503.
- Søndergaard, M., J.P. Jensen, E. Jeppesen. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 135-145.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*. 10: 109-122
- Verver y Vargas, J. 2005. Dinámica espacio-temporal de los parámetros físicos y químicos y su relación con la clorofila a en un lago urbano eutrófico. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. México.





Los macroinvertebrados y algas macroscópicas como indicadores de los sitios de referencia de calidad ecológica potenciales en ríos de la Cuenca de México

Carmona-Jiménez, Javier¹ y Caro-Borrero, Ángela Piedad²

¹ Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Facultad de Ciencia Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510, México. D.F. Autor de correspondencia: jcj@ciencias.unam.mx.

² Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510, México. D.F.

Resumen

La Cuenca de México cuenta con abundantes recursos hídricos que han persistido durante siglos. En esta zona se desarrolla una intensa actividad humana que conduce a la pérdida de agua, intervenciones hidráulicas y a la degradación de la funcionalidad del ecosistema. Para lo cual, el objetivo de este trabajo fue determinar los criterios para identificar una red de sitios de referencia y determinar la calidad ecológica de los ríos de la Cuenca de México. Se determinó la calidad hidromorfológica, la calidad del agua y la validación de estos parámetros con los rasgos ecológicos de los ensambles de macroinvertebrados y algas macroscópicas en 34 arroyos de montaña a partir de marzo de 2012 hasta diciembre de 2013. La composición fisicoquímica y la hidromorfología mostraron un 29% de sitios con calidad excelente, 41% de calidad buena, y 29% aceptable o pobre. El análisis de nutrientes mostró que su concentración coincide con sitios donde se permite el contacto humano directo con el agua. La riqueza observada total fue de 22 familias de macroinvertebrados. La gran abundancia de familias Dixidae, Dugesiidae, Dytiscidae, Gerridae y Helicopsychidae se asoció con corrientes de cabecera y con muy buena calidad del agua. La riqueza total de las algas macroscópicas fue de 15 especies donde la mayor abundancia de *Coleodesmium wrangelii*, *Nostoc parmelioides*, *Vaucheria bursata*, *Prasiola mexicana* y *Draparnaldia mutabilis*, relacionadas con agua baja en nutrientes y alta velocidad de corriente. La diversidad acuática de la Cuenca de México fue consistente con especies de regiones oligotróficas de México y otras regiones templadas del mundo.

Abstract

The Mexico basin is a region with vast water resources that have persisted for centuries. In this area, human activities that lead to loss of water, hydraulic interventions, and degradation of the functionality of ecosystem services are beginning to intensify. The objective of this work was to determine criteria for identifying a network of reference sites and to validate the ecological quality of streams in Mexico Basin. Hydromorphological quality, water quality and the validation of these parameters with ecological traits of macroinvertebrate assemblages and macroscopic algae were investigated in 34 mountain streams from March 2012 to December 2013. Physicochemical and hydromorphological quality revealed that 29% were of excellent quality, 41% were good, and the other 29% 10 sites were acceptable or poor quality sites, mainly because of farming and water management activities performed in the streams channel. The nutrient analysis showed that the levels match those of sites where direct human contact with water. The total observed richness was 22 macroinvertebrates families. The high abundance of Dixidae, Dugesiidae, Dytiscidae, Gerridae and Helicopsychidae families was associated with headwater streams and with very good water quality. The total observed richness of algae was 15 macroscopic algal species, and the high abundances of *Coleodesmium wrangelii*, *Placoma regulare*, *Nostoc parmelioides*, *Vaucheria bursata*, *Prasiola mexicana*, *Cladophora glomerata* and *Draparnaldia mutabilis* were correlated with low nutrients and high discharge. The aquatic diversity in Mexico basin was consistent with

the assemblages frequently found in oligotrophic regions of Mexico and temperate areas in the world.

Palabras clave: Bioindicadores, calidad ecológica, ríos periurbanos

Introducción

La Cuenca de México es una región que presenta vastos recursos hídricos que han persistido durante varios siglos y, no obstante su importancia biológica y social, son escasos los trabajos relacionados con la calidad del ecosistema de ribera. La cuenca está ubicada en la región morfo-tectónica de la Faja Volcánica Trans-mexicana y tiene una superficie total de 9,600 km², de los cuales 5,518 km² son montañas de origen volcánico y altitud superior a los 2,400 m. En la cuenca se pueden reconocer diferentes instrumentos legales para la conservación de las áreas forestales, el principal es el instrumento de comando y control de suelo de conservación. No obstante, en algunas de estas zonas, se comienzan a intensificar las actividades agropecuarias, turísticas y urbanas que originan la pérdida de funcionalidad hídrica y consecuentemente de los servicios ecosistémicos (Alberti, 2007).

Una condición de referencia se define como las condiciones representadas en un grupo de sitios con cambios mínimos en sus características hidromorfológicas y fisicoquímicas, tales que no tengan un efecto significativo en el ecosistema (Cortes *et al.*, 2003). Estos sitios se seleccionan *a priori* sobre información no biológica, como lo son cartografía de uso de suelo (grado de intervención antropogénica), límites geográficos y orden del río. Sin embargo, es necesario validar *in situ* la calidad ecológica en el ecosistema a través de indicadores biológicos y con ello, establecer las diferencias entre las condiciones esperadas y las observadas (Pardo *et al.*, 2012). En este sentido, el objetivo de este trabajo es determinar los criterios necesarios para identificar una red de estaciones de referencia y validar el estatus de calidad ecológica de los ríos de la cuenca de México, a través de la evaluación de algunos elementos de la calidad hidromorfológica, la calidad del agua y su validación a través de los rasgos ecológicos de los ensamblajes de macroinvertebrados y algas macroscópicas.

Materiales y Métodos

Área de estudio y selección de sitios de muestreo

La Cuenca de México (Fig. 1) se encuentra en la región morfo-tectónica de la Faja Volcánica Trans-mexicana a 19° 00' - 19° 40' LN y 98° 30' - 99° 30' LO y tiene una superficie total de 9,600 km², de los cuales 5,518 km² son áreas montañosas de más de 2,400 msnm (Ferrusquia-Villafranca, 1998; Legorreta, 2009). En algunas de estas zonas montañosas ya están afectando el suministro y evacuación de agua, convirtiendo la cuenca en una zona de intensa transformación humana (Garrido *et al.* 2010). El clima de la región es templado sub-húmedo, con abundantes lluvias de junio a octubre y una estación seca de noviembre a mayo (García, 2004). Sus rasgos geológicos consisten en roca paquetes alternando con andesítica a lavas basálticas (Ferrusquia-Villafranca, 1998).

En principio, los lugares considerados como sitios de referencia fueron preseleccionados utilizando información actualizada cartográfica en el uso del suelo y la red hidrológica (INEGI, 1988, 2013). Los sitios de referencia fueron validados en un paso posterior a la selección. Esta segunda etapa se llevó a cabo con estimaciones de la fisicoquímica del agua, la calidad hidromorfológica y la validación de los macroinvertebrados bentónicos y algas macroscópicas.

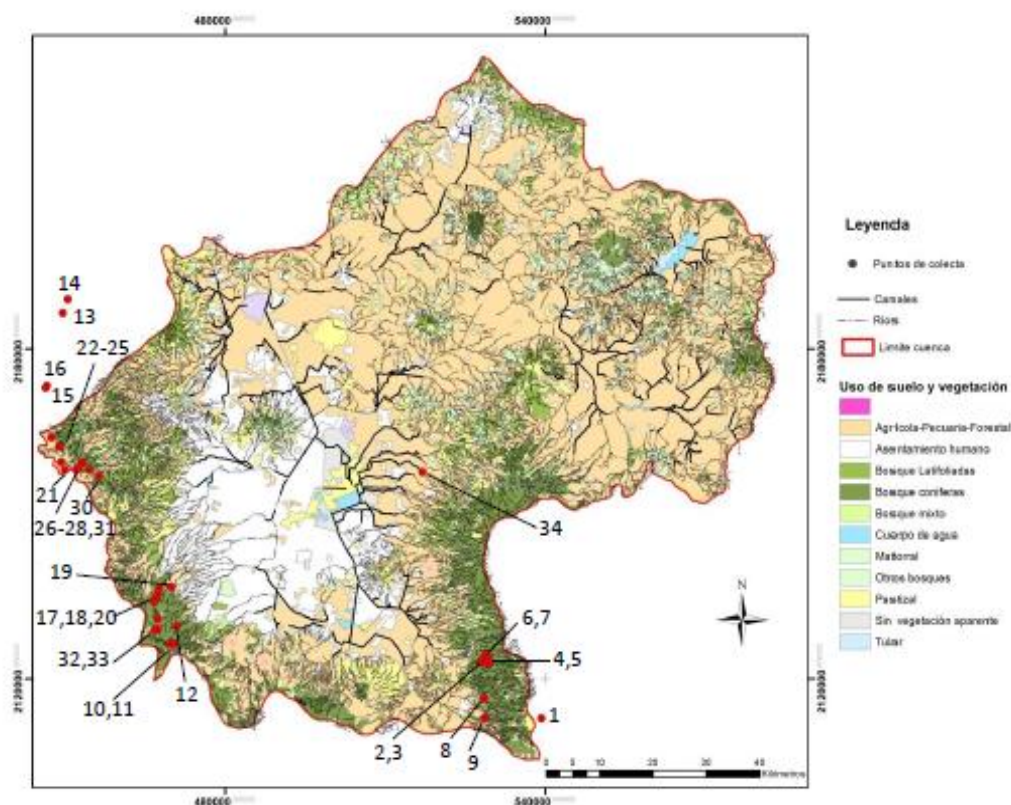


Figura 1. Sitios de muestreo y uso de suelo en la Cuenca de México. (El número del sitio corresponde a la Tabla 1).

Caracterización ambiental

El muestreo se realizó entre marzo de 2012 y diciembre de 2013, durante las estaciones de lluvias (R; junio-noviembre), invernal seca (DC; diciembre-febrero) y cálida seca (DW; marzo-mayo). Los parámetros fisicoquímicos se registraron *in situ* utilizando una sonda Hanna multiparámetro 991300: temperatura del agua, conductividad específica (K_{25}), oxígeno disuelto (DO) y pH. El aforo ($Q_3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) se calculó de acuerdo con Gore (1996). En cada estación de muestreo, se realizó el análisis fisicoquímico (DOF, 2003; APHA, 2005) de nitrógeno como nitrito (N-NO_2), nitrógeno como nitrato (N-NO_3), nitrógeno de amonio (N-NH_4^+), nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y fósforo reactivo soluble (FRS), utilizando un espectrofotómetro Hach DR/3000 (APHA, 2005; Hach, 2003). Los criterios utilizados para validar los sitios no perturbados estaban basados en la Norma Oficial Mexicana (DOF, 2003). La calidad hidromorfológica (HQ) y las actividades antropogénicas fueron evaluadas y adaptadas al protocolo rápido de evaluación del estado ecológico de ríos andinos (Acosta *et al.*, 2009) que evalúa 24 atributos de cuenca.

Muestreo de los macroinvertebrados

Cada sitio de muestreo consistió en un segmento de corriente de 50 m de longitud a lo largo del cauce del río. Los puntos de colecta fueron seleccionados siguiendo un criterio multihábitat y el uso de una red de malla D-tipo Surber. Se obtuvieron un mínimo de 100 individuos como muestra representativa, los cuales fueron identificados a nivel de la familia usando la bibliografía especializada (Mellanby, 1979; Merritt y Cummins, 1996; Bueno-Soria, 2010).

Muestreo de algas macroscópicas

Se colectó el mismo segmento del río que los macroinvertebrados. Se colectaron los crecimientos algales macroscópicos y los principales microhábitats detectados en el río. La abundancia de algas se evaluó con una unidad de muestreo circular de 10 cm de radio (Necchi *et al.*, 1995; Bojorge *et al.*, 2010). La identificación consideró los caracteres que se consideran de importancia taxonómica a nivel genérico y específico de acuerdo con estudios previos (Wher y Sheath, 2003; Anagnostidis y Komárek, 2005, Carmona y Necchi, 2002, Carmona y Vilaclara, 2007; Komárek 2013).

Análisis estadístico

Para analizar las diferencias en la diversidad entre los sitios, se obtuvieron índices de diversidad basada en la cobertura. La diversidad de especies se evaluó utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener. Se utilizó un análisis canónico correspondencia (ACC), seguido de una prueba de Monte Carlo (999 permutaciones, $\alpha=0,05$) para establecer una relación entre la distribución espacial y temporal de algas y macroinvertebrados, así como las características fisicoquímicas e hidromorfológicas de los ríos (Dufrené y Legendre, 1997; Tornés *et al.*, 2007). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa XLSTAT (XLSTAT, 2013).

Resultados

Caracterización ambiental

Los ríos de la cuenca de México se pueden describir como arroyos de montaña de una región tropical debido a que presenta características de agua templada (5-17° C), elevado DO (8.13 mg/L), ligeramente ácida (pH 5.5-8) y relativamente bajo contenido iónico (34 a 175 $\mu\text{S cm}^{-1}$). El análisis de nutrientes mostró que los niveles de FRS, N-NO₃ y N-NH₄⁺ coinciden con la categoría donde se permite el contacto humano directo con el agua (DOF, 2003). Fuentes puntuales y difusas de contaminación no fueron detectados por los nutrientes. Sin embargo, la HQ detecto la extracción y canalización del agua como elementos transformadores de los regímenes de flujo.

Validación con macroinvertebrados

La comunidad de macroinvertebrados estuvo conformada por 22 familias con distribución y diversidad heterogénea (Tabla 1). En 13 sitios, se registró un índice de alta diversidad ($H' = 2.5$ a 3.4). De ellos, diez corresponden a cuencas con una excelente HQ y tres sitios fueron calificados como aceptables. En el ACC, los dos primeros ejes explican el 72% de la variación total. El primer eje explicó 40% de la variabilidad, y mostró una relación entre las familias Dixidae, Dugesiidae, Dytiscidae, Gerridae y Helicopsychide y los sitios que tenían buena o excelente HQ y menor concentración de NID, FRS y elevado Q3. El segundo eje con 32% de la variabilidad mostró una relación entre las familias Empididae, Nemouridae, Leptophlebiidae y Polycentropodidae, la clase oligoquetos y sitios que tenían los niveles más altos de Q3 y HQ más bajo. El tercer eje explicó el 18% de la variabilidad y mostró una relación positiva entre Empididae y Xiphocentronidae con FRS y NID, y una relación negativa con la HQ y Q3. Por último, el 10% restante de la variabilidad se explicó por el cuarto eje, el cual mostró una relación positiva entre la mayor concentración de NID y la clase Acarina, familias Dugesiidae y Elmididae.



Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos en los potenciales sitios de referencia de la Cuenca de México.

Sitio y Altitud (m s.n.m.)	T°C	DO mg/L	pH	K ₂₅ μS cm ⁻¹	NID mg/L	FRS mg/L	Q ₃ (m ³ s ⁻¹)	HQ ¹	Diversidad de algas ²	Diversidad de familias de macroinvertebrados ³
1. Apatlaco 3582	10.7	8	6.9	58	0.16	0.25	0.24	111	Ul, Va 0.40	AC, BA, CH, GL, HEP, NE, OLI 1.98
2. Canal Iera colecta 3144	11.6	8	5.5	137	0.13	0.33	0.01	85	No, Cl, Va 0.52	AC, BA, CH, DIX, EL, GL, HEP, HYDROBI, LIM, NE, OLI, SIM, TI 2.53
3. San Rafael Vereda 2780	11.6	8	7	137	0.86	0.33	0.03	85	No, Cl, Va 40	XI, TI, SIM, POLY, OLI, NE, LIM, LIBE, HYDROBI, HEP, GLO, EL, DIX, CH, BA, AC 3.39
4. Agua dulce 2802	9	9	6.6	138	4.78	0.80	0.57	100	No, Cl, Va 0.32	BA, CH, DU, GL, HEP, HYDROPTI, PSY, SIM, TI, XI 1.98
5. Inicio canal 2895	10.6	9	7.7	140	0.04	0.44	0.48	117	Pl, No, Ul, Pr, Sp, Va 2.21	AC, BA, CH, DU, GL, HEP, HYDROBI, HYDROPHI, LEPTOCE, SIM, TI 2.99
6. Cosamala 2803	8.8	8	7	50	5.66	0.66	0.11	104	Pl, No, Ul, Pr, Cl, Rh, Va 2.07	AC, BA, DU, GL, HEP, HYDROBI, SIM, XI 2.08
7. Cascada Compañía I 2847	11.7	9	7.5	120	0.02	0.46	0.02	112	No, Co, Pr, Sp 1.47	AC, BA, CH, DIX, DU, GL, HEP, HYDROBI, LEPTOCE, LIM, OLI, NE, TI 2.69
8. La Castañeda I 2608	5	10	6.5	80	7.99	0.78	0.34	104	Pl, Pr 0.59	BA, CH, DU, GL, HEP, HYDROBI, LEPTOCE, PSY, SIM, XI 2.26
9. La Castañeda II 2625	9.3	9	7	175	0.05	0.36	0.19	104	Pr 0.11	BA, CH, DI, DU, GL, HEP, HYDROBI, NE, SIM, TI 2.08
10. Monte Alegre I 3596	9.4	9	7.3	0.68	0.28	0.01	0.23	77	No, Ul, Sp, Va	AC, BA, CH, DIX, EM, SIP, NE, OLI, OLY, TI 1.40

Sitio y Altitud (m s.n.m.)	T°C	DO mg/L	pH	K ₂₅ μS cm ⁻¹	NID mg/L	FRS mg/L	Q ₃ (m ³ s ⁻¹)	HQ ¹	Diversidad de algas ²	Diversidad de familias de macroinvertebrados ³
11.Monte Alegre II 3378	17	7	7.2	0.72	0.25	0.01	0.11	77	Te 0.02	BA, CER, CH, EM, HEP, LIM, NE, OLI, POLY, SAL, TI 1.98
12.Mananti al Eslava 3230	5	8	7	56	0.53	0.19	0.02	110	No, Oe, Va 1.05	AC, CH, DYS, LIM 0.97
13.La Cabañita 2413	14	13	6.8	80	0.57	0.21	1.09	114	Pr, Va 0.29	AES, BA, CH, HEP, LEPTOCE, LEPTOPHLE, LIM, POLY, SAL, SIM 2.82
14.La Planta 2358	15	9	7.2	81	0.8	0.20	0.97	100	Pr 0.07	BA, CER, CH, GL, HEP, HYDROBI, LEPTOPHLE, POLY, SIM 2.69
15.El Llano I 2845	13	9	7.2	62	0.7	0.40	0.43	104	Ph, Pr 0.43	AC, BA, CH, EM, GL, HEP, HYDROBI, NE, OLI, POLY 1.91
16.El Llano II 2840	15.6	9	6.7	35	0.49	0.48	0.2	102	Pl, No, Ph, Pr 0.88	AC, AES, BA, CH, GL, NE, POLY, SIM 2.28
17.Santa Rosa I 3014	10	9	6.5	79	0.1	0.50	0.26	114	Ph, Ul, Pr 1.32	BA, CH, LIM, NE, SIM, TI 1.68
18.Sta. Rosa Alto 3050	16	9	8	75	0.05	0.28	0.1	116	Pl, Co, Pr 1.20	BA, CH, DI, DU, DYS, GL, HEP, SIP, LIM, NE, OLI, SIM 2.73
19.La Capilla Sta Rosa 2840	13	8	7.3	150	0.11	0.26	0.01	104	Sp, Va 0.72	BA, CH, CO, DU, GAS, HYDRI, OLI 2.19
20.Arroyo Desierto de los leones 3014	9.6	8	7	89	0.14	0.50	0.01	120	ND 0	BA, CH, DU, EM, GL, HEP, HYDROBY, LIM, NE, OLI, SIM, TI 2.46
21.Los Organillos I 3378	9.6	9	6.6	51	0.05	0.55	0.01	108	No, Te, Sp, Dr 1.28	AC, BA, CH, DU, DYS, GL, HEP, LIM, SIM 2.20



Sitio y Altitud (m s.n.m.)	T°C	DO mg/L	pH	K ₂₅ μS cm ⁻¹	NID mg/L	FRS mg/L	Q ₃ (m ³ s ⁻¹)	HQ ¹	Diversidad de algas ²	Diversidad de familias de macroinvertebrados ³
22.Nac. Presa Iturbide I 3334	9.8	9	6.2	52	0.16	0.45	0.08	104	Pl, No, Co, Pr 1.75	AC, BA, CH, DU, EM, GL, HEP, HYD, LIM, NE, OLI, POLY, SIM, TI 1.72
23.Nac. Presa Iturbide II 3339	14.4	8	7.5	52	0.02	0.35	0.03	104	No, Ul, Pr, Sp 1.56	AC, BA, CH, DIX, GL, HELI, HEP, HYDROBI, HYDROPTI, LEPTOCE, LIM, NE, OLI, POD, POLY, SIM, TI 3.18
24.Trucher o Don Álvaro I 3200	8	8	6.6	52	0.22	0.37	0.04	106	Pl, Pr 1.73	AC, BA, CH, DU, EM, GL, HEP, HYDROBI, LIM, NE, OLI, POLY, SIM, TI 2.36
25.Las Palomas I 3417	10.3	8	7.4	45	0.04	0.30	0.01	120	Pl, Sp, Va 1.83	BA, CH, DIX, DU, EM, GE, GLA, GL, HELI, HEP, HYDROBI, LIM, NE, PSY, POLY, SPH, STA, TI 3.27
26.Río Capoxi 3183	11.4	9	6.8	46	0.07	0.60	0.02	114	Co, Pr 0.98	BA, DU, GL, HEP, OLI, POLY, SIM, TI 2.42
27.Manantial San Pedro I 3310	5.6	11	6	55	0.05	0.45	0.01	120	Sp, Ba, Va 1.55	BA, DIX, DU, DYS, LIM, SAL 1.67
28.Manantial San Pedro II 3305	12.4	9	7.4	54	0.06	0.29	0.01	118	Ba 0.13	BA, CH, DIX, DU, DYS, GE, HEP, LIM, NE, SIM, TI 2.98
29.La Caldera 3124	8	8	6.7	35	0.04	0.53	0.05	116	Pr, Oe, Va 1.36	AC, BA, CH, EM, GL, HEP, HYDROBI, HYDROPTI, LIM, POLY, SIM, TI, XI 2.39
30.Xopachi I 3154	5	10	6.9	31	0.03	0.49	0.01	116	No, Co, Pr, Pa 1.84	BA, CH, DIX, DYS, GL, HEP, LIM, SIM 1.77

Sitio y Altitud (m s.n.m.)	T°C	DO mg/L	pH	K ₂₅ μS cm ⁻¹	NID mg/L	FRS mg/L	Q ₃ (m ³ s ⁻¹)	HQ ¹	Diversidad de algas ²	Diversidad de familias de macroinvertebrados ³
31.Xopachi II 2867	11	8	7.6	42	0.09	0.26	0.01	114	Sp, Oe 1.08	BA, CH, DU, DYS, GE, HEP, LIM, OLI, SIM, TI 2.67
32.Chautitl e alto 3357	5	9	7	64	0.12	0.49	0.15	116	Pl, No, Ul, Pr, Va 1.52	AC, BA, CH, GL, HEP, LEPTO, LIM, POLY, TI 2.48
33.Chautitl e cañada 3350	6	9	6.7	64	0.1	0.33	0.21	120	Pl, Ul, Pr, Va 1.71	AC, BA, CH, DIX, EM, SIP, NE, OLI, OLY, TI 2.94
34.Santa Catarina 2855	12.3	10	7.5	92	4.65	0.37	0.34	98	No, Ph 0.16	AC, AM, BA, CH, DU, EL, HYDROPHI, PSE 2.52

¹ Acosta *et al.* (2009): valores de 24 a 120 puntos; sitios con valor superior a 100 fueron considerados como potenciales sitios de referencia. ² Algas macroscópicas. Cyanobacteria: *Placoma regulare* (Pl), *Nostoc* spp (No), *Phormidium autumnale* (Ph) y *Coleodesmium wrangelii* (Co). Chlorophyta: *Ulothrix* sp. (Ul), *Prasiola mexicana* (Pr), *Tetraspora gelatinosa* (Te), *Cladophora glomerata* (Cl), *Spirogyra* spp. (Sp), *Oedogonium* sp. (Oe), *Rhizoclonium* sp. (Rh) y *Draparnaldia mutabilis* (Dr). Rhodophyta: *Batrachospermum gelatinosum* (Ba) y *Paralemanea mexicana* (Pa). Heterokontophyta: *Vaucheria bursata* (Va). ³ Familias de macroinvertebrados: Aeshnidae (AES), Amphipoda (AM), Baetidae (BA), Ceratopogonidae (CE), Chironomidae (CH), Copepoda (CO), Dixidae (DI), Dugesidae (DU), Dytiscidae (DYTIS), Elmidae (EL), Empididae (EM), Gastropoda (GAS), Gerridae (GE), Glacidorbidae (GLA), Glossosomatidae (GLO), Helicopsychidae (HELI), Heptageniidae (HEPTA), Hydriidae (HYDRI), Hydrobiosidae (HYDROBI), Hydrophilidae (HYDROPHI), Hydroptilidae (HYDROPTI), Leptoceridae (LEPTOCE), Leptophlebiidae (LEPTOPHL), Libellulidae (LIBE), Limnephilidae (LIM), Nemouridae (NE), Oligochaeta (OLI), Podocopida (PODO), Polycentropodidae (POLY), Psephenidae (PSE), Psychodidae (PSY), Saldidae (SALDI), Simuliidae (SIMU), Sphaeriidae (SPHAE), Staphylinidae (STAPHY), Tipulidae (TI), Xiphocentronidae (XI).

Validación con algas macroscópica

La comunidad de algas macroscópicas se integró de 15 especies con distribución y diversidad heterogénea. En 12 sitios, se registró el valor más alto de diversidad de especies (H'= 1.05 a 2.21). De éstos, 11 sitios corresponden a subcuencas con buena a excelente HQ y un sitio aceptable. En el ACC (Fig. 5), los dos primeros ejes explicaron el 76% de la variación total (p = 0.05). El primer eje explicó el 44% de la varianza y mostró una relación entre *Phormidium autumnale*, *Rhizoclonium* sp., *Ulothrix* sp. y *Tetraspora gelatinosa* son sitios con evidente modificación del cauce.

El segundo eje explica el 32% de la variación y mostró una relación positiva entre *Prasiola mexicana*, *Placoma regulare*, *Vaucheria bursata* y *Ulothrix* sp. y sitios con el mayor Q3 y HQ. El tercer y cuarto ejes explicaron el 23% de la varianza y presentaron una relación entre los sitios con Q3 variable y buena HQ, con *Cladophora glomerata*, *Oedogonium* sp. y el resto de las especies recolectadas: *Coleodesmium wrangelii*, *Nostoc parmeliodes*, *Paralemanea mexicana*, *Batrachospermum gelatinosum*, *Draparnaldia mutabilis* y *Spirogyra* sp.



Discusión

El estudio determinó que el 40% de los ríos cuenta con potenciales estaciones de referencia y la validación biológica fue congruente con el uso de suelo, la HQ y la composición fisicoquímica del agua. Los ensambles y rasgos ecológicos de las familias de macroinvertebrados y especies de algas (preferencias alimenticias y de hábitat) fueron los elementos que proporcionaron información que los define en su mayoría como habitantes frecuentes de ríos oligotróficos de montaña. Las familias de macroinvertebrados, Dixidae, Dugesiidae, Dytiscidae, Gerridae y Helicopsychidae, se asociaron con corrientes de cabecera y muy buena calidad del agua.

Las larvas de la familia Dixidae (filtradores) por lo general se encuentran habitando zonas altamente vegetadas (DeWalt *et al.*, 2010; Voshell, 2014). Del mismo modo, Dugesiidae (depredadores carnívoros) habitan en el envés de las hojas y tallos, y pueden soportar los cambios asociados a la estacionalidad, un rasgo asociado a los ecosistemas fluviales de montaña (Hawking *et al.*, 2013). La familia Dytiscidae (nadadores y depredadores carnívoros) también se asocia con arroyos de montaña. Se encuentran en los márgenes de flujo y son facultativamente tolerantes al estrés, y tanto la de adultos y larvas respiran aire atmosférico; como tales, no son de mucha utilidad como indicadores de la concentración de oxígeno disuelto (Merrit y Cummins, 1996; Ozcos *et al.*, 2011). La familia Gerridae (depredadores carnívoros) pueden tolerar la presencia de altas concentraciones de nutrientes y están asociados con corrientes débiles, tales como las condiciones en los sitios de muestreo de este estudio (Hawking *et al.*, 2013). La familia Helicopsychidae (raspado herbívoros) se alimentan principalmente de diatomeas y partículas orgánicas finas (Bueno-Soria, 2010).

En el caso de las algas macroscópicas, *Nostoc parmelioides* y *Coleodesmium wrangelii* tienen la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico y se presentaron en los sitios con baja concentración de nutrientes y alta calificación de HQ. Del mismo modo, *Draparnaldia mutabilis*, *Batrachospermum gelatinosum* y *Paralemanea mexicana* se han descrito en ríos de montaña con baja a moderada concentración de nutrientes (John, 2003; Carmona *et al.*, 2004; Carmona y Vilaclara, 2007). Las condiciones microambientales particulares que requieren estas especies y sus limitadas estrategias de dispersión, las hacen indicadoras de lugares con poca perturbación. Los sitios con buena HQ y variable Q3 y/o moderados niveles de nutrientes, presentaron a *Placoma regulare*, *Prasiola mexicana* y *Vaucheria bursata*, las especies más frecuentes y abundantes en la cuenca y de ríos con características afines de la Franja Volcánica Transmexicana (Bojorge *et al.*, 2010). Estas especies podrían ser consideradas como especies nativas y e indicadoras de una comunidad algal resiliente en la región.

Esta investigación establece una línea base preliminar de los parámetros ambientales y biológicos, que permite relacionar a los indicadores biológicos con situaciones de cambio vinculadas con el impacto de las actividades humanas. El caudal fue un factor determinante que mantiene la diversidad biológica; sin embargo, las extracciones *in situ* son el principal factor de cambio que podría en poco tiempo, deteriorar su calidad ecológica. Los ríos de la cuenca de México, bajo un uso regulado, podrían ser una potencial fuente de abastecimiento de agua potable para la zona metropolitana de la Ciudad de México que actualmente importa agua de sistemas aledaños.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo en campo y laboratorio de Rogelio Rodríguez y Mauricio Ramírez; a Verónica Aguilar en la elaboración de la cartografía. Al apoyo financiero otorgado por el Consejo

Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a través de la beca de doctorado de Ángela Caro Borrero. A los programas PAPIIT-UNAM (IN211712) y PINCC 2012-2014.

Bibliografía

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., N. Prat. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnética* 28: 35-64.
- Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S., D. Spirandell, D. 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basin. *Landscape and Urban Planning* 80: 345-361.
- Anagnostidis, K., J. Komárek. 2005. Cyanoprokaryota. *Freshwater Flora of Central Europe* (Ed. by B. Budel, G. Gartner, L. Krienitz and M. Schagerl). Vol. 19/2 part: Oscillatoriales. Elsevier GmbH. Italy. 759 pp.
- APHA (American Public Health Association), American Water Works Association and Water Environmental Federation. 2005. Standard methods for examination of water and wastewater. 21 ed. Port City Press. USA. 541 pp.
- Bojorge, M., Carmona, J., Cartajena, A.M., Y. Beltrán. 2010. Temporal and spatial distribution of macroalgal communities of mountain streams in Valle de Bravo Basin, central México. *Hydrobiologia* 641:159-169.
- Bueno-Soria, J. 2010. Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México. Universidad Nacional Autónoma de México. 228 p.
- Carmona, J., O.Jr. Necchi. 2002. Taxonomy and distribution of *Paralemanea* (Lemaneaceae, Rhodophyta) in Central Mexico. *Cryptogamie Algologie* 23 (1): 39-49.
- Carmona, J., Montejano, Z.G., U.E. Cantoral. 2004. The distribution of Rhodophyta in streams from central Mexico. *Archives für Hydrobiology Supplements* 154/ Algological Studies 114: 39-52.
- Carmona, J., F.G. Vilaclara. 2007. Survey and distribution of Batrachospermaceae (Rhodophyta) in high-altitude tropical streams from central Mexico. *Cryptogamie Algologie* 28 (3): 271-282.
- Cortes, R.M.V., Hughes, S.J., Rodríguez Pereira, V., S. Pinto-Varandas. 2013. Tools for bioindicators assessment in rivers: The importance of special scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators* 34: 460-477.
- DeWalt, R.E., Resh, V.H., L.W. Hilsenhoff. 2010. Diversity and clasiffication of insects and Collembola. In: Thorp, J.H., Covich, A.P. *Ecology and classification of North America freshwater invertebrates*. Academic Press, Third edition. Italy. 1021 pp.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (aclaración a la NOM-001-ECOL-1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Accessed 20th August, 2014. URL <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/60197.pdf>
- Dufrené, M., P. Legendre. 1997. Species Assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:3, 345-366.
- Ferrusquía-Villafranca, F. 1998. Geología de México: una sinopsis. In: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, J. Fa. (eds). *Diversidad biológica de México. Orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México. pp. 3-108.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. México. 246 pp.
- Garrido, A., Cuevas. M.L., Cotler, H., D.I. González. 2010. El estado de alteración eco-hidrológica de los ríos de México. In: Cotler, H. (ed). *Las Cuencas hidrográficas de México. Diagnosis y Priorización*. Pluralia ediciones. México, D.F. pp. 108-111.
- Gore, J.A. 1996. Discharge measurements and stream flow analysis In: Hauer FR, Lamberti GA, (eds). *Methods in streams ecology*. San Francisco (CA): Academic Press. pp. 51-78.
- HACH, 2003. *Water Analysis Handbook*. 4Th Ed. Hach Co. Loveland, Colorado, USA. 1260 pp.
- Hawking, J.H., Smith, L.M., LeBusque, K., C. Davey. 2013. *Identification and Ecology of Australian Freshwater Invertebrates*. Murray-Darling Freshwater Research Centre. Accessed September 3th 2014. URL <http://www.mdfrc.org.au/bugguide>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1998. *Red Hidrográfica escala 1:50 000 edición 2.0*.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, Serie V*.
- John, D.M. 2003. Order Cladophorales (Siphonocladales). In: John, D.M., Whitton, B.A., A.J. Brook. (eds). *The freshwater Algal Flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae*. Cambridge University Press. pp. 468-470.
- Komárek, A. 2013. Cyanoprokaryota. *Freshwater Flora of Central Europe* (Ed. by B. Budel, G. Gartner, L. Krienitz and M. Schagerl). Vol. 19/3rd part: Heterocytous Genera. Springer Spektrum. Berlin. 1131 pp.
- Mellanby, H. 1979. *Animal life in fresh water. A guide of fresh water invertebrates*. Sixth edition. Chapman and Hall. 308 pp.
- Merritt, R.W., K.W. Cummins. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Third edition. Kendall/Hant



publishing company. 862 pp.

Necchi, O. Jr., Branco, L.H.Z., C.C.Z. Branco. 1995. Comparison of three techniques for estimating periphyton abundance in bedrock streams. *Archiv für Hydrobiologie, Stuttgart*, 134: 393-402.

Ozcós, J., Galicia, D., R. Miranda. 2011. Identification guide macroinvertebrates of Spain. Springer. 174 pp.

Pardo, I., Gómez-Rodríguez, C., Wasson, J.G., Oven, R., van de Bund, W., Kelly, M., Bennett, C., Birk, S., Buffagni, A., Erba, S., Mengin, N., Murray-Bligh, J., G. Ofenböeck. 2012. The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally impacted river ecosystem. *Science of the Total Environment* 420: 33-42.

Tornés, E., Cambra, J., Gomà, J., Leira, M., Ortiz, R., S. Sabater. 2007. Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in mediterranean streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 43: 1-11.

Voshell, J.R. 2014. A guide to common freshwater invertebrates of North America. The McDonald & Woodward Publishing Company. Granville, Ohio. 442 pp.

Wher, D.F., R.G. Sheath. 2003. Freshwater algae of North America. Academic Press USA. 918 pp.

XLSTAT. 2013. Getting started manual. Addinsoft. 2. New Yor, USA. 104 pp.





Integrando el conocimiento ecológico local y técnico como herramienta en la toma de decisiones y la conservación de arroyos urbanos

Caro-Borrero Ángela Piedad¹, de Garay-Arellano Graciela², Carmona-Jiménez Javier³ y Mazari-Hiriart Marisa⁴

¹ Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, DF 04510, México. Autor de correspondencia: angelacaro23@gmail.com.

² Instituto de Investigaciones Dr. José María Luis Mora, Plaza Valentín Gómez Farías #12 Col. San Juan Mixcoac D.F. C.P 03730, México.

³ Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Departamento de Recursos Naturales, Circuito exterior s/n, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, DF 04510, México.

⁴ Laboratorio Nacional en Ciencias de la Sostenibilidad, Departamento de Ecología de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, DF 04510, México.

Resumen

La subcuenca del río Magdalena-Eslava, ubicada al suroeste de la Ciudad de México funciona como elemento integrador del paisaje y de la historia. Durante la primera mitad del siglo pasado fue la fuerza generadora de energía para el desarrollo febril y elemento de identidad local. Con el cierre de fábricas y la expansión de la mancha urbana, pasó a ser un área peri-urbana con intensa actividad antropogénica, a un área con gran interés político y académico para su rescate. Esta investigación integra el conocimiento ecológico local y técnico con el objetivo de documentar la relación histórica socio-ecosistémica, así como evidenciar la utilidad de la sociedad en las alternativas de manejo y conservación de cuencas peri-urbanas. Se llevaron a cabo 20 entrevistas para documentar el conocimiento ecológico local. Adicionalmente se realizaron evaluaciones de caudal y calidad de agua con el fin de identificar coincidencias y fuentes de oportunidad en un monitoreo comunitario. Los resultados reflejan coincidencias entre el conocimiento local con el conocimiento técnico, donde el estado de conservación del río ha sido intensamente impactado por el desarrollo de la vida local y los usos del río. La capacidad para evidenciar cambios en la calidad del agua estuvo sesgada a aspectos utilitarios y la percepción de cantidad fue más objetiva. Aunque las mayores transformaciones se deben al establecimiento de asentamientos irregulares, se identificaron como una fuente de oportunidades para detener la degradación en una zona que ha convirtiéndose al río en un elemento de conflicto social.

Abstract

The Magdalena-Eslava river sub-basin, located in the southwest of Mexico City, plays a role as an integrative/binding element between the environment and urban development history of its area. During the first half of the 20th century, textile factories that were settled the mostly forested areas obtained their energy from the basin and it became a local reference to the community. As the factories began to close down urban expansion increased, transforming this area into a highly impacted peri-urban zone of the city. This has generated a large amount of interest to academics and political figures that try to promote the basin's rescue. This paper combines local knowledge with scientific research in order to document the relationship between the environment and society throughout their history. It also aims to acknowledge the importance of local knowledge and techniques as a management and conservation alternatives for peri-urban basin. In order to record local ecological knowledge, 20 interviews were performed. Also, water flow and quality assessments were carried out to identify coincidences and opportunities of improvement. Our results show that the environmental state of the river is highly influenced by local urban development and that local knowledge greatly coincides with technical knowledge. The ability

of the interviewees to judge changes in water quality was biased to utilitarian aspects only, nevertheless their perception of quantity was more objective. Even though the greatest impacts to the basin are caused by illegal urban encroachment, these are also identified as a source of opportunities to promote its conservation and stop the degradation of a zone that turned the river into an element of social conflict.

Palabras clave: Ciudad de México, monitoreo ambiental, socio-ecosistema

Introducción

El manejo de los recursos hídricos siempre ha sido un importante en las sociedades humanas, y diferentes aproximaciones como la gestión integrada de cuencas o el marco conceptual del Manejo Integrado de los Recursos Acuáticos (IWRM, por sus siglas en inglés), son estrategias para integrar diferentes actores sociales clave en su manejo (Swatuk y Motsholapheko, 2008). Lo anterior para comprender la complejidad de los sistemas acuáticos socio-ecológicos y los problemas relacionados con la conciliación de los intereses institucionales y ecosistémicos (Molle y Mamanpoush, 2012). Estos procesos intentan promover el manejo del agua desde la cuenca como unidad óptima de manejo y la participación de los actores locales para facilitar la gobernanza (Taylor y Loë, 2012).

La participación de las comunidades locales en el manejo de los recursos, se considera como indispensable para la planeación del uso de suelo y toma de decisiones; ya que las empodera e incrementa la posibilidad de que las acciones de manejo sean participativas (Robertson y McGee, 2003; Taylor y Loë, 2012). El conocimiento ecológico local (CEL), es definido como el entender de un grupo particular de personas sobre los recursos locales (Olsson y Folke, 2001). Este conocimiento está basado en la experiencia y las prácticas que son adoptadas en los ecosistemas locales por sus habitantes, donde se evalúan las interacciones con el ambiente local a través de su relación y percepción cotidiana con el ambiente (Taylor y Loë, 2012).

En el caso de las grandes metrópolis, el manejo de los recursos se vuelve aún más complicado, ya que es necesario conciliar los objetivos de crecimiento económico con la sostenibilidad ambiental. La Ciudad de México es un buen ejemplo de ello, enfrenta problemas de manejo de agua, por sobreexplotación de acuíferos y mal manejo de todos los ríos periféricos, que han sido en su mayoría entubados o fuertemente contaminados por actividades humanas (Legorreta, 2009). Pese a este escenario, existen algunas subcuencas que aún conservan elementos de buena calidad ecológica, como la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava. Sin embargo, la acelerada explosión demográfica hace que requieran de una intervención que incluya la evolución histórica socio-ecológica, en la evaluación científica y política. En este sentido, el objetivo de este trabajo fue documentar la relación histórica que han tenido los pobladores locales con sus recursos naturales, y evaluaciones actuales de la calidad y la cantidad de agua disponible en la cuenca, así como evidenciar la utilidad del conocimiento local en las alternativas de manejo y conservación de cuencas peri-urbanas.

Área de Estudio

La Ciudad de México

La ciudad de México se localiza al sur de la cuenca de México, con una elevación promedio de 2,240 msnm y una extensión de 9,600 km². La ciudad tiene una superficie de 148,768 ha. Se divide en Suelo Urbano (SU) (41%) y el Suelo de Conservación (SC) (59%). En el SC habitan 2.2 millones



de personas, es importante para el DF y la zona conurbana ya que aporta servicios ecosistémicos (SE) fundamentales para los habitantes de la ciudad, así como la conservación de biodiversidad, la recarga del acuífero, la captación de partículas suspendidas, la captura de carbono y la producción de oxígeno (Jujnovsky *et al.*, 2012). Sin embargo, el SU y el SC tienen una relación de interdependencia, debido a la expansión de los asentamientos urbanos que incrementan la demanda de SE, lo que se traduce en un cambio continuo de uso de suelo, deterioro y pérdida de recursos naturales. Dentro de estas zonas boscosas, las mejor conservadas son las subcuencas que se localizan en el suroeste de la ciudad, como es el caso de la subcuenca de los ríos Magdalena-Eslava (PUEC-UNAM-GDF, 2008).

Esta zona ha sido importante históricamente, por la generación de SE hidrológicos. Desde finales de 1800 se otorgaron concesiones para uso del agua del río como generadora de fuerza motriz para las fábricas de hilados, tejidos y papel. Estas fábricas empezaron a cerrar a mediados del siglo XX atribuyendo al bajo caudal la falta de energía para su funcionamiento.

Actualmente, las zonas agrícolas han sido sustituidas por asentamientos urbanos y los usos del río han cambiado drásticamente junto con la transformación de las actividades económicas. En este sentido, el sistema Magdalena-Eslava también ha cambiado la provisión de SE, ahora su principal uso es como fuente de abastecimiento humano, recreativo y ecoturístico. Sin embargo, el turismo descontrolado, la invasión urbana del SC y las malas políticas públicas han ocasionado afectaciones en la hidromorfología de la subcuenca (Caro-Borrero *et al.*, 2015). En épocas recientes se han realizado esfuerzos a nivel de gobierno local para su recuperación y monitoreo (PUEC-UNAM-GDF, 2008). Estos esfuerzos se han basado en la investigación académica y la sinergia con el gobierno local, pero el conocimiento ecológico local se ha relegado, reflejándose en proyectos que las autoridades ejecutan sin obtener el impacto concebido.

Método

Conocimiento Ecológico Local

Se realizaron 20 entrevistas de 2012 a 2014 a pobladores locales, aquellas personas que han nacido en la zona de estudio; o con periodos de residencia mayores a 30 años. Las entrevistas se guiaron con un discurso en torno al conocimiento ecológico local y tuvieron una duración variable de 5 minutos a 2 horas. La primera selección de entrevistados se realizó contactando en persona y por teléfono; posteriormente se utilizó el método de bola de nieve (Neuman, 2000). Las entrevistas fueron grabadas y transcritas, y se analizaron cualitativamente utilizando el programa MAXQDA.11.

Conocimiento científico: Calidad y cantidad de agua

El análisis histórico de la calidad y la cantidad de agua se evaluó a través de la investigación de Mazari *et al.* (2014), el cual está representado por 10 estaciones de muestreo, durante el periodo de 2008-2012 para el río Magdalena y 2010-2012 para el río Eslava. Los datos de caudal provienen de la única estación hidrométrica (Santa Teresa- 26440) existente que proporciona datos oficiales de la Comisión Nacional del Agua (CNA).

Resultados

Conocimiento Ecológico Local: Cantidad y calidad del agua y el bosque

Se entrevistaron en total 12 mujeres y 7 hombres pobladores de la parte baja de la subcuenca. Con un promedio de edades entre los 57 y 92 años. Las percepciones y el conocimiento extraído de las entrevistas giran principalmente en torno al río como eje fundamental del funcionamiento de las fábricas, las actividades recreativas y domésticas que dependían de la cantidad y la calidad del agua, así como el bosque, la cantidad de árboles y las actividades de reforestación (Tabla. 1).

El bosque y la vida rural

La subcuenca del río Magdalena-Eslava, actualmente es una zona boscosa con una veda impuesta por la figura del SC que impide el manejo del bosque para extracción de madera a menos que se autorice para propósitos de restauración ecológica (SEDATU, 2012). En la Ciudad de México la pérdida de bosque y cambio de uso de suelo está relacionado principalmente con la expansión de asentamientos irregulares (Martínez-Rivera, 2009). Más del 15% del SC ha sido invadido por el crecimiento urbano, y la tendencia de crecimiento es hacia la ocupación del bosque y las tierras agrícolas, esperando que para 2020 la invasión del SC sea del 32% (Caro *et al.*, en prensa).

Hasta la década de los 60's el principal factor de cambio fue derivado del aprovechamiento forestal realizado por la fábrica de papel Peña Pobre; sin embargo, el CEL recopilado en las entrevistas, muestra que no fue aparentemente perjudicial para la zona boscosa en términos de reducción²: *“nunca ha habido una tala desmedida, casi siempre ha sido puro saneamiento, la peor plaga que tuvimos fue en el 61 y Peña Pobre compró toda esa madera muerta”*⁴. Pero mucho tiempo después del cierre de las fábricas y con una veda para la tala, la explotación clandestina continúa: *“habían épocas en la que bajaban camiones toda la noche con madera, en los años 90 una empresa extraía madera diciendo que tenía la autorización de tala por 100 años.”*⁵

Cantidad de agua

La percepción sobre la cantidad de agua es que antes del cierre de las fábricas, referido entre los años 1963-1968, era evidentemente mayor que en la actualidad (Tabla 1). Para 1967 “el río Magdalena era alimentado por varios manantiales de excelente calidad” (AHA. Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 599, Epx 8711, FS 69-72, Año 1967).

Actualmente, los afluentes del río han disminuido en cantidad y el caudal es más bajo: *“extrañamos el rumor del río”*², *“el río llevaba muchísima más agua, era bastante, incluso, antes de que se pusiera la planta potabilizadora, que a la fecha le quito la mitad del caudal del río de aquí del primer dinamo”*¹.

¹ Entrevista a: Gregorio Valdez, realizada por: Ángela Caro Borrero, lugar y fecha: 14 de febrero de 2013. Ciudad de México, Delegación Magdalena Contreras. PHORM

² Entrevista a: Carlos Díaz, realizada por: Ángela Caro Borrero, lugar y fecha: 12 de febrero de 2013. Ciudad de México, Delegación Magdalena Contreras. PHORM



Tabla 1. Percepciones evaluadas a través del árbol de códigos con el programa MAXQDA

Código de análisis	Percepción	Número de personas que lo mencionaron	
BOSQUE			
Percepción del estado actual del bosque	Existen esfuerzos de reforestación	8	
	Tala clandestina contribuye con la pérdida del bosque	6	
	La cobertura forestal actual es menor que en la época de explotación de las fábricas (antes de 1960)	11	
Legislación extracción forestal	Control gubernamental sobre la extracción de madera	5	
	Declaratoria de Suelo de Conservación es útil para evitar la tala	4	
AGUA- CALIDAD			
Calidad actual de agua	Buena en la parte alta de la cuenca	8	
	Mala en la parte baja de la cuenca debido a:		
	Drenaje de casas	10	
	Vertedero de basura	7	
	Animales muertos	3	
	Residuos fecales animales	3	
	Calidad del agua actual es peor que antes del cierre de las fábricas	16	
	Calidad del agua de los años 60 hacía atrás	Excelente calidad (agua limpia y cristalina) hasta la zona de construcción de las fábricas	18
		Usos al agua de buena calidad:	
	Agua para beber	9	
Bañarse	8		
Lavar ropa	11		
Cultivos	1		
Río contaminado después de la zona de fábricas debido a:	Tiradero de basura	3	
	Tinturas telas de las fábricas	2	
AGUA-CANTIDAD			
Cantidad actual	El caudal a disminuido mucho, comparado con el periodo de funcionamiento de las fábricas (presencia de más arroyos y manantiales)	17	
	El río se seca en temporada de estiaje	11	
Razones de pérdida del caudal	Reducción por construcción de presas	1	
	Desviación de agua a otras cuencas por parte del gobierno	8	
	Antes llovía mucho más	6	
	Asentamientos irregulares en la cuenca	7	

Código de análisis	Percepción	Número de personas que lo mencionaron
BOSQUE		
USOS DEL RÍO		
Actuales	Turismo (venta de truchas, pesca, senderismo)	12
	Rituales religiosos	9
PERCEPCIÓN DE RIESGOS RELACIONADOS CON EL RÍO		
	Deslave de casas irregulares	6
	Inundaciones en la parte baja de la cuenca	5
RESPONSABILIDAD EN LA PÉRDIDA DEL BOSQUE Y EL RÍO		
	Permiten invasión irregular:	
	Dueños de la tierra	5
	Gobierno local	7

De acuerdo con el 89% de los entrevistados, existe una tendencia a la disminución de agua. La evaluación con datos cuantificables realizada por Mazari *et al.* (2014) muestra que el promedio anual del flujo superficial se ha mantenido en los últimos 38 años; pero con cambios importantes relacionados con la estacionalidad y la regulación de los flujos de agua. Estos cambios, son atribuidos principalmente a las obras hidráulicas que desde la década de los 90 realiza el gobierno local en el río, y corresponden a la construcción de un drenaje marginal en el lecho del río, que pretendía resolver el problema de drenaje de los asentamientos irregulares, así como la regulación del caudal a través de presas de gavión (Mazari *et al.*, 2014; Caro *et al.*, 2015).

Calidad de agua

La percepción actual está relacionada con la contaminación principalmente proveniente de los asentamientos humanos sin drenaje. Los entrevistados mencionaron prácticamente no hacer uso del agua del río, aunque se reconoce la buena calidad en la parte alta: *“Desde hace 20 años yo le prohíbo a mi hijo que se meta al río porque ya no es lo de antes, tuvo una infección muy fuerte en el ojo. Con los dinamos se atajaba el agua, cuando soltaban el agua el río se limpiaba y por eso no se preservaban los colores de las descargas de las fábricas ni había infecciones”*³.

La evaluación con datos proporcionados a través de un sistema de monitoreo continuo y sistemático en el río (Mazari *et al.*, 2014), muestran que en el nacimiento del río hay un incremento de enterobacterias, posiblemente debido al pastoreo irregular en esta área. En la parte media se evidencia una disminución de enterobacterias que se traduce en una mejora de la calidad del agua, reflejando la capacidad de autodepuración del río. Y finalmente la parte baja de la cuenca, donde la calidad del agua se ve afectada por descargas de drenaje, reflejado en el incremento en las enterobacterias.

³ Entrevista a: María Isabel Olvera, realizada por: Israel Limón, lugar y fecha: 12 de febrero de 2013. Ciudad de México, Delegación Magdalena Contreras. PHORM



Discusión

Tendencias de cambio dentro de la cuenca: cantidad y calidad de agua

El potencial hídrico de la cuenca ha cambiado conforme la zona se ha ido urbanizando, el CEL fue útil para detectar que hasta mediados del siglo pasado el uso del caudal para la producción de energía no era un elemento que modificara seriamente la cantidad de agua. Otro aspecto importante es que los lugareños tienen una percepción negativa del efecto de las obras y cambios de uso de suelo actual en la subcuenca; lo cual puede ser claramente aprovechado en el establecimiento de sistemas de monitoreo participativo. Sin embargo, los efectos de la retención de caudal durante el uso de las fábricas no pudo ser evaluado, ni a través del CEL ni a través de los registros históricos. Esta retención pudo tener efectos en el fraccionamiento del hábitat y la disminución de diversidad, como en la actualidad ocurre por las presas de gavión (Caro *et al.*, 2015).

La evaluación histórica del caudal con datos oficiales, muestra que en el periodo entre los años 1990 a 2010 se modificó el flujo natural y pasó a un flujo regulado, lo cual puede favorecer un flujo mínimo por la retención y almacenamiento de agua (Mazari-Hiriart *et al.*, 2014).

Los entrevistados no revelaron haber percibido contaminación por la presencia de las fábricas, por el contrario, los colorantes de la fábrica fueron vistos como un beneficio: “*El agua a veces se veía de colores, roja y azul, cuando era azul echábamos la ropa para que se pusiera azulita y cuando era roja metía mi cabeza para teñir mi pelo*”⁴. Sin embargo, los colorantes y químicos vertidos al río por el proceso de tinción de telas (Camarena-Ocampo, 1996), así como los desechos de las fábricas depositados en el río (Barbosa-Cruz, 2005), fueron un evidente problema de contaminación que impidieron su aprovechamiento para otro uso. Sin embargo, el problema de la contaminación del río visto en perspectiva, puede ser favorable en relación a la situación actual, además sin el beneficio de los empleos en la zona. En este caso, la percepción y el CEL no fueron una referencia completamente objetiva.

Evolución del socio-ecosistema Magdalena- Eslava

Resalta la percepción de que el río ya no es importante, porque no tiene un uso tangible, como lo fue el funcionamiento de las fábricas. Parte de esta percepción se puede asociar a la relación agua-bosque-desarrollo local y generación de empleos. La subcuenca prácticamente está embebida en la ciudad, con una expansión urbana explosiva desde hace 50 años, hacia las cabeceras de las cuencas del suroeste de la ciudad, a pesar del decreto del ordenamiento ecológico donde se prohíben asentamientos urbanos en el suelo de conservación. Sin embargo, el área de estudio tiene problemas de definición en los decretos de conservación (Jujnovsky *et al.*, 2012).

Las entrevistas revelan interés por rescatar el río, como lo que antaño fue la identidad de toda el área, el símbolo del progreso a través de las fábricas y los empleos, así como una fuente directa de agua para suplir los servicios domésticos:

⁴ Entrevista a: Lucía Rosas, realizada por: Israel Limón, lugar y fecha: 12 de febrero de 2013. Ciudad de México, Delegación Magdalena Contreras. PHORM

“Cuando cierran las fabricas el río se muere, empiezan a llegar personas foráneas a la comunidad y el río deja de ser el motor que impulsa el desarrollo en la zona. Las personas cambiaron sus trabajos y así se perdió la unidad de la comunidad. Cuando se cierran las fábricas también se dejan de utilizar los lavaderos”⁵. Esta percepción es lo que se conoce como el silencio a través de la ausencia, una forma común del ejercicio del poder cuando se deja de percibir utilidad por un cambio en las prácticas de uso (Swatuk y Motsholapheko, 2008). En una redimensión de la importancia de la zona, el diseño de un monitoreo ambiental basado en la comunidad, es un proceso que tiene el potencial de involucrar a la comunidad a partir de sus propios intereses, donde se colectan datos y se encargan del proceso de diseño e interpretación del monitoreo (Giordano *et al.*, 2010).

Las fábricas explotaron los recursos que tenían a su alrededor -los bosques y el agua-, se dio un cambio considerable tanto del entorno ecológico como el demográfico. La industria consumió la vida agraria, a los campesinos y la vida artesanal para necesidades febriles. El agua fue el elemento de conflicto entre los lugareños y las fábricas, ante ello se planteó una concesión sobre su aprovechamiento (Camarena-Ocampo, 1996). La tendencia de cambio en la zona parece apuntar a la desaparición del bosque y del río, en un contexto donde no es tangible el beneficio de conservar, de tener agua en calidad y cantidad y muchos otros SE derivados de estos ecosistemas locales.

En este sentido, es claro que el agua y el bosque han sido y siguen siendo un punto de conflicto pero también un punto de encuentro. Los beneficios de la explotación directa de estas tierras son obvias para los dueños de la tierra, sin embargo, los SE derivados de la conservación son menos obvios (Silvano *et al.*, 2005). Un problema social a resolver son los asentamientos irregulares que, al no tener reconocimiento social ni legal, son un vacío en este proceso. Estos asentamientos han llegado a la zona por un serio problema de espacio urbano en la ciudad de México, y son actores invisibles para la conservación y rescate de la subcuenca.

El proceso de toma de decisiones debe ser incluyente con éstos actores que contribuyen de manera sustancial a cambiar la condición ecológica de la subcuenca. Aquí surge una discusión muy importante acerca de la irregularidad, pues el reconocimiento de estos asentamientos, puede ser entendido como una solución para los que viven allí, y también como una intervención necesaria que minimice los problemas ambientales (Metropolis world congress, 2014).

¿Por qué continúa la degradación de la subcuenca del río Magdalena-Eslava a pesar de los esfuerzos por conservarla?

El análisis de las acciones instrumentadas para el rescate de la subcuenca Magdalena-Eslava muestra cómo se sobreponen demandas de orden moral, argumentos ambientales y proyectos políticos. La atención parcial y jerarquizada que otorgan a estos aspectos, tanto ecólogos como científicos sociales -de acuerdo con su formación e intereses disciplinarios- sugiere posibles explicaciones.

El Programa de Rescate Integral de los ríos Magdalena y Eslava (PUMA-UNAM, 2008), estudió la subcuenca por su importancia como principal aporte de agua superficial a la ciudad con el fin de mejorar su aprovechamiento y conservación.

⁵ Entrevista a: Isabel Dolores Guzmán, realizada por: Israel Limón, lugar y fecha: 12 de febrero de 2013. Ciudad de México, Delegación Magdalena Contreras. PHORM



Si bien el Programa advertía que las acciones y beneficios ambientales fortalecerían los tejidos: social y político, sólo se contempló la participación de algunos actores sociales, integrada por: mujeres, jóvenes, sociedad civil organizada, comuneros y ejidatarios, ya que desde el punto de vista jurídico, estos grupos pertenecían al área de estudio, a diferencia de los habitantes de los asentamientos irregulares.

Estos últimos además de haber invadido tierras y ser la causa del deterioro del río por la basura y suciedad que arrojaban, representaban, de acuerdo con este sistema clasificatorio legal, una población sin derechos o “fuera de lugar” (*out-of-place*) que además debía ser expulsada por ser ajena al lugar y provocar el desorden al contaminar al río (Douglas, 1996; Creswell, 1996). Así se operó un proceso de violencia simbólica por parte del Estado, ya que, con apoyo en un sistema clasificatorio de legitimidad, los irregulares quedaron socialmente excluidos (Bourdieu, 1987). No obstante, cabe subrayar que los habitantes de estos asentamientos marginales, son personas con “un poder sin lugar”. En consecuencia, para replantear el rescate de la subcuenca se debe construir “un sentido de lugar” (Hayden, 1995; Rademacher, 2011).

Conclusiones y perspectivas

Este trabajo muestra que el CEL es una buena herramienta para considerar en procesos de rescate de cuencas periurbanas, principalmente porque de los lugareños y su relación con los recursos naturales depende en gran medida que las políticas públicas muestren resultados congruentes. La percepción de la calidad de agua de los lugareños no coincide con los reportes históricos, mientras que para estos los colorantes en el río de las fábricas fueron un beneficio. Los reportes indican que habían serios problemas de contaminación, no sólo por los colorantes sino por desechos sólidos. En la actualidad la sociedad no percibe mucho de sus propios aportes de contaminantes, por lo que su integración en un monitoreo participativo requiere de trabajo de educación ambiental.

Respecto a la cantidad de agua, los análisis con datos oficiales muestran una leve tendencia al incremento del caudal, aún cuando la precipitación durante el mismo periodo presenta una ligera tendencia a la baja. Estos datos revelan, que los cambios en los picos de caudal, podrían ser principalmente atribuidos a las obras hidráulicas y extracciones no controladas, además del aumento en la superficie impermeable. Enmarcado bajo este contexto socio-ecológico surge la oportunidad de desarrollar procesos participativos, los ciudadanos han logrado percibir cambios principalmente en la cobertura vegetal y la cantidad de agua del río; dos aspectos que se consideran en el monitoreo de cuencas, y que debido al costo y el tiempo pueden ser implementados por estos vecinos informados.

El riesgo no sólo es de tipo ambiental, sino socio-ecológico, debido a la transformación y cambio de uso de suelo derivado de los asentamientos irregulares, que afecta principalmente la calidad del agua y la cantidad del bosque. Esto constituye una problemática social, que pone en riesgo la sostenibilidad de los asentamientos irregulares, que aunque hacen parte de la ciudad viven en la marginalidad, sin legalidad y sin una responsabilidad sobre el lugar que ocupan. Se hace fundamental que el progreso de la ciudad sea incluyente, es muy difícil considerar el entendimiento general del desarrollo sin ellos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Dr. José María Mora por el apoyo en la obtención de archivos históricos. Así como a Maricela Barrera, Isela Rivero y Andrea Sierna por su apoyo con la transcripción de las entrevistas. También agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la

beca doctoral de ACB. Agradecemos al posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Finalmente agradecemos el apoyo de todas las personas entrevistadas.

Bibliografía

- Archivo Histórico del Agua (AHA). Fondo: Aprovechamientos Superficiales, Caja 599, Epx 8711, FS 69-72, Año 1967.
- Barbosa-Cruz M. 2005. Los límites de lo “público”. Conflictos por el uso del caudal del río Magdalena en el valle de México durante el porfiriato. *Revista Historias* 61: 27-42. <http://www.estudioshistoricos.inah.gob.mx/revistaHistorias/?p=436>
- Bourdieu P., L.J.D. Wacquant. 1995. Respuestas por una Antropología Reflexiva. Trad., Hélène, L. D. Editorial Grijalbo, México. Pp. 63-78.
- Camarena-Ocampo M. 1996. “Fábricas, naturaleza y sociedad en San Ángel (1850-1910). En: Tortorelo-villaseñor, A. (Coord.). *Tierra, agua y bosques: Historia y medio ambiente en el México central*, Instituto Mora, Universidad de Guadalajara, Potrerillos, S.A. de C.V., México.
- Caro-Borrero A.P., J. Carmona-Jiménez, T. González-Martínez, M. Mazari-Hiriart. 2015. Hydrological evaluation of a peri-urban stream and its impact on ecosystem services potential. *Global Ecology and Conservation* 3: 628-644.
- Caro-Borrero A.P., J. Carmona-Jiménez, M. Mazari-Hiriart. (In press). Evaluation of ecological quality in peri-urban rivers in Mexico City: A proposal for identifying and validating reference sites using benthic macroinvertebrates as indicators. *Journal of Limnology*.
- Creswell, T. 1996. *In Place/Out of Place, Geography, Ideology and Transgression*. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Douglas M. 1996. *Purity and Danger. An Analysis of the Concepts of Pollution and Taboo*. Routledge & Kegan, New York.
- Giordano R., S. Liersch, M. Vurro, D. Hirsch. 2010. Integrating local and technical knowledge to support soil salinity monitoring in the Amudarya river basin (Uzbekistan). *Journal of Environmental Management* 91: 1718-1729.
- Hayden D. 1995. *The Power of Place: Urban Landscapes as Public History*, MIT Press, Cambridge, MA.
- Jujnovsky J., T. González-Martínez, E. Cantoral-Uriza, L. Almeida-Leñero. 2012. Assessment of water supply as an ecosystem service in a rural-urban watershed in southwest Mexico City. *Environmental Management. Environmental Management* 49 (3):690-702.
- Legorreta J. 2009. *Ríos, lagos y manantiales del valle de México*. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. 365 pp.
- Martínez-Rivera S.E., R. Monroy-Ortiz. 2009. La expansión urbana sobre el campo mexicano. La otra cara de la crisis agrícola. *Revis. Estud. Agrar.*, 29.
- MAXQDA V. 11. 2014. VERBI Software. Consult. Sozialforschung. GmbH, Berlin (v1.2).
- Mazari-Hiriart M., G. Pérez-Ortiz, M.T. Orta-Ledesma, F. Armas-Vargas, M.A. Tapia et al. 2014. Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City *PlosONE*, 9(7). e102081. doi:10.1371/journal.pone.0102081
- Metropolis world congress 11Th , Report 2014. Mentoring on upgrading informal settlements. United Cities and Local Governments, eThekweni Municipality, Prefeitura de Sao Pablo. Available on line: http://www.metropolis.org/sites/default/files/durban_initiative-final-web.pdf
- Molle F., A. Mamanpoush. 2012. Scale, governance and the management of river basins: A case study from central Iran. *Geoforum* 43: 285-294.
- Neuman W.L. 2000. *Social Research Methods: Qualitative and Quantitative Approaches*, 4ta ed. Allyn and Bacon, Boston.
- Olsson P., C. Folke. 2001. Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: a study of Lake Racken watershed, Sweden. *Ecosystems* 4: 85-104.
- PUEC-UNAM (Programa Universitario de Estudios de la Ciudad-Universidad Nacional Autónoma de México). 2008. “Propuesta de diagnóstico integrado de la cuenca del río Magdalena.” En *Plan Maestro de Manejo Integral y Aprovechamiento Sustentable de la Cuenca del río Magdalena*. SMA-GDF, UNAM. PUEC-GDF.
- Rademacher A. 2011. *Reigning the River: Urban Ecologies and Political Transformation in Katmandu*, Duke University Press, USA.
- Robertson A.H., T.K. McGee. 2003. Applying local knowledge: the contribution of oral history to wetland rehabilitation at Kanyapella basin, Australia. *Journal of Environmental Management* 69: 275-287.
- SEDATU (Secretaría de Desarrollo Agrario Territorial y Urbano), 2012. Boletín No. 66 Dirección General de Comunicación Social mayo 13. México D.F.
- Silvano R.A.M., S. Udvardy, M. Ceroni, J. Farley. 2005. An ecological integrity assessment of a Brazilian Atlantic forest watershed based on surveys of stream health and local farmers’ perceptions: implications for management. *Ecological Economics* 53: 369-385.
- Swatuk L.A., M. Motsholapheko. 2008. Communicating integrated water resources management: From global discourse



to local practice – Chronicling an experience from the Boteti River sub-Basin, Botswana. *Physics and Chemistry of the Earth* 33: 881-888.

Taylor B., R. C. Loë. 2012. Conceptualizations of local knowledge in collaborative environmental governance. *Geoforum* 43: 1207-1217.



Parinas grande y chica, Laguna del Negro Francisco, Chile



Autor: Yery Marambio Alfaro





Sección 7

Limnoarqueología



Autores: Adriana Gaytán-Caballero, Esmeralda Morales Domínguez, Itzel Rosales Limón, Karen Itzel Rivera Sánchez, Yossellin Tapia De La O, Josué Martínez Moreno, Iris D. García Tello, Sandra Guadarrama Hernández, Laura Odette Guzmán Rodríguez, Gabriela Villagómez Cruz

El logotipo refleja la importancia de los cuerpos epicontinentales para la cultura mexicana. Chalchiuhtlicue "La de la falda preciosa" o "La de la falda de jades", es la evocación de las aguas terrestres, protectora de ríos y lagos. La imagen simboliza una ofrenda de la deidad para alcanzar el líquido que mantiene vivos a los hombres. Es un fragmento modificado del códice Fejérváry-Mayer o Tonalámatl de los pochtecas. Este códice probablemente proviene de la región entre el sur del estado de Puebla al noroeste de Oaxaca con una elaboración entre los años 1200 y 1400, antes de la llegada de los españoles. El códice completo ejemplifica la "cuenta de los destinos" (tonalámatl) y resaltan los vestigios de los contactos comerciales realizados por los pochtecas (comerciantes).



Cenotes y cuevas de Campeche: Primer acercamiento y perspectivas

Barba-Meinecke Helena¹ y Benítez Jorge A.²

¹ Responsable Arqueología Subacuática Península de Yucatán, Subdirección de Arqueología Subacuática, Instituto Nacional de Antropología e Historia, DF 06070, México. Autor de correspondencia: helenabarbamei@yahoo.com.mx.

² Área de Contaminación e Impacto Ambiental, Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche, Av. Agustín Melgar s/n entre Juan de la Barrera y Calle 20, Col. Buenavista, San Francisco de Campeche, Campeche 24039, México.

Resumen

El estudio de los cenotes y las cuevas del Estado de Campeche por parte de la Subdirección de Arqueología Subacuática del Instituto Nacional de Antropología e Historia, ha arrojado evidencia de su uso desde el periodo Preclásico y hasta la época Virreinal. En este sentido se han identificado elementos de juicio para señalar que las cuevas mismas son proveedoras de la materia prima utilizada en las actividades rituales y de otra naturaleza, desarrolladas en su interior, y que el desarrollo de estas motivó la permanencia de grupos en estos espacios durante lapsos de tiempo determinado y considerable. Ejemplo de ello son las cuevas Huachabí en Bolonchén de Rejón municipio de Hopelchén, así como Aktunaam y Loxboxbé, Champotón.

Abstract

Cenotes and caves studies from Campeche state by the subacuatic archaeology subdirection of the national institute of history and anthropology, have showed evidence of its use since pre-clasic period to virreinal age. In this sense judge elements have been identified to point that caves itself are providers of raw matter utilized for ritual activities realized inside, and its development motivated the permanence of groups in this spaces for great time lapses. Examples of this are Huachabi cave in Bolochen de Rejon, Hopelchen, AktunAam and, Loxboxe, Champoton.

Palabras clave: patrimonio, subacuático, rupestre, cerámica, inframundo

Introducción

Los cenotes y cuevas de la península de Yucatán tienen un mismo origen y son el resultado de la disolución de rocas solubles por corrosión química, ejemplo de ello son el yeso, la caliza, la dolomita y la halita. La erosión que ocurre mediante este proceso produce inicialmente dolinas cerradas de diferente tamaño y en forma de campana. Cuando la disolución continúa y provoca una conexión de la dolina con el exterior se origina una cueva, la cual puede conectarse con otras dolinas adyacentes formando galerías o ríos subterráneos.

Con el paso del tiempo, las aguas de escorrentía provocadas por la lluvia, arrastran los materiales finos (arcilla) y a la materia orgánica dentro de estas cuevas y dolinas, las cuales se depositan y provocan la impermeabilización del fondo, con la consecuente acumulación de agua, originando cuevas inundadas pero sin contacto con el manto freático (Benítez, 2013). Cuando una dolina se forma en áreas cercanas a la costa y entra en contacto con la haloclina (mezcla de agua dulce y marina) la disolución se acelera químicamente dando origen a cavidades con mayor profundidad. Eventualmente el techo de estas dolinas profundas también colapsa por la erosión, dando origen a lo que conocemos como cenotes, los cuales tienen como característica principal estar en contacto con el manto freático.

En cuanto a la península de Yucatán, esta comenzó a emerger paulatinamente por encima del nivel del mar hace 155 millones de años (Graham, 2003). Las primeras áreas emergentes se localizan al sur y las más recientes al norte de la misma, por lo tanto al sur se presentan las rocas más antiguas y con mayor elevación (más alejadas de la haloclina), mientras que los depósitos del Cuaternario (los más recientes) están restringidos a una franja cercana a la zona costera.

Por las razones anteriormente expuestas, la mayoría de los cenotes en la península de Yucatán se localiza al norte de la misma, donde las rocas son recientes y la haloclina es somera. En esta franja se han reportado más de 7,000 cenotes y más de 600 km de galerías y túneles inundados, estos últimos principalmente en la falla de Holbox que corre paralela a la costa Oriental. Los cenotes disminuyen significativamente hacia el sur de la península.

En lo concerniente al Estado de Campeche los cenotes se restringen al valle kárstico o polje de Miguel Colorado, donde se han inventariado 15 cenotes verdaderos. Las rocas en su mayoría tuvieron su origen en el cretáceo (145 ma) y eoceno (55 ma), esto implica que los cenotes que se formaron cuando estas rocas emergieron del mar hayan evolucionado a otras formas kársticas o desaparecido ya que los pocos cenotes encontrados se localizan entre 100 y 200 km de la costa, con altitudes promedio de 100 a 250 m s.n.m. y con la haloclina a más de 70m de profundidad. Ahora bien es importante señalar que existe un gran número de cuevas hoy en día secas o semi-secas, formadas entre grietas y que son el producto del movimiento de las placa peninsular y que en algún momento estuvieron inundadas (Graham, 2003).

Al interior de estos espacios se han identificado restos de fauna extinta correspondiente al periodo pleistoceno, así como evidencia de tres milenios de cultura maya y de otras etapas importantes en la región como la guerra de castas. Es a través del proyecto Atlas Arqueológico Subacuático de Cenotes, Cuevas Inundadas, semi-inundadas y otros cuerpos de agua continentales de la República Mexicana¹ que la Subdirección de Arqueología Subacuática del INAH, localiza, registra, investiga, protege, conserva y difunde los cenotes, cuevas sumergidas, semi-inundadas y otros cuerpos de agua en la República Mexicana que presenten evidencia paleontológica, prehistórica, arqueológica e histórica. Lo anterior deriva de la atención a denuncias ciudadanas emitidas al Instituto Nacional de Antropología e Historia por espeleobuzos, espeleólogos, autoridades y comunidades a partir del año 2000.

La protección, conservación e investigación del material paleontológico, arqueológico e histórico que se localiza al interior de las cuevas y cenotes es de vital importancia al tratarse de contextos únicos e irrepetibles. En este sentido, se ha trabajado con el fin de aportar nuevos datos para la comprensión de los grupos humanos de la península de Yucatán en sus diferentes momentos históricos, logrando el registro oficial de 38 contextos arqueológicos.

Es a partir del 2011 que el patrimonio cultural sumergido y semi-sumergido identificado en el Estado de Campeche se integra a los estudios del proyecto Atlas, un acierto para el INAH al acceder a estos espacios antes que los exploradores con fines turísticos, a diferencia de lo ocurrido en los estados de Quintana Roo y Yucatán.

¹ Entre 2000 y 2013 el proyecto tenía por nombre: *Atlas Arqueológico Subacuático para el registro, estudio y protección de los cenotes y cuevas inundadas en la península de Yucatán*; está dirigido por la arqueólogas Pilar Luna Erreguerena y Helena Barba Meinecke.



Destacan las investigaciones efectuadas en las cuevas Huachabí (Actun Huachap) y Aktun Aam, ubicadas en los municipios de Hopelchén y Champotón respectivamente, las cuales fueron objeto de un registro exhaustivo y de las que hablaremos a continuación (Fig. 1).

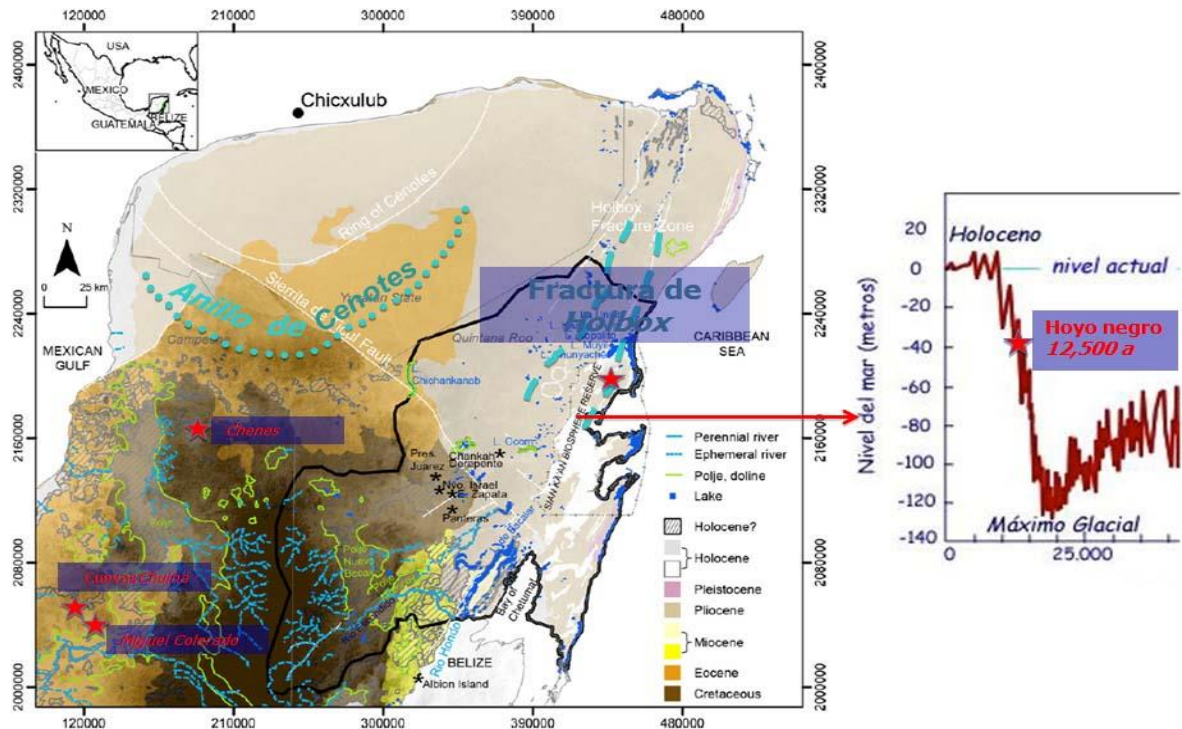


Figura 1. Ubicación principales regiones con presencia de cuevas y cenotes del Estado de Campeche.

Patrimonio Cultural en cuevas de Campeche

Miramar

La región de Los Chenes se ubica en la parte central de la península de Yucatán y abarca 65 km de oriente a poniente por 70 km de norte a sur; está separada por las regiones de Río Bec y el Puuc, por lo que participa de la frontera de Monte Alto y el comienzo de la zona milpera (Piña, 2003). “Chenes” es un vocablo maya que significa lugar de pozos y fue una región ocupada por importantes núcleos poblacionales mayas durante el periodo Clásico (250-900 d.C.) (Sierra, 2011).

Se caracteriza por una arquitectura compuesta por estructuras tipo “palacio-pirámide”; escalinatas para torres, cuartos con arcos, grandes mascarones antropomorfos alrededor de los umbrales y “torres emblema”, solas y rectangulares. En esta zona se conocen más de 30 sitios arqueológicos cuya arquitectura comparte rasgos con la región de Río Bec (Sierra, 2011).

En este contexto territorial se ubica el sitio arqueológico Miramar o “Chaac Pak” (paredes de Chaac), localizado en el ejido Yaxché, cinco kilómetros al norte de la Hacienda Miramar (Morales, 1979). Este asentamiento prehispánico está directamente asociado con estructuras de arquitectura monumental. Se compone de cuatro edificios principales de 12 por 7 m y hasta 5 m de altura, con varios edificios secundarios formados en grupos concentrados. Al centro del sitio se encuentra una cueva.

El edificio principal se localiza en una plazuela sobre un eje norte-sur con fachada principal orientada hacia el oriente; se encuentra completamente decorado con enormes mascarones de piedra caliza sobrepuestos de 1.50 m de altura por 1 m de ancho, identificados como el Dios Chaac (Fig. 2). Entre los elementos arquitectónicos asociados se observan algunos correspondientes al estilo arquitectónico Puuc como el estuco color rojo, dinteles cuadrados, grecas, tamborcillos de piedra en el zócalo del edificio y parte de bóvedas con arco falso (Morales, 1979). A lo largo del sitio se observan también montículos bajos, columnas monolíticas, una cabeza antropomorfa, así como dos áreas para el abastecimiento de agua: una cueva húmeda estacional y una sarteneja (Zapata, 1985).



Figura 2. Mascarón representando al dios Chaac. (Foto: © INAH-SAS).

Cueva Huachabí

La cueva a la cual se le ha denominado Actun Huachap o Huachabí, tiene su origen en una grieta creada por el movimiento de la placa peninsular hace 145 ma en la Sierrita de Ticul, parte sur de la serranía Puuc. Se encuentra ubicada a 100 metros al sur de la estructura principal del sitio Miramar. Cuenta con un tiro de 20 metros de profundidad. Para descender se requiere de técnicas rapel, aunque los habitantes del área bajan asiéndose de las raíces de una gran ceiba que se encuentra en la boca de la cueva (Fig. 3).

Considerada húmeda-estacional, Huachabí tiene aproximadamente un kilómetro de longitud dividido en dos ramales principales. Por la composición de su roca, pulida en ciertas áreas de su interior, se han formado túneles por los que es muy probable que el agua circulara a través de un río subterráneo que se secó hace miles de años. Sobre estas paredes se han encontrado restos de arte rupestre, así como otros restos arqueológicos.

Los investigadores Reddell (1977: 246), Veronique Breuil (1986, 1993) y A. Stone (1995), han escrito acerca de esta cueva. Señalan la existencia de ofrendas con objetos cerámicos correspondientes



al periodo Preclásico (300 a.C-200 d.C.), Clásico temprano (200-600 d.C.) y Clásico Tardío (600-900 d.C.) (Fig. 4), documentando 6 grupos de dibujos con 41 motivos ubicados en cuatro zonas a una distancia de 1 a 2 m desde el suelo. Entre 2012 y 2014, el proyecto *Atlas Arqueológico Subacuático de Cenotes, Cuevas Inundadas, Semi-Inundadas y otros cuerpos de agua continentales de la República Mexicana*², obtuvo nuevos hallazgos entre ellos ofrendas cerámicas que al parecer corresponden a los periodos Clásico temprano (200-600 d.C.), Clásico Tardío y terminal (600-1050 d.C.) y Posclásico (1050-1521 d.C.), así como nuevos fragmentos de pintura mural, registrando a detalle cada elemento de arte rupestre, así como elaborando un levantamiento topográfico de la cueva y sus ramales (Figs. 8 y 9).



Figura 3. Entrada cueva Huachabí, sitio arqueológico Miramar, Bolonchén de Rejón, Campeche. [Fotos: © INAH-SAS Helena Barba (izq) y Germán Yáñez (der)].



Figura 4. Cerámica cueva Huachabí, horizonte Hocabá de Chichen Itzá (1150-1450 d.C), sitio arqueológico Miramar, Bolonchén de Rejón, Campeche. [Fotos: © INAH-SAS Helena Barba (izq) y Claudia Reyes (der)].

Las pinturas, definidas como del estilo denominado Sierrita de Ticul (Stone, 1995), representan figuras antropomorfas, de animales y lineales, elaboradas en color negro y tres tonalidades de café y rojo, que los investigadores Martin Kuenne basado en el trabajo de Breuil señala de rudimentarias (Kuenne y Strecker, 2008).

² Subdirección de Arqueología Subacuática, INAH.

De acuerdo al análisis de la cerámica colectada en superficie, se identificaron los siguientes tipos:

Tabla 1. Análisis de cerámica colectada en cueva Huachabí, Hopelchén, Campeche.

TIPO	VARIEDAD	VAJILLA	CANTIDAD TEPALCATES	TEMORALIDAD
Dzehkabtún chorreado-sobre-pizarra	Dzehkabtún (Sacalum/Chumayel)	Chenes Pizarra	71 / 1600 kg	Clásico tardío (600-900 d.C.)
Balantún negro sobre pizarra	Dzitás	Pizarra	61 / 1400 kg	Horizonte: Sotuta Clásico tardío (850-1150 d.C.)
Mama rojo	Mama	Mama rojo	21 / 720 gr	Horizonte: Hocabá de Chichén Itzá Postclásico tardío 1150-1450 d.C.
Yacman estriado	Yacman	Navula sin engobe	1 / 0.5 gr	Horizonte: Hocabá Postclásico tardío 1200-1300 d.C.

Destacan las representaciones de hombres, dos de ellos a caballo, así como de reptiles, ciempiés, serpientes, pez, mona embarazada y jaguar; asimismo se observan dos figuras representando vasijas y algunos motivos abstractos en zigzag (Kuenne y Strecker, 2008) (Fig. 5). Entre las pinturas se observan rasgos de convenciones pictográficas precolombinas y otras que corresponden al periodo virreinal (Fig. 6). Se identificaron también hogueras de épocas posteriores que seguramente tienen que ver con las frecuentes visitas a la cueva durante los siglos XIX e inicios del XX. Un elemento más sería un grabado de serpiente en el techo de una galería, incisión representando a una o dos serpientes entrelazadas (Fig. 7).



Figura 5. Escena principal, panel 7, cueva Huachabí, sitio arqueológico Miramar, Bolonchén de Rejón, Campeche. (Foto: © INAH-SAS Rocío Escalante Posse).

La variedad en los estilos, formas, colores y material utilizado para la realización de las pinturas, señalan que estas fueron impresas durante diferente periodos, incluso consideramos que algunas pueden



ser anteriores a las ofrendas más tempranas identificadas, es decir, previas al periodo Preclásico tardío (400 a.C.) de acuerdo a analogía estilística con otras cuevas de la península de Yucatán. También es importante mencionar que el uso de arcilla color rojizo en las pinturas, es un material que se localiza entre las grietas de algunas secciones de la cueva, mientras que el uso del color negro se trata de un material traído del exterior de la misma. (Fig. 10).



Figura 6. Pintura panel 1, cueva Huachabí, sitio arqueológico Miramar, Bolonchén de Rejón, Campeche.



Figura 7. Pinturas panel 1, cueva Huachabí, sitio arqueológico Miramar, Bolonchén de Rejón, Campeche. (Fotos: © INAH-SAS Rocío Escalante Posse).

A estas representaciones se les ha denominado como arte rupestre estilo “Vernáculo”, es decir, elaborado por gente del pueblo y no necesariamente por artistas de su época. Entre los temas más recurrentes tenemos el énfasis sobre la muerte y su asociación con el inframundo, sus deidades, la fertilidad y sus ancestros (Stone, 1995) (Fig. 11).



Figura 10. Pinturas panel 2, cueva Huachabí, sitio arqueológico Miramar, Bolonchén de Rejón, Campeche. (Fotos: © INAH-SAS Rocío Escalante Posse).



Figura 11. Pinturas paneles 3, 5 y 6, cueva Huachabí, sitio arqueológico Miramar, Bolonchén de Rejón, Campeche. (Fotos: © INAH-SAS Rocío Escalante Posse).



Figura 12. Entrada cueva Aktun Aam, Chuiná, Champotón, Campeche. (Foto: © INAH-SAS. Claudia Reyes)



Figura 13. Cerámica tipo Yacman estriado asociada a metates. (Fotos: © INAH-SAS. Claudia Reyes).



Figuras 14. Agrupaciones de material localizado al interior de la cueva conformado por metate, mano y olla tipo Yacman estriado. (Fotos: © INAH-SAS. Claudia Reyes).

Champtón-Chuiná

Las Tierras Bajas Mayas Noroccidentales es la segunda zona de trabajo que nos ocupa. Se destaca por la fertilidad de sus suelos, lo que derivade la presencia de cuerpos de agua superficiales que propiciaron el desarrollo de asentamientos prehispánicos, algunos de estilo Río Bec como: Mocú (Clásico tardío (600-700 d.C.), Pixoyal y las Grutas de Monte Bravo (Clásico terminal 700-900 d.C. y Postclásico (1200-1300 d.C.) (Uc y Canché, 1996), El Llanto, Las Ruinas y Silvituk (Posclásico 1200-1300 d.C.) (Muller, 1960), entre otros.

Se infiere que la mayor actividad en el área que nos ocupa comienza a partir del Clásico Tardío (650 d. C.) pues la presencia de edificios de estilo Río Bec permite sugerir que existió una élite que aglutinó y controló el poder en áreas alejadas de su principal región (Bueno, 1991), mismo que retomó la liga de Mayapán durante el Posclásico hasta la llegada de los xiuhes, proceso que finalizó con la división del territorio en 17 reinos independientes que se mantuvieron sumidos en un estado de guerra permanente (Sierra, 2011).

Cueva Aktun Aam

En la zona central de las Tierras Bajas Mayas Noroccidentales destaca la presencia de sistemas cavernarios. Es en la población de Chuiná, ejido Aquiles Serdán, municipio de Champotón, que fue localizada la cueva Aktun Aam. Se trata de una cueva semi-seca con presencia de agua en un par de cavidades. La entrada es a través de una oquedad de forma casi circular y de no más de 3 m de diámetro para continuar a través de una pendiente de 45° que llega a una restricción que se bifurca hacia varios pasadizos (Fig. 12). A través del túnel de mayores dimensiones se observan restos de cerámica, huesos y un metate, el cual finaliza en una gran galería conformada por diversos espeleotemas entre ellos estalactitas, estalagmitas y columnas mineralizadas.

En esta galería y dos más conexas, se depositaron gran cantidad de ofrendas de cerámica, metates, manos de metates fragmentadas, además de la presencia de huesos humanos largos. Destaca la cerámica tipo Yacman estriado, variedad Yacman (Fig. 13), vajilla Navula sin engobe del horizonte: Hocabá (Postclásico tardío 1200-1300 d.C.). Los materiales registrados señalan diversas actividades asociadas que incluyen tareas domésticas como la colecta de agua, la adquisición materia prima para la manufactura principalmente de metates y la preparación de alimentos durante estancias largas al interior de la cueva, que indirectamente estarían también relacionadas con actividades de tipo ritual y religioso como los ritos de iniciación, cultos asociados a la fertilidad, depósito mortuario (Bonor, 1987) y sacrificio entre otras (Fig. 14).

También es posible que parte de la evidencia cultural encontrada en el sitio pudiera estar asociada con la metáfora del vientre materno-fertilidad-cueva y su advocación femenina. Dato importante es señalar que hoy en día, el poblado de Chuiná sigue venerando a un ídolo femenino conocido como la Virgen Dolorosa (Medina, 2006), sin embargo pese a que su celebración como patrona de la región demuestra el sincretismo católico y prehispánico que aún persiste en Yucatán, aún se carece de elementos para definir una relación directa (Fig. 15). Cercana a la cueva Aaktun aam se localiza Loxboxbé, otra cueva con presencia de materiales arqueológicos correspondientes al Posclásico, así como pintura mural en color negro la cual está relacionada con los periodos Clásico tardío y Posclásico (Fig. 16).

En esta los motivos están relacionados principalmente con animales, destaca la posible figura de un pájaro toh o momoto cejiazul (*Eumomota superciliosa*), ave que se encuentra asociada con las cuevas y cenotes de la región yucateca, al resguardar sus nidos entre las grietas cercanas al agua. En la mitología se señala como un ave real que perdió el plumaje de su cola al quedarse dormido durante una tormenta, mientras que el resto de los animales trabajaban por encargo del dios Chaac para rescatar las semillas de la tierra (Donnet, 2005).

Conclusiones

Las cuevas y cenotes de Campeche, por su ubicación y composición son las cavidades más antiguas de la península de Yucatán y durante milenios se han desarrollado diversos tipos de actividades en su interior. Estos espacios fueron lugares que estuvieron relacionados durante la época prehispánica con cultos ligados al inframundo o Xibalbá (Xib'alb'a, en quiché: Xibalbá, 'Lugar ocultado' 'xibil, ocultar), mundo subterráneo que estaba regido por las divinidades de la muerte "Vucub-Camé" y las enfermedades "Hun-Camé", y en donde habitan los ancestros y los seres sobrenaturales (Saravia, 1981).

La evidencia arqueológica señala que las cuevas eran el pasaje entre el mundo de la superficie y el



inframundo, por lo cual estos espacios fueron utilizados para la realización de actividades principalmente de índole ritual relacionados con el ciclo de la vida, la muerte y el renacimiento. Entre los rituales asociados a la cueva están los cultos de iniciación, fertilidad, sacrificio e incluso el depósito mortuario. Ejemplo de ello son los materiales localizados y registrados en la cueva Aktun aam, los cuales están distribuidos principalmente en dos galerías y agrupados en forma tripartita: olla de cerámica, metate y su mano en un lugar específico, como sucede en muchas de las cuevas de la región (Martínez, 2012).

Destaca la utilización del propio material pétreo del interior de la cueva para la elaboración de los metates, hecho que corroboramos al detectar algunos elementos de este tipo extraídos de las paredes de roca, cuyo proceso de elaboración no fue concluido. El carácter ritual de los objetos está relacionado tanto por su asociación entre ellos, su ubicación, como por el hecho de que todas las manos de los metates se identificaron fragmentadas por la mitad, similar a lo que ocurre con la cerámica matada *in situ*.

Cabe comentar que la elaboración de estos artefactos líticos en la parte más profunda de la cueva, nos habla de una estadía prolongada en la misma, lo que seguramente derivó en la ejecución de actividades relacionadas con la supervivencia en su interior, que dicho sea de paso, no es nada sencilla e incluso pueden provocar la muerte, ya que al interior de las cuevas se localizan serpientes venenosas, arácnidos entre ellos uno mortal conocido como la araña de los rincones (*Loxosceles laeta*), o incluso las diferentes especies de murciélago que deposita en muchos de los sectores de la cueva gran cantidad de su excremento que se convierte en esporas que al respirarlas puede provocar enfermedades como la histoplasmosis, relacionada al “mal aire” en el imaginario popular.

Entre otras actividades relacionadas con los espacios del inframundo está la elaboración de lo que es conocido actualmente como arte rupestre vernáculo, relacionado con la elaboración de pinturas de animales propios de estos espacios y relacionados con la mitología maya, así como de objetos o personajes vinculados con el mundo de abajo, tal es el caso de las pinturas localizadas en Huachabí, Loxboxbé que nos muestran la representación de ideas, o incluso acontecimientos importantes desde una perspectiva de la historia “no oficial” contada por la gente del pueblo.

Figura 8. Dibujo en planta con paneles, cueva Huachabí, Bolonchén de Rejón, Campeche. (Fotos: © INAH-SAS. Levantamiento: Octavio González).

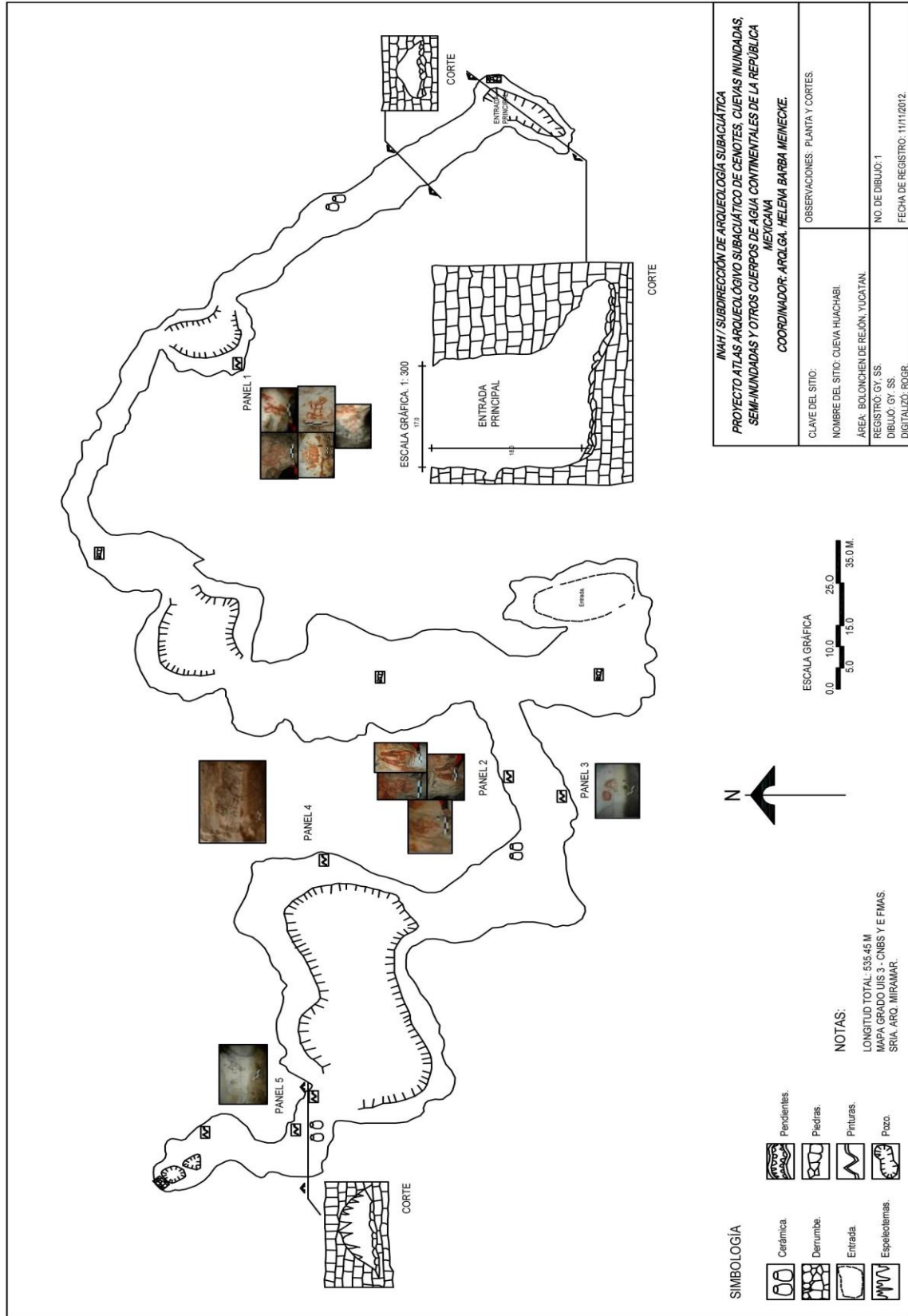
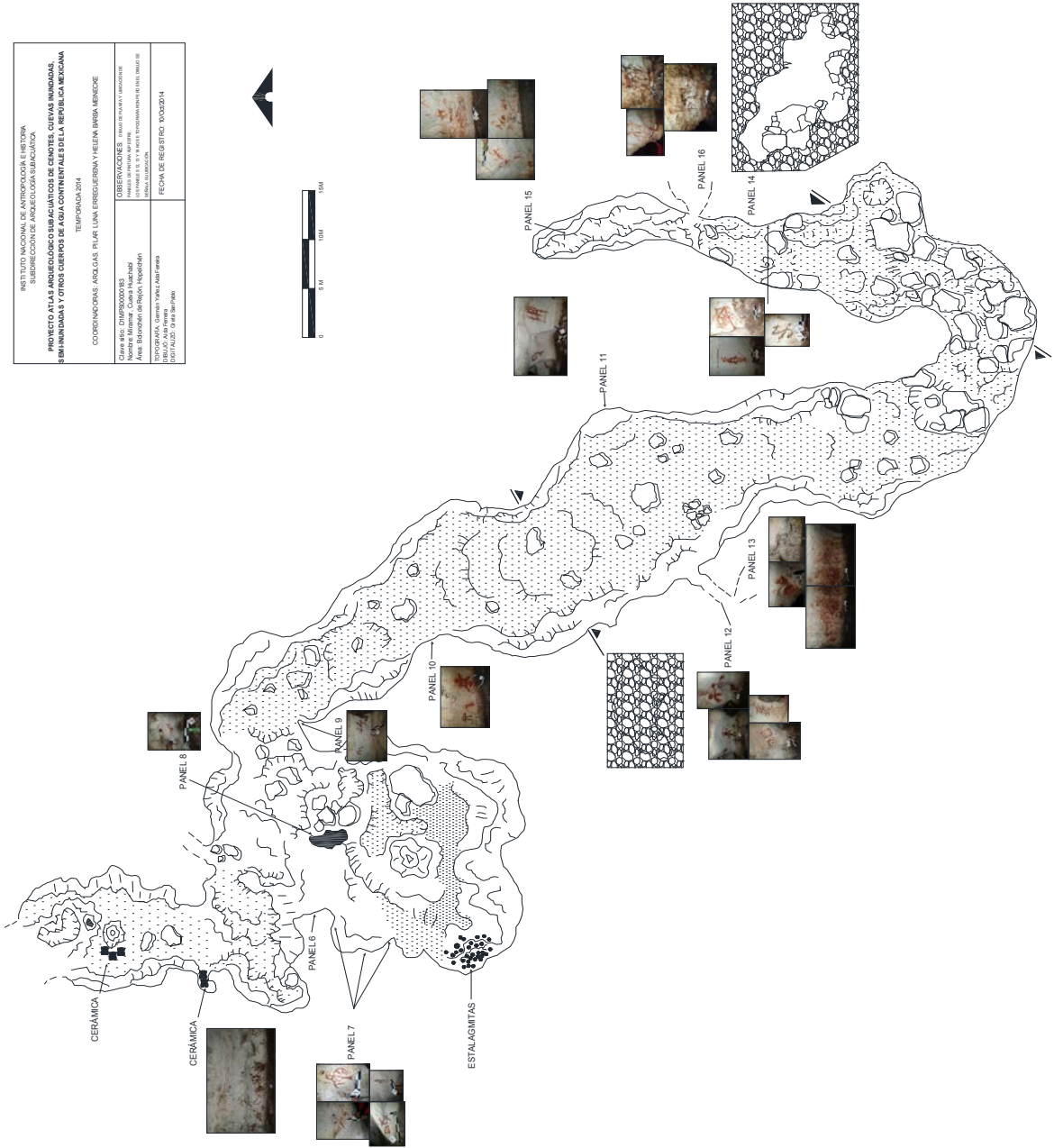




Figura 9. Dibujo en planta con paneles, cueva Huachabí, cueva Huachabí, Bolonchén de Rejón, Campeche. (Fotos: © INAH-SAS. Levantamiento: Octavio González).



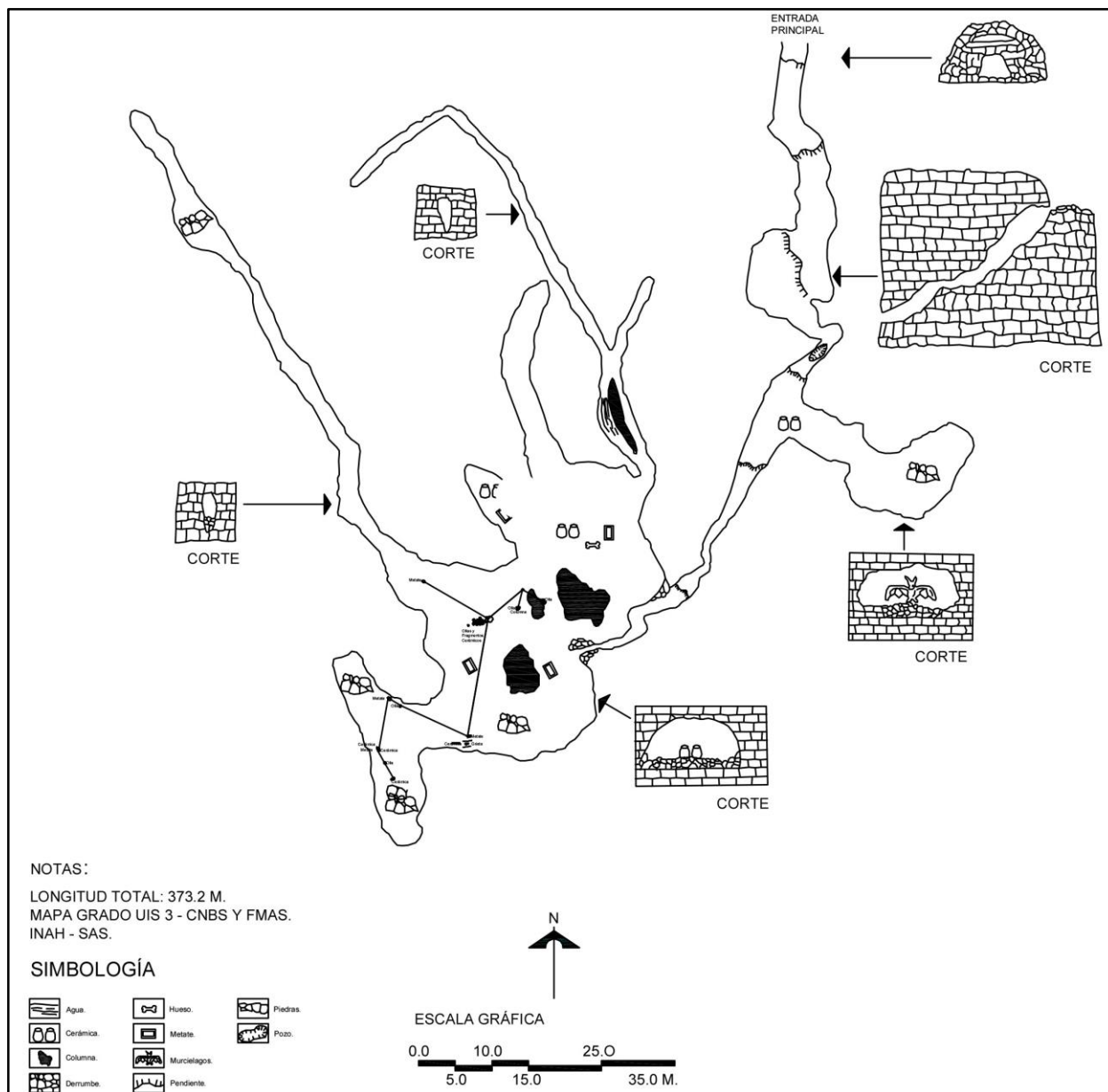


Figura 15. Dibujo en planta cueva Aktun aam. (© INAH-SAS).

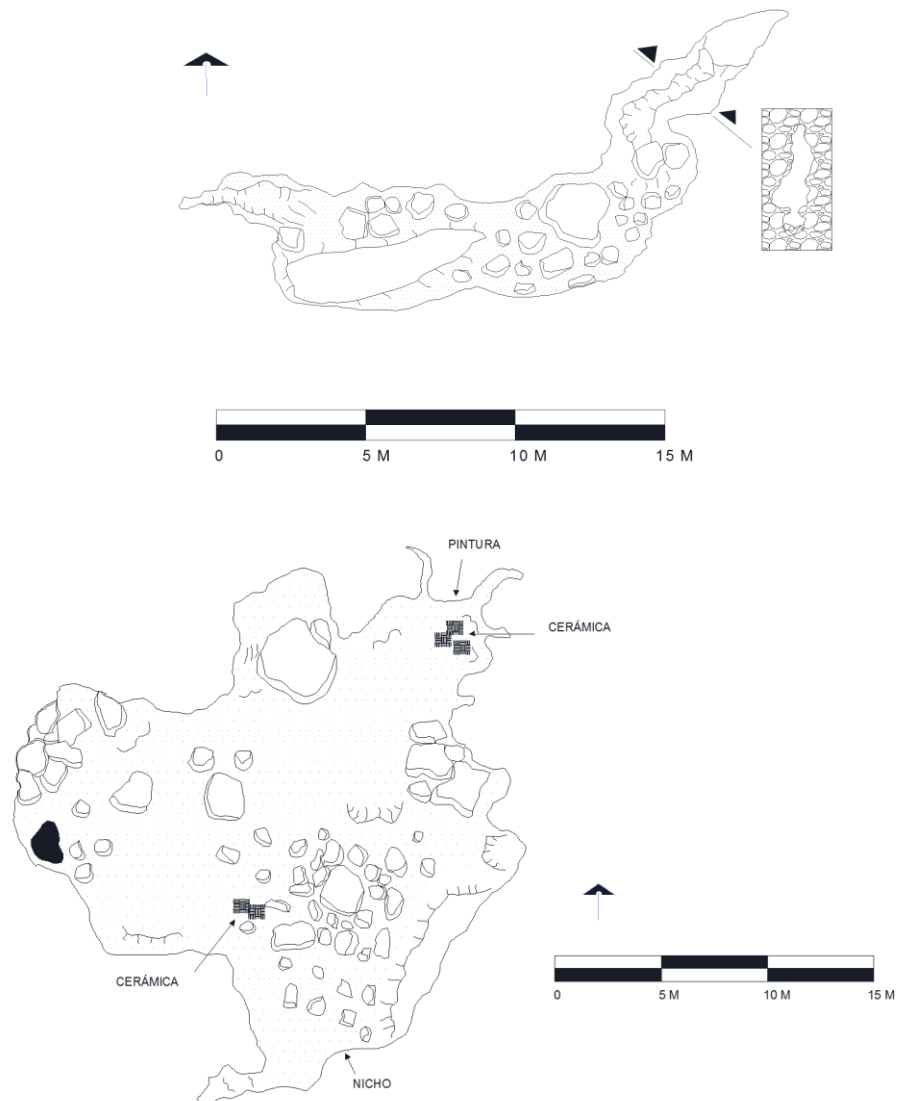


Figura 16. Dibujos en planta cueva Loxboxbé, ejido 5 de febrero, Campeche. Arriba (cámara superior). Abajo (cámara inferior). (© INAH-SAS. Levantamiento: Aida Ferreira. Digitalización: Greta San Pablo).

Agradecimientos

Se agradece al equipo de investigadores y exploradores que participaron en el proyecto Atlas Arqueológico Subacuático de Cenotes, Cuevas Inundadas, semi-inundadas y otros cuerpos de agua continentales de la República Mexicana, temporadas 2011 a 2014, así como a las autoridades y comunidades de Bolonchén de Rejón y Chuiná, Champotón por su valiosa colaboración.

Referencias

- Benítez J. 2013. Inventario y Diagnóstico Ambiental de los Manantiales, Cenotes y Aguadas del Estado de Campeche. Informe técnico para la Gerencia Operativa del Consejo de Cuenca Península de Yucatán. Campeche; México. pp. 48.
- Bonor-Villarejo J. 1987. Exploraciones en las grutas de Calcehtok y Oxkintok, Yucatán. *Revista Mayab* 3: 24-31.
- Bueno R. 1991. Entre un río de robles. Un acercamiento a la arqueología de la región Río Bec. INAH-CONACULTA.D.F.; México. pp. 64.
- Donnet B. 2005. Faisán y Venado, mitos y leyendas de Yucatán. Selector. D.F.; México. pp. 65-68.
- Graham A. 2003. In the beginning: Early events in the development of Mesoamerica and the lowland Maya area. In: Gómez-Pompa A., M.F. Allen, S.L. Fedick y J. Jiménez-Osornio (Eds.). *The Lowland Maya Area; three millennia at the human-wildland interface*. Food Products Press. New York. pp. 31-44.
- Kuene, M., M. Strecker (eds). 2003. *Arte Rupestre de México Oriental y América Central*. SIARB Universidad de Michigan. Michigan; Estados Unidos. pp. 81.
- Luna P., H. Barba, 2012. Informe técnico proyecto Atlas Arqueológico Subacuático de Cenotes, Cuevas Inundadas y semi-inundadas de la Península de Yucatán, Subdirección de Arqueología Subacuática. Archivo Técnico INAH. D.F.; México. 72pp.
- Luna P., H. Barba. 2013. Informe técnico proyecto Atlas Arqueológico Subacuático de Cenotes, Cuevas Inundadas y semi-inundadas de la Península de Yucatán, Subdirección de Arqueología Subacuática. Archivo Técnico INAH. D.F.; México. 95 pp.
- Martínez de Velasco Cortina A. 2012. Contextos arqueológicos de las vasijas matadas del área maya. En: XXV Simposio de Investigaciones Arqueológicas en Guatemala, 2011 (editado por B. Arroyo, L. Paiz, y H. Mejía), Ministerio de Cultura y Deportes, Instituto de Antropología e Historia y Asociación Tikal, Guatemala (versión digital). pp. 1207- 1221.
- Medina, M., T. Quiñones Vega. 2006. Peregrinando por los santuarios de la Península de Yucatán. En: *Estudios de la Cultura Maya*, Vol. XXVII. Centro de Estudios Mayas. D.F.; México. pp. 290.
- Morales-López A. 1979. Informe de actividades del proyecto Atlas Arqueológico de Campeche. INAH. Campeche; México. pp. 3.
- Muller F. 1960. Atlas Arqueológico de la República Mexicana 2: Campeche. INAH-CONACULTA. D.F.; México. pp. 38.
- Piña-Chán R. (Coord.). 2003. Enciclopedia histórica de Campeche: Tomo I: "Los Orígenes". Gobierno del Estado de Campeche. Campeche; México. pp. 539.
- Saravia A. 1981. *Popol Vuh* (antiguas historias de los indios quichés de Guatemala). Porrúa, Col. Sepan Cuantos, N° 36. D.F., México. 166 pp.
- Sierra C. J., et. al. 2011. *Historia Breve de Campeche*. Fondo de Cultura Económica. D.F.; México. pp. 52.
- Stone, A. 1995. *Images from the underworld Nat Tunich and the tradition of maya cave painting*. University Texas Press. Austin; Texas. pp. 42.
- Uc E. y Canché E. 1996. Las grutas de Monte Bravo, Campeche. En: *Investigadores de la Cultura Maya Tomo II*. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche; México. pp. 308-309.
- Zapata-Peraza R. L. 1985. Informe de actividades del proyecto Atlas Arqueológico de Campeche. INAH. Campeche; México. pp. 33.



Arqueología subacuática en el manantial de la Media Luna, San Luis Potosí

Hernández Iris¹ y Trejo Cristina²

¹ Subdirección de Arqueología Subacuática, Instituto Nacional de Antropología e Historia, Moneda No.16, Centro Histórico, Delegación Cuauhtémoc, DF, 06060, México Autor de correspondencia: iris_hernandezb@outlook.com.

² Escuela Nacional de Antropología e Historia, Licenciatura en Arqueología, Periférico sur y Zapote s/n, Isidro Fabela, Tlalpan, D.F. 14030, México.

Resumen

Los cuerpos de agua en época prehispánica estaban relacionados simbólicamente con la fertilidad y la abundancia. Los antiguos pueblos mesoamericanos creían que en ellos moraban deidades que se encargaban de propiciar el éxito de las cosechas y la fecundidad de la tierra. Depositar ofrendas en el interior de lagos, lagunas, ríos, cenotes y manantiales tenía la finalidad de establecer comunicación con estas deidades para solicitar, agradecer, recuperar o mantener su buena voluntad con los hombres. Varios contextos arqueológicos muestran que las ofrendas dedicadas a los dioses de la lluvia involucraban el sacrificio de niños pequeños. En las profundidades del manantial de la Media Luna existían numerosos objetos pertenecientes a ofrendas prehispánicas, restos óseos de infantes y de fauna pleistocénica. Debido al saqueo que estaban sufriendo dichos restos el nascente Departamento de Arqueología Subacuática del INAH, intervino a inicios de la década de 1980.

Abstract

In prehispanic times the water bodies were symbolically related to fertility and abundance. Ancient Mesoamerican people believed that deities who were responsible to support the success of crops and fertility of the land dwelt in these places. Placing offerings within lakes, ponds, rivers, sinkholes and springs was intended to establish communication with these deities to ask, thank, regain or maintain their good will to men. Several archaeological contexts show that the offerings dedicated to the rain gods involved the sacrifice of young children. At the bottom of Media Luna spring were numerous objects belonging to prehispanic offerings, skeletal remains of infants and Pleistocene fauna. Because of the looting that these residues were suffering the nascent Department of Underwater Archaeology of INAH, intervened in early 1980.

Palabras clave: ofrendas prehispánicas, investigaciones arqueológicas

Introducción

El presente escrito se deriva de la intención de retomar la investigación arqueológica realizada en el manantial de la Media Luna en los años de 1981 y 1982 realizadas por el, en aquel entonces, Departamento de Arqueología Subacuática del INAH. El objetivo principal de este trabajo es dar a conocer de forma breve las investigaciones arqueológicas que se realizaron en el manantial, así como mencionar los vestigios que contenía este lugar antes de ser saqueado constantemente por los buzos deportivos que lo visitan.

Para los pueblos prehispánicos los cuerpos de agua estaban asociados a diferentes deidades, las cuales tenían poder sobre la fertilidad, la abundancia y los ciclos agrícolas. El culto a estos entes se llevaba a cabo en los lugares donde se creía que estos moraban. Entre dichos lugares se encontraban los lagos, ríos y manantiales. La comunicación con estos seres se realizaba a través de ceremonias

que en la mayoría de los casos incluían ofrendas y sacrificios, ya sea de objetos, animales o personas.

Gracias a las menciones en documentos históricos del siglo XVI y a numerosos hallazgos arqueológicos sabemos que las ceremonias propiciatorias de lluvia fertilidad dedicadas a los númenes del agua comúnmente implicaban el sacrificio de niños. Los infantes eran asociados con los tlaloque, los dioses que ayudaban a Tláloc a regar la lluvia por el mundo. Estos dioses eran pequeños de cuerpo, y portaban ollas o cantaros repletos de agua que rompían con un palo para esparcir la lluvia sobre la tierra. A nivel arqueológico el manantial de la Media Luna es un lugar excepcional debido a la naturaleza de las ofrendas prehispánicas que fueron depositadas dentro de él.

El manantial de la Media Luna

El manantial de la Media Luna es un ecosistema acuático tipo kárstico que consiste en un cuerpo de agua de estructura cónica, en cuyo fondo se encuentra una serie de seis manantiales en forma de cráter, los cuales a su vez alimentan en superficie a varios canales (Chacón *et al.*, 2007). Se localiza en la porción baja de la Sierra Madre oriental a 120 kilómetros de la capital del estado de San Luis Potosí, a 1090 m s.n.m. Mide 300 m de largo por 70 m en su parte más ancha (Guevara *et al.*, 2000).

El cuerpo de agua que se forma por la fluidez constante de aguas termales provenientes de los seis manantiales posee una profundidad máxima de 35 metros, y abarca un área total de 1.5 ha (op.cit.). De estos manantiales brota agua a razón de 4,000 litros por segundo a una temperatura de 30°C: ya en la superficie desciende a 28°C (Guevara *et al.*, 2000).

En 1967 se iniciaron las primeras inmersiones por buzos deportivos en las aguas de la Media Luna. Fue así como los visitantes se percataron que dentro del agua existían numerosas vasijas en cuyo interior guardaban varias figurillas prehispánicas. De igual forma se identificaron huesos de animales prehistóricos (Guzmán, 1972). A lo largo de décadas los vestigios arqueológicos y paleontológicos de la Media Luna fueron saqueados por los grupos de buzos deportivos quienes se llevaban desde una sola pieza como recuerdo hasta costales llenos de material arqueológico para comerciar con él (Luna, 1982).

En respuesta de la necesidad de conocer las características arqueológicas de la Media Luna, así como la de proteger los vestigios que esta albergaba, surgió en 1980 el Proyecto de prospección y muestreo de superficie y subacuático en área del manantial de la Media Luna, S.L.P dirigido por el Departamento de Arqueología Subacuática del Instituto Nacional de Antropología e Historia. De igual forma se buscaba investigar sitios cercanos y ver su posible relación al manantial como un posible centro ceremonial (Luna y Rique, 1982).

En este proyecto se realizaron dos temporadas de campo las cuales combinaron las excavaciones terrestres y subacuáticas en el área. De ellas se recuperaron principalmente restos cerámicos, varias figurillas antropomorfas, restos óseos humanos, fragmentos de textiles y restos de fauna prehistórica. La primera temporada de campo se efectuó a finales de 1981. Como parte de esta se realizaron levantamientos topográficos de algunos sitios en tierra y la batimetría del manantial. También se detectaron áreas de concentración de materiales y se eligieron secciones para excavación, tanto dentro como en los alrededores del manantial (Luna y Rique, 1982).

La segunda temporada de campo se llevó a cabo a fines de 1982, concentrando la investigación en tierra en la parte este del área, así como en las zonas sin explorar dentro del cuerpo de agua. De igual



manera se investigaron otros cuerpos de agua cercanos al manantial, ya que presentaban características semejantes a la Media Luna. De los hallazgos más relevantes de esa temporada se destacó la localización de restos óseos humanos (Fig. 1) que posiblemente estuvieran relacionados a un depósito funerario. Lo anterior se infirió, por la posición anatómica en que fueron encontrados, y por estar asociados a un núcleo de calcita y a fragmentos de textiles (Luna y Rique, 1985).

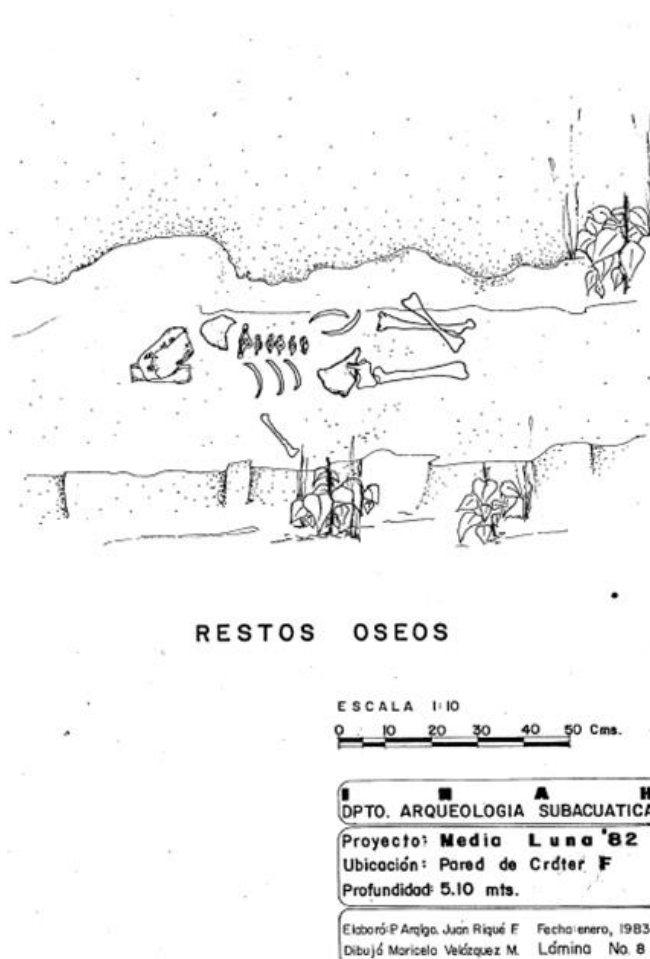


Figura 1. Dibujo de la disposición de los restos óseos humanos encontrados en la Media Luna. (Tomado de Luna y Rique, 1985).

Con respecto a estos últimos, se extrajeron siete fragmentos pequeños de tejido, de forma irregular, ennegrecidos y saturados de agua. Tres de los fragmentos presentaban pequeñas tiras a manera de “flecós”. Este depósito estaba ubicado en la pared oeste del manantial y a 85 cm bajo el sedimento de dicha pared. De acuerdo con los análisis hechos a los restos óseos encontrados en este lugar se pudo determinar que se trataba de dos individuos infantiles, uno de cinco años y otro de menor edad. De acuerdo a la disposición anatómica del individuo del que se localizaron más huesos así como la asociación de estos a fragmentos de textiles parece que los cuerpos fueron dispuestos en una especie de fardo depositado dentro del agua utilizando la calcita y algunas piedras careadas como peso para mantenerlo en el fondo del manantial (Luna y Rique, 1985).

Entre el material cerámico recuperado se pueden encontrar principalmente figurillas (Fig. 2) manufacturadas con la técnica de pastillaje y modelado localizadas dentro del manantial, y que posiblemente tuvieron relación con los sitios de Tajín y Teotihuacán; hasta el horizonte postclásico, lo

cual podría verse reflejado en la cerámica de los sitios cercanos a la Media Luna (Luna y Rique, 1982).



Figura 2. Figurillas de cerámica encontradas en el fondo de la Media Luna. (Foto P. Carrillo, SAS-INAH).

Se podría decir que del material cerámico recolectado un gran porcentaje corresponde a: cuerpos de ollas globulares, y jarras con bordes recto-divergente. De igual modo fueron encontrados bordes del tipo inciso Río Verde, con diversas variaciones como líneas paralelas debajo del borde o bandas que se alternan con grecas. También se encontraron fragmentos de bases de ollas redondas, bordes pertenecientes a platos curvo-divergente. Los grosores de los anteriores tiestos varían; la cocción va de poca a mediana, su textura es de media a burda; los colores también son variables, pero generalmente en sus interior y exterior son de color negro, aunque podría presentarse un color que va de café grisáceo a gris; y el alisado observable es pobre (Luna y Rique, 1982).

Algunos de los atributos más sobresalientes de las figurillas son que las caras están hechas de molde, presentan una barba saliente, los tocados son altos y bajos, con diversos diseños. Todos estos aplizados al pastillaje; algunas veces presentan orejeras representadas por discos circulares. El cuerpo es delgado, manufacturado en pastillaje con la técnica de enrollado, con brazos cortos y sin dedos. En el cuerpo se pueden observar bandas que son atravesadas generalmente a la altura de la cintura (*op cit.*).

De acuerdo con los reportes de los lugareños y algunos buzos que llegaron a extraer objetos del fondo las figurillas eran encontradas en conjuntos dentro de ollas. Lo anterior indicaría que las ofrendas de figurillas eran colocadas cuidadosamente en el fondo ya que de lo contrario los objetos no se habrían encontrado en el orden que reportan los informantes.

La historia geológica del área en la que se encuentra la Media Luna es larga y compleja de ahí que existan también vestigios de animales prehistóricos, los cuales no se reportaron en asociación con los restos arqueológicos. Entre el material prehistórico que se logró rescatar destacan un molar y defensas de mastodonte así como caparazones de tortuga (Luna y Riqué, 1985). Los vestigios encontrados dentro de las aguas del manantial como a sus alrededores nos hablan sobre la importancia ritual que tuvo en época prehispánica el culto al agua. Además los restos de fauna extinta señalan la complejidad y larga



historia geológica de la zona. Actualmente, la Media Luna es un atractivo turístico del estado de San Luis Potosí y aunque el cuerpo de agua aparentemente conserva su estabilidad ecológica, los vestigios arqueológicos han desaparecido por completo.

Conclusiones

Retomar ahora las investigaciones de los materiales arqueológicos recuperados a principios de 1980 en el manantial de la Media Luna y asociarlos a los actuales trabajos de investigación del área que lo circundan es de suma importancia. Debido a que el contexto arqueológico que albergaban las aguas del manantial ha sido borrado por completo, es necesario hacer uso de la tecnología y los recursos de la actualidad para obtener la mayor información posible; información que hace décadas era imposible conseguir.

Agradecimientos

Agradecemos a la Subdirección de Arqueología Subacuática y a la arqueóloga Pilar Luna por proporcionarnos la información referente a las exploraciones arqueológicas en la Media Luna y sus inmediaciones.

Bibliografía

- Chacón Torres, A. Rendón López, M.B., Vázquez Aguirre, A. 2007. Laguna de la Media Luna, San Luis Potosí. pp. 373-388. In: G. De la Lanza Espino y S. Hernández Pulido (eds.). Las aguas interiores de México: conceptos y casos. AGT Editor. México.
- Guevara M., T. López, J. Granados. 2000. Colección de cerámica de la Media Luna. Escuela Nacional de Conservación, Restauración y Museografía "Manuel del Castillo Negrete". México, D.F. pp. 3-381.
- Guzmán, M. 1972. El manantial de "La Media Luna" en: Arqueología Subacuática. Artes de México No.152 Año XIX. México, 39-44.
- Luna P. 1982. La arqueología subacuática, Tesis de licenciatura en arqueología y Tesis de maestría en Antropología Escuela Nacional de Antropología e Historia, UNAM, México, D.F., 416-430.
- Luna P., J. Rique. 1982. Reporte del "Proyecto de prospección y muestreo de superficie y subacuático en el área del Manantial de la Media Luna, S.L.P." Temporada 1981. Presentado por el Departamento del Arqueología Subacuática (mecanoescrito).
- Luna S.L.P. 1985. Reporte del "Proyecto de prospección y muestreo de superficie y subacuático en el área del Manantial de la Media. (segunda temporada) presentado por el Departamento de Arqueología Subacuática (mecanoescrito).





Investigación arqueológica en los lagos del Nevado de Toluca, Estado de México

Hernández Bautista Iris

Subdirección de Arqueología Subacuática, Instituto Nacional de Antropología e Historia, Moneda No.16, Centro Histórico, Delegación Cuauhtémoc, DF, 06060, México Autor de correspondencia: iris_hernandezb@outlook.com

Resumen

Para las culturas prehispánicas del centro de México, los cuerpos de agua y las montañas eran elementos con una gran carga simbólica. Se creía que en los lagos, ríos, manantiales y lagunas habitaban las deidades del agua encargadas de propiciar la fertilidad de la tierra y las cosechas. Por otro lado las montañas y cerros eran vistos como la morada de dioses telúricos y acuáticos encargados de generar las lluvias y proveer a los hombres de todo lo necesario para subsistir. En el Nevado de Toluca se unen de manera tangible estos dos elementos simbólicos del pensamiento prehispánico, los cuales de acuerdo con las evidencias arqueológicas le otorgaron una gran importancia ritual a este volcán. Desde el siglo XVI existen relatos que hablan sobre las ceremonias y ofrendas que los indígenas de las regiones circundantes realizaban dentro del cráter del Nevado de Toluca. Las recientes exploraciones del Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca de la Subdirección de Arqueología Subacuática del INAH, señalan que una de las ofrendas de copal localizadas en el fondo del Lago de la Luna datan del posclásico tardío (1280–1470 A.D.). Además las excavaciones en sitios arqueológicos ubicados alrededor de los lagos sugieren que estos pudieron estar vinculados ritualmente con los cuerpos de agua y las ofrendas ubicadas en su interior.

Abstract

For the prehispanic cultures of central Mexico, the bodies of water and mountains were elements with a great symbolism. It was believed that in lakes, rivers, springs and lagoons inhabited the water deities responsible for promoting the fertility of the soil and crops. On the other hand, mountains and hills were seen as the abode of telluric and water gods responsible for generating the rains and provide human being with everything they need to survive. In Nevado de Toluca we can see in a tangible way these two symbolic elements of prehispanic thought, which according to archaeological evidence supplied a great ritual importance to this volcano. Since the sixteenth century there are stories that speak about ceremonies and offerings that the natives of the surrounding regions performed inside the crater of Nevado de Toluca. Recent explorations of Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca of the Subdirección de Arqueología Subacuática (INAH) note that one of the copal offerings located at the bottom of Lago de la Luna dating from the Late Postclassic (1280-1470 AD). Besides the archaeological excavations at sites located around lakes suggest that these could be linked ritually with the water bodies and offerings placed inside them.

Palabras clave: arqueología subacuática, Lago del Sol, Lago de la Luna, ofrendas prehispánicas

Introducción

El objetivo del presente escrito es exponer de forma breve la importancia cultural que tienen los lagos ubicados en el cráter del Nevado de Toluca. Se busca dar a conocer a los especialistas en Limnología y otras ciencias las investigaciones arqueológicas que se han llevado a cabo en estos cuerpos de agua.

De igual manera se desea señalar la importancia simbólica que tenían el agua y los cuerpos de agua continentales en el pensamiento prehispánico, lo cual llevó a las culturas antiguas a realizar ceremonias y depositar diversas ofrendas al interior de lagos, lagunas, ríos, manantiales y cenotes. Con todo esto se pretende principalmente que quienes estudian los cuerpos de agua continentales tengan conocimiento de estas prácticas antiguas para que con ello puedan identificar y notificar al Instituto Nacional de Antropología e Historia la presencia de vestigios culturales para su estudio y protección.

En época prehispánica el agua y los cuerpos de agua tuvieron una gran importancia en el pensamiento de los pueblos que habitaron Mesoamérica. El agua y sus manifestaciones naturales estaban relacionadas con una serie de deidades que las controlaban. En el centro de México las deidades principales del agua eran Tláloc, el dios de la lluvia, y su consorte Chalchiuhtlicue, la diosa de los cuerpos de agua en la tierra. Ambos, al ser regentes del agua, influían en el ciclo agrícola y la fertilidad de los campos. Por esta razón era de suma importancia para las culturas antiguas mantenerlos complacidos y propiciar sus favores a través de ofrendas en los lugares donde se creía que se podía lograr una comunicación más estrecha con ellos.

En el antiguo pensamiento mesoamericano los cuerpos de agua y las montañas mantenían una estrecha relación simbólica. Se creía que las montañas eran el lugar donde se guardaban todos los mantenimientos de los hombres, y que de ellas se originaban todas las fuentes de agua. Además las montañas eran concebidas como el Tlalocan, la morada de los dioses de la lluvia desde donde Tláloc enviaba la lluvia a la tierra.

En el Nevado de Toluca podemos observar cómo se combinan de manera tangible los elementos simbólicos de la montaña y los cuerpos de agua en un mismo lugar. Además las evidencias arqueológicas demuestran que esta relación le otorgó una gran importancia ritual al volcán entre los habitantes del Valle de Toluca durante la época prehispánica, incluso hasta nuestros días.

El Nevado de Toluca es un estratovolcán andesítico-dacítico localizado en el sector central de la Falla Volcánica Transmexicana al suroeste del Estado de México. Tiene una altura de 4680 metros sobre el nivel del mar, lo cual lo convierte en la cuarta cima más alta del país (D'Antonio, 2008; Cervantes, 2001). Su cráter es burdamente elíptico, mide aproximadamente dos kilómetros de radio y se encuentra abierto en forma de herradura hacia el este. En su interior se ubican dos lagos conocidos como Lago del Sol y Lago de La Luna, a 4200 msnm (Arce, 2009; D'Antonio, 2008; Cervantes, 2001).

Los lagos del Nevado de Toluca son perenes de tipo astático, es decir que cambian su forma según el balance entre la precipitación y la evaporación a lo largo del año. Las aguas de ambos son frías, entre once y cuatro grados centígrados (Alcocer, 2009). El Lago del Sol es el más grande, sus dimensiones máximas son de 795 metros de largo, 482 metros de ancho y quince metros de profundidad. Por otro lado el tamaño máximo del Lago de la Luna es de 227 metros de largo, 209 metros de ancho y quince metros de profundidad. El color de sus aguas cambia debido a la concentración de sustancias disueltas en ellas, y a las partículas suspendidas. El color del Lago del Sol varía de azul-verde al azul según la época del año a causa de la presencia de fitoplancton, mientras que el Lago de La Luna es predominantemente azul (*Op cit.*).

El Lago del Sol se localiza en la sección oeste del cráter y el Lago de la Luna en la sección este. Ambas cuencas se encuentran separadas por un domo volcánico denominado El Ombligo. Desde el siglo XVI existen referencias históricas que relatan las reminiscencias de los ritos que se realizaban en



época prehispánica en el Nevado de Toluca. Fray Bernardino de Sahagún, en su *Historia General de la Nueva España*, menciona que en uno de los lagos existía una gran cantidad de ofrendas. Señala que en 1570, sacerdotes que subieron al volcán hallaron dentro del agua una ofrenda depositada recientemente la cual consistían en papel, copal y petates pequeños (Sahagún, 1985).

Otros religiosos como Fray Juan de Torquemada, Fray Alonso Ponce y Jacinto de la Serna, relatan que los indígenas del área de Toluca hacían ofrendas y rendían culto en uno de los lagos del Nevado de Toluca, aunque no especifican a cuál de los dos se refieren (Torquemada, 1975, vol. III; De Ciudad Real, 1993; De la Serna, 1892).

En el siglo XX un grupo de buzos deportivos reportaron haber hecho varias inmersiones en los lagos del volcán en la década de 1960. Durante estas extrajeron numerosos objetos que se hallaban depositados dentro de los cuerpos de agua. Entre los objetos que sacaron, los más abundantes fueron copal en forma de bolas y conos, seguidos de láminas de madera serpentiforme de diversas longitudes. Sin embargo, también se registró el hallazgo aislado en el Lago de la Luna de una figura antropomorfa hecha de copal y una figura de cerámica similar a las llamadas ollitas Tláloc, localizadas en otras montañas (Guzmán, 1972).

Más recientemente como una respuesta a la necesidad de estudiar los vestigios contenidos en el Nevado de Toluca, en 2007 se iniciaron los trabajos de investigación del Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca (PASNT) a cargo de la Subdirección de Arqueología Subacuática del INAH. Con ellos comenzó la primera intervención arqueológica subacuática en los lagos del volcán así como las primeras excavaciones arqueológicas en los sitios ubicados en tierra.

El principal objetivo del PASNT fue identificar y caracterizar la cultura material existente en los lagos y en sus alrededores con el fin de llegar a una comprensión de los rituales prehispánicos realizados en el volcán. Se realizaron en total tres temporadas en campo en los años de 2007, 2010 y 2012. Los trabajos de exploración consistieron en recorridos de superficie, excavaciones terrestres y subacuáticas. Estos fueron complementados en gabinete con minuciosos análisis de los materiales recuperados en las diferentes jornadas de campo.

Desde la primera temporada se identificaron los lugares con mayor presencia de materiales arqueológicos y se enfocó la investigación en ellos, principalmente en los lagos y sus alrededores. Se hicieron recorridos de superficie en ambos cuerpos de agua y dos excavaciones subacuáticas en el Lago de la Luna. En tierra se excavaron cinco de los principales sitios arqueológicos identificados en el volcán: la orilla noreste del Lago del Sol, la orilla noreste del Lago de la Luna, El Ombligo, El Mirador y la Estructura (Fig. 1).

Derivado de los recorridos de superficie en tierra del proyecto y los trabajos de otros investigadores se tiene identificado a la fecha un total de 27 sitios con presencia de material arqueológico en todo el volcán (Hernández, 2014).

El Lago de la Luna

Al inicio de las exploraciones del Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca se identificó que el área con mayor concentración de materiales arqueológicos tanto dentro como fuera del lago correspondía a la orilla noreste del mismo (Montero y Junco, 2009).



Figura 1. Distribución de los principales sitios arqueológicos en el Nevado de Toluca.

Dicha concentración dentro del agua consistía en conos y esferas de copal (Fig. 2), púas de maguey así como láminas serpentiformes de madera (Fig. 3), restos de cestería y hojas de pino, principalmente. En tierra, se identificó una abundante cúmulo de materiales cerámicos y líticos en superficie (*Op cit.*).

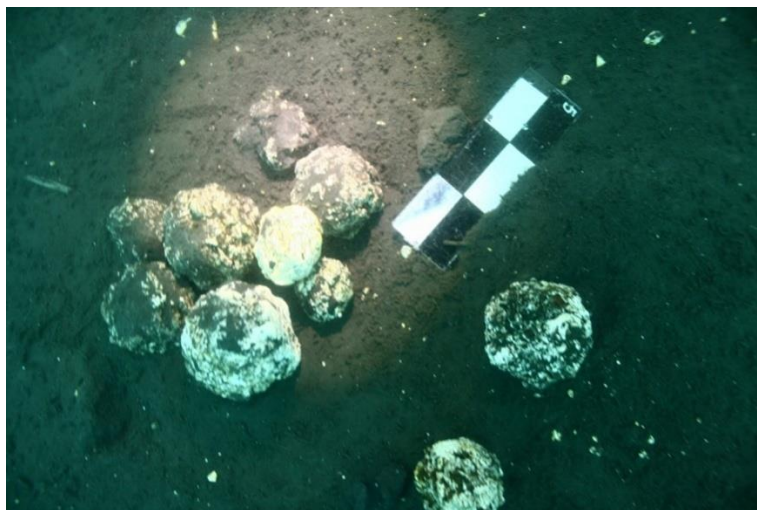


Figura 2. Concentración de esferas de copal en el fondo del Lago de la Luna. (Acervo fotográfico SAS-INAH).

El Lago de la Luna

Al inicio de las exploraciones del Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca se identificó que el área con mayor concentración de materiales arqueológicos tanto dentro como fuera del lago correspondía a la orilla noreste del mismo (Montero y Junco, 2009).



Figura 3. Extracción de lámina serpentiforme de madera del fondo del Lago de la Luna. (Acervo fotográfico SAS-INAH).

Dicha concentración dentro del agua consistía en conos y esferas de copal (Fig. 2), púas de maguey así como láminas serpentiformes de madera (Fig. 3), restos de cestería y hojas de pino, principalmente. En tierra, se identificó una abundante cúmulo de materiales cerámicos y líticos en superficie (*Op cit.*).

Los trabajos subacuáticos en este embalse consistieron en la excavación de dos pozos de sondeo en el sector norte. También se realizaron recorridos subacuáticos con el objetivo de examinar y registrar la distribución de los materiales depositados en el fondo lacustre. Las excavaciones permitieron observar que la disposición de los materiales en ambos pozos fue similar. Los objetos aparecieron en asociación directa entre sí, siendo que la mayor cantidad de ellos se encontraba concentrada en un sólo estrato o en dos estratos contiguos. De acuerdo con la estratigrafía de ambos pozos se puede apreciar cierto orden en la deposición de los objetos arqueológicos al interior del Lago de la Luna (Fig. 4).

Los artefactos de copal y madera se encuentran a menor profundidad con respecto a la superficie del fondo lacustre, mientras que debajo de ellos se ubican en mayor cantidad las hojas de maguey, las hojas de pino, la cestería y algunas fibras vegetales. Es posible que este comportamiento se deba a la densidad de cada uno de los materiales, sin embargo también puede responder a la manera cómo fueron colocadas las ofrendas dentro del agua. Del pozo de sondeo más profundo (ocho metros bajo el espejo de agua y 56 centímetros por debajo del sedimento) se extrajeron muestras de copal y hojas de maguey para ser fechadas. El resultado del análisis de radio carbono proporcionó una fecha calibrada de 1280 AD (95.4%) 1470 AD, lo cual ubica estos materiales en el Posclásico Tardío (Junco y Vigliani, 2010; Junco y Vigliani, 2011).

En tierra, en la orilla noreste del Lago de la Luna, se localiza la concentración más grande y abundante de materiales arqueológicos de todo el volcán. Se realizaron excavaciones en este lugar durante las temporadas 2007 y 2010. De estas excavaciones se recuperó un gran número de materiales arqueológicos cerámicos y líticos. También se registró la presencia grabados y numerosas horadaciones en las rocas circundantes. No obstante el hallazgo más relevante fue la clara evidencia de modificaciones arquitectónicas en la orilla noreste del lago de la Luna. Los artefactos y fragmentos de artefactos

encontrados en tierra en la orilla noreste del lago parecen haber sido utilizados durante los rituales para realizar las ofrendas a las aguas del lago, y posteriormente abandonados en superficie en la mayoría de los casos. Por otro lado las características de los objetos localizados en el interior del lago sugieren que en conjunto conformaban ofrendas votivas destinadas a ser depositadas en el agua. Es claro que los vestigios encontrados fuera y dentro del agua están simbólicamente relacionados entre sí.

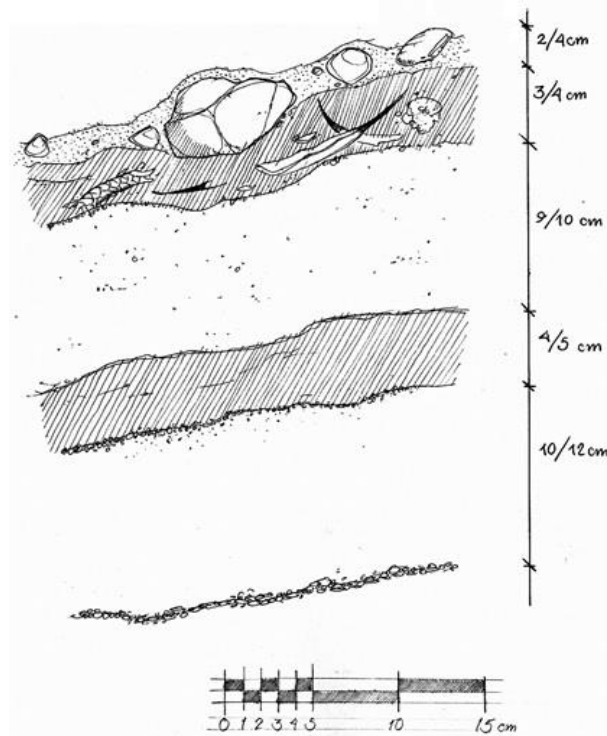


Figura 4. Dibujo de perfil estratigráfico del pozo subacuático realizado en el Lago de la Luna en 2007. (Tomado de Reinhard, 2009).

El Lago del Sol

Las exploraciones subacuáticas en el Lago del Sol se enfocaron en la prospección, con el fin de conocer las características de sus profundidades. Se llevaron a cabo recorridos al oeste, en la parte más profunda, al sur y en el área de la orilla noreste. De esta última sección se extrajo un objeto laminar de madera, fragmentos de copal y restos de hojas de maguey (Montero y Junco, 2009).

Las características del fondo lacustre de este cuerpo de agua provocaron que las condiciones de visibilidad durante los buceos fueran limitadas. El Lago del Sol, a diferencia del Lago de la Luna, alberga una gran cantidad de algas largas que crecen en el sedimento. Estas impiden observar el fondo del embalse, y cuando se mueven desprenden partículas que enturbian el agua. Es probable que dichas algas hayan sido introducidas al lago junto con una población de truchas arcoíris que actualmente habitan en él.

De acuerdo con Alcocer la transparencia del Lago del Sol ha disminuido pues a finales de la década de 1970 se podía ver claramente el fondo del mismo a pesar de ser más profundo que el Lago de la Luna (Alcocer, 2009). Este factor, aunado a las complicaciones que implica el buceo en altitud y en



aguas frías, limitó los trabajos de prospección arqueológica dentro del Lago del Sol.

Por otra parte los trabajos en tierra a orillas del Lago del Sol consistieron en la excavación de un pozo en la playa de la orilla noreste del cuerpo de agua. En esta área se observó la mayor cantidad de materiales entorno al lago. Se recuperaron pequeñísimos mosaicos de turquesa, puntas de maguey, tiestos de cerámica y fragmentos de navajillas de obsidiana (Montero y Junco, 2009). Es importante mencionar que el área donde se realizó la excavación terrestre en 2007 llega a quedar sumergida dependiendo de la variación del nivel del lago. Esto se observó durante las exploraciones de la temporada 2012, pues se intentó localizar el lugar que se excavó durante la primera exploración del proyecto sin embargo esta área se encontraba completamente bajo el agua.

Lamentablemente las condiciones de visibilidad no permitieron llevar a cabo investigaciones arqueológicas más profundas dentro del Lago del Sol. Sin embargo, gracias al reporte hecho por los buzos deportivos que visitaron los lagos hacia 1960, sabemos que en sus aguas también existieron objetos arqueológicos (Guzmán, 1972). Por otro lado, los datos obtenidos de las excavaciones terrestres en la orilla noreste del Lago del Sol, y del sitio El Mirador, ubicado al norte, han permitido relacionar ambos sitios. Lo anterior se debe principalmente a que los objetos de turquesa de ambos sitios presentan las mismas características de manufactura, las cuales corresponden con la tradición lapidaria en turquesa del suroeste de Estados Unidos y típica del Posclásico Temprano (900–1200 A.D) (Melgar y Hernández, en prensa). De acuerdo con el análisis de otros elementos es posible que las ofrendas de la orilla noreste del Lago del Sol y El Mirador sean contemporáneas y hayan estado asociadas ritualmente con las ofrendas depositadas en el interior del lago.

Conclusiones

La actividad ritual en el Nevado de Toluca fue intensa y constante a lo largo del tiempo. A pesar de la existencia de otros sitios arqueológicos en el volcán, es claro que tanto el Lago del Sol como el Lago de la Luna fueron elementos de importancia central en los rituales realizados por los pueblos prehispánicos circundantes. Los datos con los que se cuenta hasta el momento indican que el Lago de la Luna fue utilizado con mayor intensidad, principalmente hacia el Posclásico Tardío (1200-1521 A.C.) y después de la conquista española. Se cuenta con poca información arqueológica del Lago del Sol, no obstante parece haber sido utilizado con menor intensidad en una época más temprana que el Lago de la Luna. Por último cabe mencionar que la importancia ritual de estos lagos sigue vigente ya que en la actualidad algunos pueblos indígenas del Valle de Toluca siguen realizando ceremonias propiciatorias y arrojando ofrendas a ambos lagos.

Agradecimientos

Agradezco a la Subdirección de Arqueología Subacuática y a todos los investigadores que han participado en el Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca.

Bibliografía

- Alcocer J. 2009. Limnología en: Luna; Montero y Junco (eds.). Las Aguas celestiales. Nevado de Toluca. Subdirección de Arqueología Subacuática- INAH, México, pp. 10-15.
- Arce J. L. 2009. Entre cientos de volcanes el más extraordinario. Historia eruptiva en: Luna; Montero y Junco (eds.). Las Aguas celestiales. Nevado de Toluca. Subdirección de Arqueología Subacuática- INAH, México. pp. 1.

- Cervantes K. E. 2001. La pómez blanca intermedia: deposito producido por una erupción pliniana-subpliniana del volcán Nevado de Toluca hace 12,100 años. Tesis de maestría. Instituto de Geofísica, UNAM, México, D.F. pp. 1.
- D'Antonio M. 2008. Reconstrucción de los eventos de hace 28 y 13 KA asociados al emplazamiento de flujos de bloques y ceniza en el volcán Nevado de Toluca, México. Tesis Doctoral, Instituto de Geofísica, UNAM, México, D.F. pp. 3-14. De Ciudad Real, A.,1993.
- Tratado curioso y docto de las grandezas de la Nueva España. Tomo I, UNAM. México, pp. 23.
- De la Serna J.1892. Manual de ministros de indios para el conocimiento de sus idolatrías y extirpación de ellas, en: Anales del Museo Nacional, t. VI. Época 1ª. México. pp. 292-293.
- Guzmán M. 1972. Los Lagos del Nevado de Toluca en: Arqueología Subacuática. Artes de México No.152 Año XIX. México, pp. 60-61.
- Hernández I. 2014. Ofrendas y paisajes rituales en el Nevado de Toluca, Tesis de licenciatura en Arqueología, Escuela Nacional de Antropología e Historia, INAH, México, D.F. pp. 101.
- Junco R., S. Vigliani. 2010. Informe del Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca. Temporada 2010. México, SAS-INAH. pp. 23-24.
- Melgar E., I. Hernández En prensa, La lapidaria en el Nevado de Toluca: Tipología y tecnología, en prensa.
- Montero A., R. Junco. 2009. Informe del Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca 2007, México, SAS-INAH, pp. 22-53.
- Reinhard J. 2009. Arqueología Subacuática y Paisaje Sagrado: Investigaciones en los Lagos del Nevado de Toluca. En Pilar Luna, Arturo Montero, Roberto Junco (eds.). Las Aguas Celestiales: Nevado de Toluca. Instituto Nacional de Antropología y Historia. México pp. 30-31.
- Sahagún F. B. 1975. Historia general de las cosas de la Nueva España, tercera edición, Editorial Porrúa. México, DF. 704 pp.
- SAS-INAH. 2011. Informe 2011. Proyecto Arqueología Subacuática en el Nevado de Toluca. México, SAS-INAH. pp. 46.
- Torquemada F.J. 1975-1983. Monarquía Indiana. vol III. UNAM, IIH. México.79 pp.

Un deleite para la pupila

Lago Alchichica, Puebla

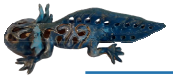


Autor: Germán Daniel Silva Varilla





Índice de autores





ÍNDICE DE AUTORES

A

Acuña-Vargas Julio	339
Aguirre-León Arturo	203
Alcántara-Hernández Rocío J.	191
Alcocer Javier	33, 107, 135, 165, 171, 177, 191, 223, 231, 349, 357
Alemán-Nava Gibran S.	99
Alvarado Claudia	123
Álvarez-Sánchez León F.	231
Andrade Miguel A.	115
Ardiles-Gloria Vilma	33, 107, 177, 223
Azevedo-Paes Marcia Alessandra	13

B

Barba-Macías Everardo	279, 329
Barba-Meinecke Helena	419
Barletta Mario	1
Benítez Jorge A.	419
Bianchini-Pontushka Rute	13
Bonilla Patricia	115

C

Caballero Margarita	155
Calliari Danilo	219
Carballo Carmela	219
Carmona-Jiménez Javier	115, 373, 391, 403
Caro-Borrero Ángela Piedad	373, 391, 403
Carrasco Ma. Maricela	115
Castañeda-Roldán E.	89

Castillo-Sandoval F. Sergio	39, 191
Colina Maite	219
Cruz Antonio	191
Cruz-Aviña Ricardo	89
Cruz-Escalante Leticia	307
Cruz-Gómez Adolfo	253, 289
Cuéllar-Bermúdez Sara P.	99
Cuna-Pérez Estela	145

D

Dávalos-Lind Laura	57, 79
Dávila-Vázquez Gustavo	57
de Anda-Sánchez José	57, 67, 123
de Garay-Arellano Graciela	403
Díaz-Torres José	57

E

Escobar Elva	223, 231, 349
Escobar-Oliva Marco Antonio	383

F

Falcón Luisa I.	191
Figueroa-Torres María Guadalupe	203
Fonseca-Romero Mitzi A.	253

G

Gaona Osiris	191
García-Oliva Felipe	171
García-Pérez Jonathan	99



Gaytán-Caballero Adriana	223
Gaytán-Herrera Martha L.	145
Gil-Guarín Isabel C.	1
Gómez-Ponce M. A.	21
González-Farías Fernando A.	21, 67
Gradilla Misael S.	123
Granados-Martínez Cristian	339
Grimaldo-Bahena Ana L.	253
Guadarrama-Hernández Sandra	223
Guzmán-Arias Andrea	171
H	
Hernández Bautista Iris	435, 441
Hernández Ma. del Carmen	349
Hernández-Fonseca María C.	357
Hernández-Pérez Karen	289
Hernández-Victoria Patricia P.	107
Herrera Enrique	123
I	
Ibarra Diana	135
Ibarra Ma. Rocío	115
J	
Jiménez-Nigó Adán	315
Jiménez-Contreras Jorge	39
Juárez-Flores Juan	279, 329

K

Kruk Carla 219

L

Lind Owen 79
López-Hernández Martín 21
López-Gómez Luz M. 39
Lugo-Vázquez Alfonso 383

M

Macek Miroslav 89, 191, 231
Magalhães Lopes Valerio 13
Magaña M. Alberto 21
Mahlknecht Jürgen 99
Mancera-Rodríguez Nestor 1
Martínez-Bonilla Francisco J. 145
Mazari-Hiriart Marisa 373, 403
Mendes-Silva Shadai 13
Merino-Ibarra Martín 39, 135, 171, 191
Miranda-Vidal José F. 279
Molina-Bolívar Geomar Enrique 241, 269
Monroy-Ríos Emiliano 39
Morlán-Mejía Josué 383
Muciño-Márquez Rocío Elizabeth 203

N

Nandini S. 307, 315



O

Oliva-Martínez María Guadalupe	383
Ortíz Ricardo	115
Oseguera Luis A.	107, 135, 165, 171, 177, 191, 223, 349, 357
Osuna-Osuna Ana K.	57

P

Palacios-Navarro Luis R.	289
Parra-Saldívar Roberto	99
Pascoe-Orrala Tania	165
Peralta-Soriano Laura	383
Pérez-Rodríguez Vania J. J.	357

Q

Quintanilla-Terminel José G.	39
Quiroz-Martínez Benjamín	33

R

Ramírez Alonso	155
Ramírez-Babativa Daniel	155
Ramírez-García Pedro	145
Ramírez-Zierold Jorge	39, 171
Ramos-Espinosa M. Guadalupe	21
Ramos-Hernández Victoria	357
Rangel-Peraza Jesús G.	67
Ríos-Pulgarín María I.	1
Rittmann Bruce E.	99
Rodríguez-Rosales María D. J.	99
Rodríguez-Varela Asela del C.	253, 289
Romero-Ogawa Miguel A.	99

S

Salas de León David Alberto	33
Sánchez-Rodríguez María del Rosario	383
Sarma S. S. S.	307, 315
Silva-Rodrigues Maria Clelia	13

T

Trejo Cristina	435
Trinidad-Ocaña Cinthia	329

V

Valdespino-Castillo Patricia M.	39, 191
Valeriano-Riveros María E.	39
Vázquez Gabriela	155
Velarde-Bonilla Gabriela	79
Velasco-Bazán Lilia	177
Vera-Franco Maya N.	107
Vidal-Cervantes Francisco J.	329
Vilaclara-Fatjó Gloria	39, 177

W

White Joseph D.	57
-----------------	----

Z

Zambrano-Jiménez Jennifer Anahí	79
---------------------------------	----



Contraportada: "Vista desde el embarcadero del Lago de Pátzcuaro, Michoacán"

Autor: Jesús Morales Ventura

Ganador de Mención Honorífica en el Concurso de Fotografía Científica organizado en el VI Congreso Nacional de Limnología

