

**SIMPOSIO INTERNACIONAL
ENTOMOLOGÍA ACUÁTICA MEXICANA:
ESTADO ACTUAL DE CONOCIMIENTO
Y APLICACIÓN**

Rodolfo Novelo Gutiérrez y Perla Edith Alonso Eguía Lis
(Editores)

**Simposio Internacional
Entomología Acuática Mexicana:
Estado Actual de Conocimiento
y Aplicación**

IMTA-SME

México, 2007

595.7
N45

Novelo Gutiérrez, Rodolfo (editor)
*Simposio Internacional Entomología Acuática Mexicana: Estado Actual de
Conocimiento y Aplicación.* / editado por Rodolfo Novelo Gutiérrez y Perla
Edith Alonso Eguía Lis – Jiutepec, Mor.: Instituto Mexicano de Tecnología del
Agua, Sociedad Mexicana de Entomología, ©2007.

105 pp. 22.5 x 15.5 cm
ISBN 978-968-5536-89-9

1. Entomología acuática 2. México.

Coordinación editorial:
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Coordinación de Comunicación,
Participación e Información.
Subcoordinación de Vinculación, Comercialización
y Servicios Editoriales.

Cuidado de edición:
Rodolfo Novelo Gutiérrez.

Revisión editorial:
Antonio Requejo del Blanco.

Fotografía de portada:
Jeff Adams (*Xerces Society*).
Perla Edith Alonso Eguía Lis.

Diseño de portada:
Óscar Alonso Barrón.

Diagramación:
Luisa Guadalupe Ramírez Martínez.

Impresión: Andrés Cruz Rivas.

Primera edición: 2007.

D.R. © Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532
62550 Progreso, Jiutepec, Morelos
MÉXICO

D.R. © Sociedad Mexicana de Entomología, A. C.
Km 2.5 Carretera Iguala-Tuxpan
40101 Iguala, Guerrero
MÉXICO

ISBN 978-968-5536-89-9

Impreso en México – *Printed in Mexico*

El Simposio Internacional Entomología Acuática Mexicana: Estado Actual de Conocimiento y Aplicación, se llevó a cabo como evento paralelo al VII Congreso Latinoamericano de Entomología y al XLII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Entomología, celebrados del 17 al 21 de junio de 2007 en Acapulco, Guerrero, México.

El presente libro debe citarse como a continuación se indica:

Novelo-G., R. y P. Alonso-EguíaLis (Eds.), 2007. *Simposio Internacional Entomología Acuática Mexicana: Estado Actual de Conocimiento y Aplicación*, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Sociedad Mexicana de Entomología, Jiutepec, Mor., 105 pp.

CONTENIDO

- Novelo-Gutiérrez, Rodolfo.** *El estudio de los odonatos (Insecta: Odonata) en México. Enfoques y perspectivas* **9-23**
- Contreras-Ramos, Atilano.** *Los Megaloptera de México: un grupo pequeño en un país megadiverso* **25-30**
- Bueno-Soria, Joaquín.** *Tricópteros (Insecta: Trichoptera) del Desierto de los Leones, D. F.* **31-38**
- Ramírez, Alonso.** *Biodiversidad de insectos acuáticos y el funcionamiento de los ecosistemas* **39-49**
- Alonso-Eguía Lis, Perla Edith.** *Importancia del estudio de la entomofauna acuática para la conservación y manejo sustentable de sistemas dulceacuícolas de México* **51-62**
- Pérez-Munguía, Ricardo Miguel.** *Uso de los macroinvertebrados acuáticos en el monitoreo ambiental de ríos y arroyos* **63-77**
- Clark, William H.** *The use of macroinvertebrates in assessing biotic integrity and aquatic conditions in North America and potential for use in Latin America* **79-90**
- Campbell, William Bruce.** *Innovation in evaluating freshwater macroinvertebrates in Mexico: community-based volunteers and water quality biomonitoring* **91-104**

EL ESTUDIO DE LOS ODONATOS (INSECTA: ODONATA) EN MÉXICO. ENFOQUES Y PERSPECTIVAS

Rodolfo Novelo-Gutiérrez

Instituto de Ecología, A.C. Departamento de Entomología. Km 2.5 carretera antigua a Coatepec # 351, Congregación El Haya, 91070, Xalapa, Veracruz, MÉXICO. *rodolfo.novelo@inecol.edu.mx*

Resumen. Se analizan los principales enfoques en los que se han empleado a los odonatos como sujetos de estudio a nivel mundial, con énfasis en el panorama mexicano. Mientras que a escala mundial se trabaja con una gran variedad de enfoques, en México sólo se han abordado tradicionalmente tres líneas principales: taxonómica, faunística y etológica. En México, los estudios taxonómicos aparecen como los más consistentes y diversos, mientras que los de comportamiento muestran un resurgimiento a otra escala de análisis en los últimos años. Los trabajos faunísticos se basan más en trabajos de tesis y se publican en menor proporción que las otras líneas.

Palabras Clave: Odonata, análisis, enfoques, taxonomía, faunística, comportamiento, México.

Abstract. The main approaches in which the odonates have been used as a subject of study in a worldwide scale are analyzed, making emphasis on the Mexican panorama. While at worldwide scale odonates are studied under several approaches, in Mexico only three main lines of study have traditionally been developed: taxonomical, faunistical and ethological. In this country, taxonomical studies appear as the most consistent and diverse, while the ethological ones show other scale of analysis in the last years. Most of the odonate fauna studies come from students' thesis that are rarely published.

Key Words: Odonata, analysis, approaches, taxonomy, faunistics, behavior, Mexico.

INTRODUCCIÓN

Las libélulas o “caballitos del diablo” integran uno de los grupos más bellos, coloridos e interesantes de los insectos actuales. El solo hecho de ser sobrevivientes de tiempos muy remotos (sus ancestros se remontan a casi 300 millones de años en el pasado) es de por si materia de asombro, y más aún, cuando sabemos de las catástrofes y cataclismos que han assolado a la Tierra, con sus consecuentes extinciones masivas de organismos.

El orden Odonata, al cual pertenecen las libélulas, está conformado por organismos cuyas etapas juveniles (larvas) se desarrollan en el agua, mientras que los adultos llevan una existencia aérea-terrestre. En la actualidad, con la creciente alteración y contaminación de los cuerpos de agua, las distintas especies de odonatos del mundo se encuentran bajo diferentes presiones ambientales, la más extrema de ellas es la extinción. No obstante, cada año se descubren y describen nuevas especies para la ciencia, principalmente de áreas geográficas poco o deficientemente exploradas como son las regiones tropicales del planeta.

EL PANORAMA MUNDIAL

A escala global, la mayor parte de los trabajos referentes a las libélulas son de índole taxonómica, como lo atestiguan los innumerables artículos referentes al tema y que pueden constatarse en los más modernos catálogos mundiales (Bridges 1994; Tsuda 2000). Esto es fácilmente explicable debido a que esta disciplina tuvo una gran atención desde que Linneo (1758) formalizó el sistema de clasificación que aún se emplea hoy en día. Sin embargo, los odonatos también han recibido mucha atención como modelos de estudios de comportamiento animal, principalmente de territorialidad, sistemas de apareamiento y selección sexual, sobretodo en los últimos 50 años (cf. Moore 1952; Jacobs 1955; Bick & Sulzbach 1966; Waage 1973; Alcock 1989; Fincke 1992; Clausnitzer 2002). Asimismo, en referencia a otros tópicos, los estudios ecológicos con odonatos han tenido gran atención destacando por su cobertura e impacto los de Corbet (1980, 1999), y muchos más que sería imposible mencionar aquí. De notoria importancia en la actualidad son los trabajos enfocados a la conservación del hábitat (Moore 1991; Rowe 2004; Samways 1989, 2006; Stewart & Samways 1998), los de biodiversidad (Louton *et al.* 1996; Oppel 2006), de bioindicadores (Sahlén 1999; Clausnitzer 2003; Osborn 2005), así como aquellos que intentan dilucidar la filogenia parcial o total del orden por medio de estudios morfológicos (May 2002; Rehn 2003) o a través de análisis moleculares del ADN mitocondrial y nuclear (Dumont *et al.* 2005; Hasegawa & Kasuya 2006).

EL PANORAMA EN MÉXICO

En México no se han desarrollado estudios equivalentes en los diversos tópicos mencionados a escala mundial, debido principalmente a la escasez de investigadores mexicanos interesados en el orden Odonata. No obstante, con las contribuciones de diversos investigadores extranjeros a lo largo del siglo XX, y el creciente aporte de los odonatólogos mexicanos en los últimos 30 años, se ha venido acumulando un importante volumen de trabajos, que ha sentado las bases para consolidar el estudio de este interesante grupo de insectos acuáticos en México.

Los estudios con odonatos mexicanos se han enfocado, primordialmente, en tres aspectos: taxonómico, faunístico y de comportamiento.

Los estudios taxonómicos

Los imagos

González-Soriano y Novelo-Gutiérrez (1996) hacen un recuento del número de especies mexicanas de odonatos que han sido descritas desde que Linneo publicó su reconocida obra *Systema Naturae* en 1758. En su análisis, estos autores reconocen tres períodos de mayor actividad descriptiva que denominaron Ramburiano, Hageniano y Calvertiano, en honor a los autores que más contribuyeron al conocimiento taxonómico de los odonatos del continente americano. Siguiendo estos períodos, podemos observar que la mayor cantidad de especies se describieron entre 1837 y 1908 (González-Soriano y Novelo-Gutiérrez *op. cit.*), con la culminación del capítulo "Odonata" (Calvert 1901-1908) incluido en lo que se ha llegado a considerar como la obra magna de la taxonomía del siglo XX en América, la *Biología Centrali Americana*. Desde entonces, a las 225 especies citadas por Calvert (1901-1908), se han ido agregando paulatinamente 125 especies más hasta alcanzar la cifra reciente de 349 especies de odonatos para México (González-Soriano & Novelo-Gutiérrez 2007), más una especie recientemente descrita (Novelo-Gutiérrez 2007), dando un global de 350 especies. En este notable esfuerzo han participado numerosos investigadores extranjeros, principalmente estadounidenses, aunque ya el componente mexicano ha dejada marcada su huella en la historia odonatólogica del país. De estas 125 especies, 16 de ellas más una subespecie han sido descritas por mexicanos en un período de 22 años (Cuadro 1). Aunque las cifras en frío parecen más bien parcas, en realidad el esfuerzo ha sido notable, dado que los odonatos conforman un orden pequeño de insectos relativamente bien conocidos desde la perspectiva taxonómica. No obstante, tenemos todavía varias especies reconocidas como nuevas para la ciencia que aguardan su respectiva descripción (González-Soriano, com. pers.; Novelo-Gutiérrez, datos no publicados).

Las larvas

El estudio de las formas juveniles (larvas) de los odonatos ha llevado otro derrotero. El conocimiento taxonómico de las larvas ha permanecido muy por detrás del respectivo con los adultos. Las primeras larvas de odonatos que habitan en México fueron descritas por Cabot (1881, 1890), aunque con material proveniente de otros países (p. ej., USA, Jamaica). Posteriormente, a comienzos del siglo XX, las mayores contribuciones correspondieron a Needham (1904), Calvert (1911a, b), Byers (1927, 1939) y Needham & Fisher (1936). A partir de la década de los 30's, hubo un incremento en la tasa de descripción de larvas de

Cuadro 1. Relación de especies de odonatos descritas por mexicanos.

TAXA	REFERENCIAS
AMPHIPTERYGIDAE <i>Amphipteryx longicaudata</i> González-S.	González-Soriano, E., 1990
LESTIDAE <i>Lestes alfonsoi</i> González y Novelo	González-S., E. y R. Novelo-G., 2001
PROTONEURIDAE <i>Protoneura rojiza</i> González-S.	González-Soriano, E., 1992
COENAGRIONIDAE <i>Ischnura posita atezca</i> Novelo y Peña	Novelo-G., R. y J. Peña-O., 1989
<i>Leptobasis melinogaster</i> González-S.	González-S., E., 2002
AESHNIDAE <i>Oplonaeschna magna</i> González y Novelo	González-S., E. y R. Novelo-G., 1998
<i>Rhionaeschna vazquezae</i> González-S.	González-Soriano, E., 1986
GOMPHIDAE <i>Epigomphus donnellyi</i> González y Cook	González-S., E. y C. Cook, 1988
<i>Erpetogomphus erici</i> Novelo-G.	Novelo-G., R. y R.W. Garrison, 1999
<i>Ophiogomphus purepecha</i> Gzález. y Villeda	González-S., E. y M..P. Villeda-C., 2002
<i>Phyllogomphoides apiculatus</i> Cook y Gzález.	Cook, C. y E. González-S., 1990
<i>Phyllogomphoides danieli</i> González y Novelo	González-S., E. y R. Novelo-G., 1990
<i>Phyllogomphoides luisi</i> González y Novelo	González-S., E. y R. Novelo-G., 1990
<i>Progomphus marcelae</i> Novelo-G.	Novelo-Gutiérrez, R. 2007
LIBELLULIDAE <i>Brechmorhoga latialata</i> González-S.	González-Soriano, E. 1999
<i>Elasmothemis aliciae</i> González y Novelo	González-S., E. y R. Novelo-G., 2006
<i>Macrothemis ultima</i> González-S.	González-Soriano, E. 1992

odonatos en la que participaron varios autores sucesivamente, entre los que destacan por el volumen de su obra: D.C. Geijskes, J.G. Needham, M.J. Westfall y N.D. Santos. Es importante resaltar que ninguno de estos autores trabajó con material proveniente de México, sino más bien describieron larvas de especies cuyo rango de distribución abarca el territorio mexicano. Paulson (1982) recapitula el conocimiento hasta esa fecha de los odonatos de Mesoamérica y las Indias Occidentales; de las 286 especies que registra para México, señala a 110 especies con larva descrita, lo cual equivalía al 38.5%. No es sino a partir de mediados de la década de los 80's cuando los odonatólogos mexicanos realizan la primera descripción de una larva de odonato (Novelo-Gutiérrez y González-Soriano, 1985). Desde entonces y hasta la fecha, se han descrito formalmente o incluido en claves o ilustraciones 129 larvas más de especies mexicanas, de las cuales 61 corresponden a investigadores mexicanos (Cuadro 2) y 68 a extranjeros alcanzando un nivel del conocimiento de los

Cuadro 2. Relación de larvas de odonatos descritas por mexicanos.

SUBORDEN ZYGOPTERA	REFERENCIAS
POLYTHORIDAE	
<i>Cora marina</i> Selys	Novelo-G., R. y E. González-S., 1985
CALOPTERYGIDAE	
<i>Hetaerina infecta</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 2000
AMPHIPTERYGIDAE	
<i>Amphipteryx longicaudata</i> González-S.	Novelo-Gutiérrez, R., 1995
LESTIDAE	
<i>Archilestes latialatus</i> Donnelly	Novelo-Gutiérrez, R., 1994
<i>Lestes alacer</i> Hagen	Novelo-G., R. y E. González-S., 1991
<i>Lestes alfonsoi</i> González y Novelo	Novelo-G., R. y E. González-S., 2003
PERILESTIDAE	
<i>Perissolestes magdalenae</i> Wlmsn. & Wlmsn.	Novelo-G., R. y E. González-S., 1986
MEGAPODAGRIONIDAE	
<i>Heteragrion albifrons</i> Ris	Novelo-Gutiérrez, R., 1987
<i>Heteragrion alienum</i> Williamson	Novelo-Gutiérrez, R., 1987
<i>Heteragrion tricellulare</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 1987
PSEUDOSTIGMATIDAE	
<i>Pseudostigma aberrans</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 1993
PLATYSTICTIDAE	
<i>Palaemnema desiderata</i> Selys	Novelo-G., R. y E. González-S., 1986
<i>Palaemnema domina</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 2003
<i>Palaemnema paulitoyaca</i> Calvert	Novelo-G., R. y E. González-S., 1986
PROTONEURIDAE	
<i>Protoneura aurantiaca</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 1994
<i>Protoneura cupida</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 1994
COENAGRIONIDAE	
<i>Argia anceps</i> Garrison	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia f. violacea</i> Hagen	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia f. violacea</i> Hagen	Novelo-G., R. y J.A. Gómez-A., 2006
<i>Argia funcki</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia harknessi</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia lacrimans</i> Hagen	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia lugens</i> Hagen	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia oenea</i> Hagen	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia pulla</i> Hagen in Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia rhoadsi</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia tezpi</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 1992
<i>Argia ulmeca</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 2005
<i>Enallagma novaehispaniae</i> Calvert	Novelo-G., R. y E. González-S., 1991
<i>Ischnura demorsa</i> Hagen	Novelo-G., R. y J.A. Gómez-A., 2005
<i>Telebasis digiticollis</i> Calvert	

Cuadro 2. (continuación)

SUBORDEN ANISOPTERA	REFERENCIAS
AESHNIDAE	
<i>Aeshna williamsoniana</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 2007
<i>Oplonaeschna magna</i> González y Novelo	González-S., E. y R. Novelo-G., 1998
<i>Remartinia secreta</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 1998
<i>Rhionaeschna dugesi</i> Calvert	Novelo-G., R. y E. González-S., 1991
GOMPHIDAE	
<i>Agriogomphus tumens</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 1989
<i>Erpetogomphus agkistrodon</i> Garrison	Novelo-Gutiérrez, R., 2002a
<i>Erpetogomphus boa</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 2002b
<i>Erpetogomphus bothrops</i> Garrison	Novelo-Gutiérrez, R., 2005
<i>Erpetogomphus cophias</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 2002b
<i>Erpetogomphus crotalinus</i> Hagen in Selys	Novelo-G., R. y E. González-S., 1991
<i>Erpetogomphus elaps</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 2005
<i>Erpetogomphus erici</i> Novelo	Novelo-Gutiérrez, R., 2002a
<i>Erpetogomphus eutainia</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 2005
<i>Erpetogomphus l. natrix</i> Wlmsn. & Wlmsn.	Novelo-G., R. y E. González-S., 1991
<i>Erpetogomphus liopeltis</i> Garrison	Novelo-Gutiérrez, R., 2005
<i>Erpetogomphus ophibolus</i> Calvert	Novelo-Gutiérrez, R., 2002a
<i>Erpetogomphus viperinus</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 2005
<i>Phyllogomphoides duodentatus</i> Donnelly	Novelo-Gutiérrez, R., 1993
<i>Phyllogomphoides luisi</i> González y Novelo	Novelo-Gutiérrez, R., 1993
<i>Phyllogomphoides pacificus</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 1993
<i>Phyllogomphoides suasus</i> Selys	Novelo-Gutiérrez, R., 1993
CORDULIIDAE	
<i>Neocordulia batesi longipollex</i> Calvert	Novelo-G., R. y A. Ramírez, 1996
LIBELLULIDAE	
<i>Brechmorhoga pertinax</i> Hagen	Novelo-Gutiérrez, R., 1995a
<i>Brechmorhoga praecox</i> Hagen	Novelo-Gutiérrez, R., 1995b
<i>Dythemis maya</i> Calvert	Novelo-G., R. y E. González-S., 2004
<i>Dythemis sterilis</i> Hagen	Novelo-G., R. y E. González-S., 2004
<i>Elasmothemis aliciae</i> González y Novelo	González-S., E. y R. Novelo-G., 2006
<i>Macrothemis inacuta</i> Calvert	Novelo-G., R. y A. Ramírez, 1998
<i>Macrothemis inequiunguis</i> Calvert	Ramírez, A. y R. Novelo-G., 1999
<i>Macrothemis ultima</i> González-Soriano	Novelo-Gutiérrez, R. 2006
<i>Perithemis domitia</i> Drury	Novelo-Gutiérrez, R. 2002
<i>Perithemis intensa</i> Kirby	Novelo-Gutiérrez, R. 2002

estados inmaduros del 68.5% con respecto a los imagos, esto es, 239 especies con larva conocida de las 349 registradas por González-Soriano & Novelo-Gutiérrez (2007).

Los estudios faunísticos

De acuerdo con González-Soriano (1993), las primeras contribuciones al conocimiento de las faunas regionales mexicanas se realizaron a finales del siglo XIX en los estados de Baja California Sur (Calvert 1895) y Nayarit (Calvert 1899), con revisiones del mismo autor a mediados del siglo XX (Calvert, 1947). Después de los trabajos mencionados, prácticamente no se realizaron estudios faunísticos importantes sino hasta que Williamson (1936) hizo una pequeña contribución para Yucatán. Posteriormente, habrían de pasar 40 años para que Dunkle (1976) hiciera algo similar con la fauna de Anisoptera de Mazatlán, Sinaloa. Por esa misma época, González-Soriano (1977) y Villeda-Callejas (1978), realizaron tesis profesionales referentes a la fauna de Libellulinae (Anisoptera) de Veracruz y del suborden Zygoptera de la Sierra de Los Tuxtlas, Ver., respectivamente. Estos dos trabajos, aunque nunca se publicaron formalmente, pueden considerarse los estudios faunísticos pioneros llevados a cabo por investigadores mexicanos con el orden Odonata. A partir de entonces, se han realizado varios trabajos de esta índole en diversas regiones del país (Cuadro 3).

Los estudios de comportamiento

Los primeros estudios con odonatos referentes a este tópico se enfocaron al comportamiento reproductivo y a la territorialidad. Los trabajos pioneros en este campo en México fueron realizados por González-Soriano y sus estudiantes. La mayor parte de estos primeros estudios quedaron plasmados en resúmenes de congresos. La primera tesis de Licenciatura sobre esta línea de investigación fue la de Novelo-Gutiérrez (1981), aunque posteriormente sólo se publicó de manera formal la parte correspondiente al comportamiento sexual (Novelo-Gutiérrez y González-Soriano 1984). Sin embargo, los primeros artículos científicos sobre comportamiento reproductivo fueron los que realizaron González-Soriano y Verdugo-Garza (1982) y González-Soriano *et al.* (1982). Estos trabajos fueron esencialmente descriptivos, aunque contenían también algunos aspectos cuantitativos. Los 80's fueron una década prolija en estudios similares (Cuadro 4). Sin embargo, es en la década de los 90's donde se gesta un nuevo enfoque de los estudios del comportamiento con odonatos, con el advenimiento de trabajos comparativos desde el punto de vista experimental y cuantitativo. Así, las contribuciones de Córdoba-Aguilar marcan la pauta en la consolidación de los estudios mexicanos sobre competencia espermática, selección sexual y la evolución del comportamiento reproductivo (Cuadro 5).

Otros enfoques

De manera colateral o esporádica, pero sin llegar a constituir una vertiente consolidada de acción como las tres anteriores, se han realizado diversas

Cuadro 3. Relación cronológica de trabajos faunísticos con odonatos en México.

NOMBRE ABREVIADO	COBERTURA	TIPO	SITUACIÓN	REFERENCIA
Libellulinae de Veracruz	Estatal Regional	Tesis Licenciatura Tesis Licenciatura	No publicada No publicada	González Soriano, E. 1977. UNAM
Zygoptera de Los Tuxtlas	Estatal Estatal	Tesis Licenciatura Tesis Licenciatura	No publicada No publicada	Villeda Callejas, M.P. 1978. UNAM
Aeshnidae de Veracruz	Regional Estatal	Tesis Licenciatura Artículo científico	Publicada Publicado	Verdugo Garza, M.. 1981. UNAM
Zygoptera de Morelos	Regional Regional	Tesis Licenciatura Tesis Licenciatura	Publicada Publicada	García Castillo, M.V. 1987. UNAM
Odonata Valle de México	Regional Regional	Artículo científico Artículo científico	Publicado Publicado	Mendoza Trejo, R. 1988. UNAM
Odonata de Quintana Roo	Regional Nacional	Tesis Licenciatura Capítulo de libro	No publicada Publicado	Novelo-G. <i>et al</i> , 1988
Zygoptera Sierra N. Hgo.	Estatal Local	Tesis Licenciatura Informe S. Social	No publicada No publicada	Peña Olmedo, J. 1989. UNAM
Odonata Sierra Huachinango	Nacional Local	Documento Internet	Publicado Publicado	Gómez Anaya, J.A. 1990. UNAM
Odonata La Michilía Imagos	Regional Regional	Capítulo de libro Tesis Licenciatura	No publicada No publicada	González-S., E y R. 1991
Odonata La Michilía Larvas	Regional Local	Tesis Maestría Artículo científico	Publicado Publicado	Novelo-G., R. y E. 1991
Zygoptera de Ciudad Valles	Local Regional	Artículo científico Capítulo de libro	Publicado No publicada	González-S. 1991
Odonata de México	Regional Estatal	Capítulo de libro Tesis Licenciatura	No publicada En proceso	Maya Flores, A. 1994. UNAM
Odonata de Michoacán				González-S., E y R. 1996
Odonata Presa B.vista, Tlax.				Novelo-G. 1996
Odonata of Mexico by State				Martínez, O.B.N. 1997. UMSNH
Odonata Mña.Sur C.México				Saldaña Arias, G. 1998. UAM-X
Odonata Sierra Huautla, Mor				Paulson, D.R. y E. 1998
Odonata Occidente Hidalgo				González-S. 1998
Odonata Río Moctezuma				Mendoza-T., R. y E. 1999
Odonata Est. Chamela, Jal.				González-S. 1999
Odonata Dominguillo, Oax.				Morales Barrera, M.A. 2000. UAEM
Odonata de Patla, Puebla				Peña Olmedo, J. 2001. UNAM
Odonata de Nayarit				Alonso-Eguía Lis <i>et al</i> . 2002
				González-S., E. <i>et al</i> . 2004
				González Valencia, L. 2006. UNAM
				Cuevas Yáñez, K. 2004
				Ruiz Silva, D. UNAM

Cuadro 4. Relación cronológica de algunos estudios de comportamiento con odonatos en la década de los 80's.

TAXA	TEMA	TIPO	SITUACIÓN	REFERENCIA
Zygoptera	Oviposición y comportam.	Res. Congreso	Publicado	González-S., E. 1981. <i>Fol.Ent. Mex.</i>
<i>Orthemis ferruginea</i>	postcopulatorio		Publicada	
	Comportamiento Sexual y territorial	Tes. Licenciatura	Publicado	Novelo Gutiérrez, R. 1981. UNAM
Odonata	Comportamiento reproductivo	Res. Congreso	Publicado	
<i>Heteragrion alienum</i>	Comportam. del adulto	Art. científico	Publicado	Gzlez y Gzlez, 1981. <i>Fol.Ent. Mex.</i>
<i>Palaemnema desiderata</i>	Comportam. reproductivo	Art. científico	Publicado	
Zygoptera	reproductivo	Art. científico	Publicado	Gzlez y Verdugo, 1982 <i>Fol.Ent. Mex</i>
<i>Cora marina</i>	Estrategias reproductivas	Art. científico		González et al. 1982. <i>Adv. Odonatol</i>
<i>Orthemis ferruginea</i>	Comportam. reproductivo			Gzlez y Verdugo, 1984a. <i>Fol.Ent. Mex</i>
<i>Dythemis cannacroioides</i>	Comportam. reproductivo			Gzlez y Verdugo, 1984b. <i>Fol.Ent. Mex</i>
	Oviposición			Novelo y Gzlez., 1984. <i>Fol.Ent. Mex.</i>
				González-S., E. 1987. <i>Odonatologica</i>

investigaciones utilizando a los odonatos como objetos de estudio, tanto adultos como estados inmaduros. Uno de estos enfoques alternativos han sido los estudios ecológicos. El primero de ellos lo llevaron a cabo Garrison & González-Soriano (1988) al analizar la dinámica de población de un representante de la familia Platystictidae. Con posterioridad, Córdoba-Aguilar (1993) estudió la estructura de la población de un cenagrionido, el tamaño de las presas de una larva de libelúlido (Córdoba-Aguilar & Lee 1994), y la sobrevivencia y movimientos de machos adultos de un calopterígido (Córdoba-Aguilar 1994). Asimismo, pero utilizando a las larvas, Novelo-Gutiérrez *et al.* (2002) describieron la estructura de la comunidad de odonatos en dos arroyos previo

Cuadro 5. Relación cronológica de algunos estudios de comportamiento con odonatos en los últimos 13 años.

TAXA	TEMA	TIPO	SITUACIÓN	REFERENCIA
<i>Ischnura denticollis</i>	Comp. reproductivo y policromatismo	Art. científico	Publicado	Córdoba-Aguilar, A. 1993. <i>Bull. Amer. Odonatol.</i>
<i>Hetaerina cruentata</i>	Tamaño corporal y residencialidad	Tesis	Publicada	Córdoba-Aguilar, A. 1994. <i>Florida Entomologist</i>
<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i>	Compet. espermática	Licenciatura	Publicado	Córdoba-A. 1999. <i>Proc. R.Soc.London</i>
Calopterygidae	Selección sexual	Art. científico	Publicado	Córdoba-A. 2002. <i>Amer. Nat.</i>
<i>Paraphlebia quinta</i>	Dimorfismo del macho y control ♀	Art. científico	Publicado	González-S. y Córdoba-A. 2003. <i>Odonatologica</i>
Odonata	Compet. espermática	Art. científico	Publicado	Córdoba-A. et al. 2003. <i>J. Zoology</i>
Calopterygidae	Evolución y ecología	Art. científico	Publicado	Córdoba y Cordero, 2005. <i>Neotr.Ent.</i>
Odonata	Elección críptica	Tesis	Publicada	Córdoba-A., A. 2006. <i>Physiol. Ent.</i>
<i>Erythemis vesiculosa</i>	♀	Doctorado	En proceso	Córdoba y Méndez, 2006. <i>Odonatol.</i>
<i>Enallagma praevarum</i>	Habilidad inmunológica			Canales-Lazcano, J. 2004. UAEH.
<i>Hetaerina americana</i>	Costos del parasitismo por gregarinas			Contreras-Garduño, J. UNAM.
	Selección sexual y respuesta inmune			

a la construcción de una presa hidroeléctrica. De manera similar, pero usando adultos y larvas para su trabajo de tesis doctoral, Alonso-Eguía (2004) describió y comparó asociaciones de odonatos en 3 microcuencas. Finalmente, Campbell & Novelo-Gutiérrez (2007), evaluaron la diversidad filogenética de odonatos

después del llenado de una presa mediante un novedoso índice denominado de disitintividad taxonómica (taxonomic distinctness).

PERSPECTIVAS A FUTURO EN MÉXICO

En el corto (5 años) y mediano plazo (5-15 años), considero que los tres enfoques primordiales seguirán produciendo resultados halagadores para la odonatología mexicana. Sin embargo, es necesario establecer, fomentar y consolidar otras líneas de investigación que sean equiparables a lo que se lleva a cabo en otras regiones del planeta. Dentro de estas, cabría señalar cuatro principales, que no necesariamente tendrían que ser nuevas, sino un progreso hacia una escala superior de diseño y análisis de datos de las ya existentes:

1. La conservación y, en su caso, restauración de los hábitats donde se reproducen los odonatos, así como la valoración de lo que se considera como especies críticas (Paulson 2004).
2. Implementar el uso de análisis filogenéticos a cualquier nivel supraespecífico, incluyendo caracteres moleculares donde y cuando sea posible.
3. En el caso de los estudios faunísticos, ir más allá de la simple elaboración de listados de especies, desglosando la biodiversidad en sus componentes alfa, beta y gamma, que permitan una valoración equiparable con otras localidades, áreas o regiones.
4. Utilizar el conocimiento taxonómico de los estados inmaduros para proponer indicadores bióticos, que puedan emplearse en evaluaciones de la calidad ambiental, tanto a nivel individual, poblacional y comunitario.

El panorama no luce muy halagüeño dada la falta de jóvenes investigadores que se interesen por los odonatos, pero más que nada, por la severa carencia de plazas de trabajo, tanto en las universidades, como en otras instituciones públicas. A este punto, ya aparece como inaplazable el hecho de encontrar relevos generacionales que puedan continuar con lo que tanto trabajo y esfuerzo ha costado instaurar en el país: el interés y dedicación a este maravilloso y sorprendente grupo de insectos acuáticos.

CONCLUSIONES

1. Los estudios taxonómicos son los más numerosos, diversos y consistentes a nivel mundial y nacional debido a que tienen mucho tiempo desarrollándose, en comparación con otros enfoques.
2. La taxonomía de los adultos es más completa que la de las larvas, sin embargo se ha tenido un notable avance en el conocimiento de los inmaduros en los últimos 25 años en México.

3. En México, los estudios etológicos se concentran principalmente en el comportamiento reproductivo y territorial, con una apariencia histórica bimodal: una primera etapa descriptiva durante la década de los 80's, un aparente receso a principios de los 90's, y una nueva etapa con tendencia más cuantitativa y sintética desde mediados de los 90's y hasta la fecha.
4. Los estudios faunísticos en la república mexicana exhiben una escala variada, desde local a nacional, se limitan en la mayoría de los casos a listados y claves dicotómicas para la identificación de los adultos registrados. Muchos de ellos se basan en trabajos de tesis profesionales y por lo general no se publican.
5. Se hace evidente la necesidad de avanzar en el nivel de diseño y análisis de datos, principalmente en los estudios faunísticos.
6. Se necesita implementar estudios que abarquen aspectos de conservación y bioindicadores de calidad ambiental, así como hacer uso de las técnicas modernas de análisis molecular, de preferencia en estudios filogenéticos con el fin de estar a tono con las tendencias mundiales.

Agradecimientos

Deseo expresar mi agradecimiento al M. en C. Enrique González Soriano y al Dr. Alejandro Córdoba Aguilar, por la información contenida en sus *Curricula Vitae* y que amablemente pusieron a mi disposición para realizar este documento. Al CONACYT por su apoyo financiero mediante el proyecto 43091-Q.

Literatura citada

- Alcock, J. 1989. The mating system of *Libellula saturata* Uhler (Anisoptera: Libellulidae). *Odonatologica* 18(1): 89-93.
- Alonso Eguía-Lis, P.E. 2004. Ecología de las asociaciones de Odonata en el área de influencia de las microcuencas afectadas por la presa Zimapán, Querétaro e Hidalgo. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro.
- Bick, G.H. & D. Sulzbach, 1966. Reproductive behaviour of the damselfly, *Hetaerina americana* (Fabricius) (Odonata: Calopterygidae). *Animal Behaviour* 14: 156-158.
- Bridges, C.A. 1994. *Catalogue of the family-group, genus-group, and species-group names of the Odonata of the world* (Third Edition). Urbana, IL, 905 pp.
- Byers, C.F. 1927. Notes on some American dragonfly nymphs (Odonata: Anisoptera). *Journal of the New York Entomological Society* 35: 65-74.
- Byers, C.F. 1939. A study of the dragonflies of the genus *Progomphus* (Gomphoides) with a description of a new species. *Proceedings of the Florida Academy of Sciences* 4: 19-85.
- Cabot, L. 1881. The immature state of the Odonata. Part II Subfamily Aeschnina. *Memoirs of the museum of comparative zoology at Harvard* 8(1): 1-40 + 5 Pl.
- Cabot, L. 1881. The immature state of the Odonata. Part III Subfamily Cordulina. *Memoirs of the museum of comparative zoology at Harvard* 17(1): 1-52 + 6 Pl.

- Calvert, P.P. 1985. The Odonata of Baja California. *Proceedings of the California Academy of Sciences* 2(4): 463-558.
- Calvert, P.P. 1899. Odonata from Tepic, Mexico, with supplementary notes on those of Baja California. *Proceedings of the California Academy of Sciences (3) Zoology* 1: 371-418.
- Calvert, P.P. 1901-1908. Odonata. In: *Biología Centrali Americana*. Porter, Dulau & Co., London
- Calvert, P.P. 1911a. Studies on Costa Rican Odonata. I. The larva of *Cora*. *Entomological News* 22: 49-64.
- Calvert, P.P. 1911b. Studies on Costa Rican Odonata. II. The habits of the plant-dwelling larva of *Mecistogaster modestus*. *Entomological News* 22: 402-411.
- Calvert, P.P. 1947. The odonate collections of the California Academy of Sciences from Baja California and Tepic, Mexico, of 1889-1894. *Proceedings of the California Academy of Sciences (4)* 23: 603-609.
- Campbell, W.B. & R. Novelo-Gutiérrez, 2007. Reduction in odonate phylogenetic diversity associated with dam impoundment is revealed using taxonomic distinctness. *Fundamental and Applied Limnology/ Archiv fur Hydrobiologie* 168: 83-92.
- Clausnitzer, V. 2002. Reproductive behaviour and ecology of the dendrolimnetic *Hadrothemis scabrifrons* (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology* 5(1): 15-28.
- Clausnitzer, V. 2003. Dragonflies communities in coastal habitats of Kenya: indication of biotope quality and the need of conservation measures. *Biodiversity and Conservation* 12: 333-356.
- Corbet, P.S. 1980. Biology of Odonata. *Annual Review of Entomology* 25: 189-217.
- Corbet, P.S. 1999. *Dragonflies. Behavior and ecology of Odonata*. Cornell University Press, Ithaca NY. 829 pp.
- Córdoba-Aguilar, A. 1993. Population structure in *Ischnura denticollis* (Burmeister) (Odonata: Coenagrionidae). *Odonatologica* 22(4): 455-464.
- Córdoba-Aguilar, A. 1994. Adult survival and movements in males of the damselfly *Hetaerina cruentata* (Rambur) (Odonata: Calopterygidae). *Florida Entomologist* 77: 256-264.
- Córdoba-Aguilar, A. & M.C. Lee, 1994. Prey selection by *Orthemis ferruginea* (fabricius) larvae (Odonata: Libellulidae) over mosquito instars. *Folia Entomológica Mexicana* 91: 23-30.
- Dumont, H.J., J.R. Vanfleteren, J.F. De Jonkheere & P.H.H. Weekers, 2005. Phylogenetic relationships, divergence time estimation, and global biogeographic patterns of Calopterygoid damselflies (Odonata, Zygoptera) inferred from ribosomal DNA sequences. *Systematic Biology* 54(3): 347-362.
- Dunkle, S.W. 1976. Notes on the Anisoptera fauna near Mazatlan, Mexico, including dry to wet seasonal changes. *Odonatologica* 5(3): 207-212.
- Fincke, O. 1992. Consequences of larval ecology for territoriality and reproductive success of a neotropical damselfly. *Ecology* 73(2): 449-462.
- Garrison, R.W. & E. González-Soriano, 1988. Population dynamics of two sibling species of neotropical damselflies, *Palaemnema desiderata* Selys and *P. paulitoiyaca* Calvert (Odonata: Platystictidae). *Folia Entomológica Mexicana* 76: 5-24.

- González Soriano, E. 1977. *Contribución al estudio de la Subfamilia Libellulinae (Odonata: Libellulidae) del estado de Veracruz*. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.
- González-Soriano, E., 1993. Odonata de México: situación actual y perspectivas de estudio. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural Vol. Esp. (44)*: 291-302.
- González-Soriano, E. y R. Novelo-Gutiérrez, 1996. Odonata, pp. 147-167. En: Llorente-Bousquets, J., A.N. García-Aldrete y E. González-Soriano (eds.). *Biodiversidad Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento*. UNAM, México, D.F.
- González-Soriano, E. & R. Novelo-Gutiérrez, 2007. Odonata of Mexico revisited. Pp. 105-136. En: B.K. Tyagi (Ed.), *Odonata: Biology of Dragonflies*. Scientific Publishers, India. 366 pp.
- González-Soriano, E., R. Novelo-Gutiérrez & M. Verdugo-Garza, 1982. Reproductive behavior of *Palaemnema desiderata* Selys (Odonata: Platystictidae). *Advances in Odonatology* 1:55-62.
- González-Soriano, E. y M. Verdugo-Garza, 1982. Studies on Neotropical Odonata: the adult behavior of *Heteragrion alienum* Williamson (Odonata: Megapodagrionidae). *Folia Entomológica Mexicana* 52: 3-15.
- Hasegawa, E. & E. Kasuya, 2006. Phylogenetic analysis of the insect order Odonata using 28S and 16S rDNA sequences: a comparison between data sets with different evolutionary rates. *Entomological Science* 9: 55-66.
- Jacobs, M.E. 1955. Studies on territorialism and sexual selection in dragonflies. *Ecology* 36: 566-586.
- Linneo, C. 1758. *Systema Naturae*. 10th. ed. Laurentius Salvius, Holmiae, Sweden.
- Louton, J.A., R.W. Garrison & O.S. Flint, 1996. The Odonata of Parque Nacional Manu, Madre de Dios, Peru; natural history, species richness and comparisons with other Peruvian sites. Pp. 431-449. In: D.E. Wilson and A. Sandoval (Eds.). *Manu, the biodiversity of southeastern Peru*. Smithsonian Institution.
- May, M.L. 2002. Phylogeny and taxonomy of the damselfly genus *Enallagma* and related taxa (Odonata: Zygoptera; Coenagrionidae). *Systematic Entomology* 27: 387-408.
- Moore, N.W. 1991. Conservation in the nineties — priorities for the new agencies. *Ecos* 1: 1-8.
- Needham, J.G. & E. Fisher, 1936. The nymphs of North American libelluline dragonflies (Odonata). *Transactions of the American Entomological Society* 76: 1-12.
- Novelo-Gutiérrez, R. 1981. *Comportamiento sexual y territorial en Orthemis ferruginea (Fab.) (Odonata: Libellulidae)*. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM..
- Novelo-Gutiérrez, R. 2007. *Progomphus marcelae* spec. nov. from western Mexico (Anisoptera: Gomphidae). *Odonatologica* 36(1): 79-84.
- Novelo-Gutiérrez, R., J.A. Gómez-Anaya and R. Arce-Pérez, 2002. Community structure of Odonata larvae in two streams in Zimapan, Hidalgo, Mexico. *Odonatologica* 31(3):273-286.
- Novelo-G., R. y E. González-S. 1984. Reproductive behavior in *Orthemis ferruginea* (Fab.) (Odonata: Libellulidae). *Folia Entomológica Mexicana* 59: 11-24.

- Novelo-G., R. y E. González-S. 1985. Descripción de la náyade de *Cora marina* Selys, 1868 (Odonata: Polythoridae). *Folia Entomológica Mexicana* 63: 5-12.
- Oppel, S. Comparison of two Odonata communities from a natural and a modified rainforest in Papua New Guinea. *International Journal of Odonatology* 9(1): 89-102.
- Osborn, R. 2005. Odonata as indicators of habitat quality at lakes in Louisiana, United States. *Odonatologica* 34(3): 259-270.
- Paulson, D.R. 1982. Odonata, pp. 249-277. In: S.H. Hurlbert & A. Villalobos-Figueroa (Eds.). *Aquatic biota of Mexico, Central America and the West Indies*. San Diego State University, San Diego.
- Paulson, D.R. 2004. Critical species of Odonata in the Neotropics. *International Journal of Odonatology* 7(2): 163-188.
- Rehn, A.C. 2003. Phylogenetic analysis of higher-level relationships of Odonata. *Systematic Entomology* 28: 181-239.
- Rowe, R.J. 2004. Conservation of Odonata in the South Pacific and Australasia. *International Journal of Odonatology* 7: 139-147.
- Sahlén, G. 1999. The impact of forestry on dragonfly diversity in central Sweden. *International Journal of Odonatology* 2(2): 177-186.
- Samways, M.J. 1989. Insect conservation and the disturbance landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27: 183-194.
- Samways, M.J. 2006. National Red List of South African Odonata. *Odonatologica* 35(4): 331-418.
- Stewart, D.A.B. & M.J. Samways, 1998. Conserving dragonfly (Odonata) assemblages relative to river dynamics in a major African savanna game reserve. *Conservation Biology* 12: 683-692.
- Villeda Callejas, M.P. 1978. *Estudio preliminar del Suborden Zygoptera de la Sierra de Los Tuxtles, Veracruz (Odonata)*. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Waage, J.K. 1973. Reproductive behavior and its relation to territoriality in *Calopteryx maculata* (Beauvois) (Odonata: Calopterygidae). *Behaviour* 47: 240-256.
- Williamson, E.B. 1936. Odonata from Yucatan. *Carnegie Insitute Washington Publications* 457: 139-143.

LOS MEGALOPTERA DE MÉXICO: UN GRUPO PEQUEÑO EN UN PAÍS MEGADIVERSO

Atilano Contreras-Ramos

Centro de Investigaciones Biológicas, UAEH, Apdo. Postal 1-69,
Plaza Juárez, Pachuca, Hidalgo 42001. acramos@uaeh.edu.mx

Resumen. Las características generales de los Megaloptera, como su diversidad y taxonomía, historia natural, filogenia, biogeografía y evolución, se discuten en el contexto del conocimiento que de las especies de este orden se tiene en México.

Palabras Clave: Megaloptera, diversidad, taxonomía, ecología, evolución, biogeografía, México.

Abstract. General characteristics of the Megaloptera, such as diversity and taxonomy, natural history, phylogeny, biogeography, and evolution, are discussed in the context of the knowledge we have on the species of this order in Mexico.

Key Words: Megaloptera, diversity, taxonomy, ecology, evolution, biogeography, Mexico.

INTRODUCCIÓN

Generalmente cuando se habla de insectos viene a la mente un alto número de especies. Se estima que el orden Coleoptera tiene más de 300 000 especies descritas (Lawrence y Britton, 1991), mientras que los Diptera posiblemente lleguen a una diversidad total (especies descritas y no descritas) de al menos 150 000 especies (Colless y McAlpine, 1991). En el otro extremo, un orden como Neuroptera tiene alrededor de 5 000 especies descritas (New, 1991), o aún menos, como Megaloptera, que posee poco más de 300 especies descritas (Theischinger, 1991). Para el entomólogo sistemático, un grupo rico en especies significa un objeto de estudio por toda una vida, incluso uno que compartir con colegas en su mismo país o región. Se puede pertenecer a una sociedad científica dedicada a un grupo de esta magnitud y llevar a cabo estudios faunísticos locales o regionales. Pero en el caso de Megaloptera, encontrar colegas interesados en el grupo, con quienes intercambiar información o colaborar, no es tan frecuente. No obstante, ¿existe alguna ventaja en trabajar con un grupo de baja diversidad? En las líneas siguientes, se intentará describir de manera general algunos aspectos que pueden estudiarse en los Megaloptera

de México, no necesariamente en relación con lo pequeño del grupo, sino con respecto a posibilidades por sus características de historia natural, tema en parte tratado previamente (Contreras-Ramos, 1999a).

La fauna de Megaloptera de México es de 13 especies (Cuadro 1). No obstante, existen larvas recolectadas en Sinaloa y Guerrero, con una morfología setal particular, así como caracteres diagnósticos genéricos, que parecen indicar una cuarta especie de *Platyneuromus* en el occidente de México (Contreras-Ramos y Harris, 1998). Es poco probable que pueda registrarse alguna otra especie en el país. Se tiene un registro de un ejemplar hembra de *Dysmicohermes* (Corydalidae: Chauliodinae) de Mission, Texas (Contreras-Ramos, 1995), en la frontera con México, el cual parece representar una tercera especie de este género occidental de Norteamérica. Desafortunadamente el hábitat acuático ha sido alterado en décadas recientes para el riego y la especie probablemente se ha extinguido antes de ser descrita, por lo que nunca sabremos si sus poblaciones también habitaban la ribera mexicana del Río Bravo. De manera interesante, de *Corydalus cornutus* (L.), una especie de amplia distribución en el este de Estados Unidos cuyo rango llega hasta Canadá, se tienen registros hasta muy cerca de la frontera con México, pero la evidencia indica que esta especie no cruza la frontera. Un habitante marginal en nuestro país es *Neohermes filicornis* (Banks), coridárido con escasos registros en Baja California y Sonora, miembro de una subfamilia, los Chauliodinae, que en el nuevo mundo son diversos en el oeste de Norteamérica y en Chile.

Taxonomía e identificación

En México, como en el resto del Neotrópico, el subgrupo de Megaloptera mayoritariamente representado es Corydalinae. Se han registrado 11 especies de los géneros *Chloronia*, *Corydalus* y *Platyneuromus* (Cuadro 1). La identificación de las especies, en particular de ejemplares adultos y machos, no es problemática, pues existen las revisiones genéricas por Penny y Flint (1982), Contreras-Ramos (1998) y Glorioso y Flint (1984), respectivamente. Es poco probable que el entomólogo acuático en México encuentre las dos especies restantes, no obstante existe la revisión de *Neohermes* por Flint (1965) y se trabaja en la redescrición de *Protosialis mexicana* (Banks) y otras especies de Sialidae neotropicales (Contreras-Ramos, en prep.). Para la identificación al nivel de género de las larvas de los Megaloptera de México puede utilizarse la clave en Contreras-Ramos y Harris (1998).

A pesar de que se conoce bastante bien la fauna de Megaloptera de México y que es poco probable que se encuentre alguna especie nueva para la ciencia en nuestro país, de algunas de las especies existen registros escasos (p. ej., *Neohermes filicornis*, *Protosialis mexicana*, *Chloronia pallida*, *Corydalus magnus*,

Cuadro 1. Especies de Megaloptera de México y su distribución por estado.

Especie	Distribución
Corydalidae: Corydalinae	
<i>Chloronia mexicana</i> Stitz, 1914	Chiapas, Morelos, San Luis Potosí, Tamaulipas, Veracruz.
<i>Chloronia mirifica</i> Navás, 1925	Oaxaca, Veracruz.
<i>Chloronia pallida</i> (Davis), 1903	Chihuahua, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit.
<i>Corydalus bidenticulatus</i> Contreras-R., 1998	Colima, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Sinaloa, Sonora.
<i>Corydalus luteus</i> Hagen, 1861	Chiapas, Coahuila, Hidalgo, Nuevo León, Oaxaca, Querétaro, San Luis Potosí, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz.
<i>Corydalus magnus</i> Contreras-R., 1998	Chiapas, Hidalgo, Puebla, San Luis Potosí, Veracruz.
<i>Corydalus peruvianus</i> Davis, 1903	Chiapas, Oaxaca, Tabasco, Veracruz.
<i>Corydalus texanus</i> Banks, 1903	Baja California, Baja California Sur, Chiapas, Chihuahua, Colima, Distrito Federal, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Sinaloa, Sonora, Veracruz.
<i>Platyneuromus honduranus</i> Navás, 1928	Chiapas.
<i>Platyneuromus reflexus</i> Glorioso & Flint, 1984	Chiapas.
<i>Platyneuromus soror</i> (Hagen), 1861	Chiapas, Distrito Federal, Hidalgo, Edo. de México, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Tamaulipas, Veracruz.
Corydalidae: Chauliodinae	
<i>Neohermes filicornis</i> (Banks), 1903	Baja California, Sonora.
Sialidae	
<i>Protosialis mexicana</i> (Banks), 1901	Chiapas, Veracruz.

Platyneuromus reflexus) y en general el conocimiento de la distribución de las especies es incompleto. Además, algunos registros son antiguos y se desconoce si la especie sigue presente en esas localidades o incluso ha llegado a desaparecer de áreas mayores (p. ej., *Corydalus texanus* y *Platyneuromus soror*, en el Distrito Federal). Por otro lado, la taxonomía de las larvas al nivel de especie ha recibido una mínima atención en especies neotropicales (Penny y Flint, 1982; Contreras-Ramos y Harris, 1998), aunque el campo es prometedor de acuerdo con resultados obtenidos recientemente con especies de Brasil (Azevêdo y Hamada, 2006).

Ecología e historia natural

Aparte de datos básicos de registros de distribución, los cuales ocasionalmente incluyen datos de altitud, se desconoce en su mayor parte información más precisa sobre la ecología y biología de las especies. Por ejemplo, no es claro si una misma especie posee una o más de una generación por año a lo largo de su rango de distribución de norte a sur, tampoco se conoce con exactitud las fechas de emergencia y actividad de las especies a lo largo del año. En el caso de especies simpátridas, no es claro si se han establecido estrategias de partición del nicho, espaciales o en preferencia de alimento.

Existen observaciones generales de una preferencia altitudinal y climática entre *Platyneuromus soror* (mayor elevación, aguas claras y bien oxigenadas) y *Corydalus luteus* (menor elevación, aguas variables, turbias y con menor oxigenación) en Nuevo León (Contreras-Ramos, 1999b). Pero sería interesante una evaluación amplia del nicho de acuerdo con los datos precisos de distribución de que se dispone para todas las especies y para cada género.

Un aspecto interesante de la historia natural de los megalópteros es su comportamiento copulatorio. En Sialidae puede existir una estrategia de comunicación con movimientos abdominales del macho, mientras que en Corydalinae, se ha detectado un comportamiento, aparentemente de selección sexual, que involucra la confrontación entre machos en competencia. Al tener México el privilegio de albergar representantes de los tres géneros de Corydalinae del Nuevo Mundo, existe la oportunidad de registrar estrategias reproductivas de manera comparada. Por el momento sólo se han registrado observaciones en *Platyneuromus soror* (Contreras-Ramos, 1999b), pero se espera contar con nuevos datos en el futuro cercano.

Filogenia, biogeografía y evolución

Brevemente, respecto a la clasificación del grupo, tradicionalmente se ha aceptado que el orden posee dos familias, la familia Corydalidae, con dos

subfamilias, los Corydalinae (dobsonflies, en inglés) y los Chauliodinae (fishflies, en inglés) y la familia Sialidae (alderflies, en inglés), sin subfamilias. No obstante, aunque varios autores han sospechado a través del tiempo de la monofilia de estos grupos mayores, recientemente se ha hecho una propuesta formal con base en morfología, de que Chauliodinae en realidad es más cercano a Sialidae que a Corydalinae (Contreras-Ramos, 2004). Incluso la monofilia del orden, como tal, no ha sido plenamente demostrada. Se espera que nuevos estudios filogenéticos, en particular con los avances moleculares, ayuden pronto a dilucidar estas preguntas.

Respecto a filogenias al nivel de género, sólo se cuenta con una de *Corydalus*, la cual se ha actualizado recientemente (Contreras-Ramos, 1998 y en rev.). Ya que las tres especies de *Platyneuromus* ocurren en México, es factible una pronta filogenia morfológica para este pequeño grupo endémico de México y Centroamérica. La filogenia de *Chloronia*, con especies en Norte, Centro y Suramérica, podría requerir mayor tiempo y ejemplares de museo, pero aportaría datos interesantes para la biogeografía histórica y la evolución del grupo.

Existe evidencia de que *Platyneuromus* es el grupo hermano del resto de los Corydalinae (*Chloronia* + *Corydalus*) del Nuevo Mundo, los que en su conjunto forman un grupo monofilético (el linaje americano de Corydalinae). De sostenerse esta hipótesis, un área de endemismo que incluye parte de Chiapas y Guatemala podría representar una zona emergente antigua de afinidad suramericana o gondwánica. Los eventos de vicarianza antiguos, de acuerdo con las filogenias de *Corydalus* y *Chloronia* (datos preliminares), serían entre el núcleo de Chiapas y Suramérica y, posteriormente, entre el sureste de Suramérica y el occidente, ahora aislados por el levantamiento andino.

Los Megaloptera son un grupo de insectos con estrategias de vida primitivas respecto al resto de los holometábolos, por ejemplo al ser depredadores generalistas y eurioicos como larvas y, al carecer los machos de un órgano intromitente protagonista de selección sexual como en muchos grupos de insectos. En su lugar, un simple espermátforo blando es transferido del macho a la hembra, el cual es mantenido por un breve tiempo en un receptáculo amplio, semiprotectado. No obstante, la ausencia de complejidad en la estructura copulatoria del macho se ve reemplazada por una diversidad en caracteres secundarios, como pueden ser la morfología antenal y el patrón de coloración alar, así como una posible estrategia de comunicación química prácticamente desconocida y, por supuesto, las formidables mandíbulas en varias de las especies. No obstante, las características y estrategias de las especies de este orden no han sido suficientes para promover la alta riqueza de especies que caracteriza a muchos de los grupos de insectos.

Literatura citada

- Azevêdo, C. A. S., de y N. Hamada, 2006. Description of last-instar larva of *Corydalus nubilus* Erichson, 1848 (Megaloptera: Corydalidae) and notes on its bionomics. *Zootaxa* 1177: 57-68.
- Baker, A. M. y G. Theischinger, 2004. Concordance between morphology and mitochondrial phylogenetic structure in Australian dobsonflies (Megaloptera: Corydalidae). *Denisia* 13: 141-146.
- Colless, D. H. y D. K. McAlpine, 1991. Diptera (Flies). Pp. 717-786. En: CSIRO (Ed.). *The Insects of Australia*, 2da ed., Vol. II. Cornell University Press, Ithaca.
- Contreras-Ramos, A., 1995. A remarkable range extension for the fishfly genus *Dysmicohermes* (Megaloptera: Corydalidae). *Entomological News* 106(3): 123-126.
- Contreras-Ramos, A., 1998. *Systematics of the dobsonfly genus Corydalus* (Megaloptera: Corydalidae). Thomas Say Publications, Entomological Society of America. Lanham, USA, 360 pp.
- Contreras-Ramos, A., 1999a. Métodos para estudios en sistemática de Megaloptera con base en morfología. *Dugesiana* 6(1): 1-15.
- Contreras-Ramos, A., 1999b. Mating behavior of *Platyneuromus* (Megaloptera: Corydalidae), with life history notes on dobsonflies from Mexico and Costa Rica. *Entomological News* 110(2): 125-135.
- Contreras-Ramos, A., 2004. Is the family Corydalidae (Neuropterida, Megaloptera) a monophylum? *Denisia* 13: 135-140.
- Contreras-Ramos, A. En prep. Neotropical alderflies (Megaloptera: Sialidae): notes and redescriptions. Manuscrito no publicado.
- Contreras-Ramos, A. En rev. Phylogenetic update of dobsonflies of the subfamily Corydalinae and the genus *Corydalus* Latreille (Megaloptera: Corydalinae). Manuscrito enviado.
- Contreras-Ramos, A. y S. C. Harris, 1998. The immature stages of *Platyneuromus* (Corydalidae), with a key to the genera of larval Megaloptera of Mexico. *Journal of the North American Benthological Society* 17(4): 489-517.
- Glorioso, M. J. & O. S. Flint, Jr., 1984. A review of the genus *Platyneuromus* (Insecta: Neuroptera: Corydalidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 97(3): 601-614.
- Flint, O. S., Jr., 1965. The genus *Neohermes* (Megaloptera: Corydalidae). *Psyche* 72: 255-263.
- Lawrence, J. F. y E. B. Britton, 1991. Coleoptera (Beetles). Pp. 543-683. En: CSIRO (Ed.). *The Insects of Australia*, 2da ed., Vol. II. Cornell University Press, Ithaca.
- New, T. R., 1991. Neuroptera. Pp. 525-542. En: CSIRO (Ed.). *The Insects of Australia*, 2da ed., Vol. I. Cornell University Press, Ithaca.
- Penny, N. D. & O. S. Flint, Jr., 1982. A revision of the genus *Chloronia* (Neuroptera: Corydalidae). *Smithsonian Contributions to Zoology* 348: 1-27.
- Theischinger, G., 1991. Megaloptera. Pp. 516-520. En: CSIRO (Ed.). *The Insects of Australia*, 2da ed., Vol. I. Cornell University Press, Ithaca.

TRICÓPTEROS (INSECTA: TRICHOPTERA) DEL DESIERTO DE LOS LEONES, D. F.

Joaquín Bueno-Soria, María Razo-González y Rafael Barba-Álvarez

Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología.
Apdo. Postal 70-153, México, 04510 D. F. bueno@servidor.unam.mx

RESUMEN. En septiembre del año 2005, se inició el estudio de los insectos acuáticos del Orden Trichoptera, en el Parque Nacional "Desierto de los Leones" D. F., en el río "San Borja" con los objetivos de conocer la fauna de insectos del orden Trichoptera de la zona, su papel como indicadores de la calidad del agua, distribución dentro del ecosistema acuático y finalmente, compararlos con las faunas de tricópteros presentes en los ríos "Los Dinamos" D. F. y "Lagunas de Zempoala" Edo, de México. El río "San Borja" se localiza en las coordenadas 19° 18' 27" de latitud N y 99° 18' 45" de longitud O, alt. 2971 m. La fauna hasta ahora encontrada corresponde a los siguientes géneros y especies: **Río San Borja:** (Larvas) *Glossosoma sp.*, *Hesperophylax sp.*, *Chimarra sp.*. (Adultos): Familia. Limnephilidae, *Limnephilus tulatus* Denning, *Hesperophylax mexico* Parker y Wiggings. Fam. Hydrobiosidea, *Atopsyche hidalgoi* Flint. Fam. Glossosomatidae, *Glossosoma ventrale* Banks. Fam. Polycentropodidae, *Polycentropus mexicanus* (Banks). Fam. Lepidostomatidae, *Lepidostoma aztecum* Flint y Bueno, *Lepidostoma delongi* Ross. **Río de Los Dinamos: D. F.** (Larvas) *Atopsyche sp.*, *Glossosoma sp.*, *Chimarra sp.*, *Hesperophylax sp.*, *Polycentropus sp.* **Río Lagunas de Zempoala:** (Adultos): Familia Glossosomatidae, *Culoptila sp1.* Familia Leptoceridae, *Nectopsyche lahontanensis* Haddock, Familia Limnephilidae, *Hesperophylax magnus* Banks, *Clistoronia graniculata* (Denning). Familia Lepidostomatidae, *Lepidostoma delongi* Ross, *Lepidostoma quila* Bueno y Padilla. Familia Hydrobiosidae *Atopsyche hidalgoi* Flint, Familia Hydropsychidae, *Diplectrona chiapensis* Flint. Familia Philopotamidae, *Wormaldia planae* Ross y King. Familia Helicopsychidae, *Helicopsycha mexicana* Banks.

Palabras Clave: Trichoptera, adultos, larvas, fauna, Desierto de los Leones, México.

ABSTRACT. In September 2005 we initiated the study of the Order Trichoptera at Parque Nacional "Desierto De Los Leones" D. F. in the stream "San Borja" with the objectives of recognize the Trichoptera fauna of the area, their role as indicators of the water quality, distribution in the aquatic ecosystem and finally, to compare the results with the Trichoptera fauna from the streams "Los Dinamos" D. F. and "Lagunas de Zempoala" Edo. de México, in order to evaluate their diversity. The San Borja River, is situated at 19° 18' 27" latitude N, 99° 18' 45" longitude W, an elevation of 2971 m. The Trichoptera fauna identified in this river belongs to following genera and species: **Río San Borja:** (Larvas) *Glossosoma sp.*, *Hesperophylax sp.*, *Chimarra sp.*. (Adultos): Fam. Limnephilidae, *Limnephilus tulatus* Denning, *Hesperophylax mexico* Parker y Wiggings. Fam. Hydrobiosidea, *Atopsyche hidalgoi* Flint. Fam. Glossosomatidae, *Glossosoma*

ventrale Banks. Fam. Polycentropodidae, *Polycentropus mexicanus* (Banks). Fam. Lepidostomatidae, *Lepidostoma aztecum* Flint y Bueno, *Lepidostoma delongi* Ross. **Río de Los Dinamos: D.F.** (Larvas) *Atopsyche* sp, *Glossosoma* sp, *Chlmarra* sp, *Hesperophylax* sp, *Polycentropus* sp. **Río Lagunas de Zempoala:** (Adultos): Fam. Glossosomatidae, *Culoptila* sp1. Fam. Leptoceridae, *Nectopsyche lahontanensis* Haddock, Fam. Limnephilidae, *Hesperophylax magnus* Banks, *Clistoronia graniculata* (Denning). Fam. Lepidostomatidae, *Lepidostoma delongi* Ross, *Lepidostoma quila* Bueno y Padilla. Fam. Hydrobiosidae *Atopsyche hidalgoi* Flint, Fam. Hydropsychidae, *Diplectrone chiapensis* Flint. Fam. Philopotamidae, *Wormaldia planae* Ross y King. Fam. Helicopsychidae, *Helicopsyche mexicana*

Key Words: Trichoptera, adults, larvae, fauna, Desierto de los Leones, Mexico.

INTRODUCCIÓN

El estudio de los insectos del orden Trichoptera se inició en México con los trabajos realizados por Flint (1967, 1972, 1974). Posteriormente Bueno-Soria se incorpora al estudio de la taxonomía de este orden, con los trabajos desarrollados por Bueno (1977), Bueno y Flint (1978) y Flint y Bueno (1977). Sin embargo, la mayor parte de los estudios de los tricópteros de México, se han hecho principalmente en las zonas localizadas en el Sur Suroeste o el Norte de México, y poco se había estudiado la zona del eje Neovolcánico. Por esta razón, se considera importante integrar la información obtenida de la diversidad de insectos del Orden Trichoptera de los bosques cercanos a la Ciudad de México, ya que además de ser un hábitat por demás interesante debido a la diversidad de insectos, así como por la importancia que tiene como una área de recarga de los acuíferos de la ciudad de México.

Área de estudio

El Parque Nacional "Desierto de los Leones", se ubica en la delegación Cuajimalpa 32 kilómetros al suroeste del Distrito Federal entre los 19°20' y 19°15' de latitud N y los 99°20' y 99°17' de longitud W. Pertenece a la unidad geomorfológica Sierra de las Cruces, que forma parte de la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico y la subprovincia de los lagos y volcanes de Anáhuac. El sistema de topoformas dominante en la región es la sierra volcánica de laderas escarpadas (INEGI 2000).

Es un lugar privilegiado por su generosa naturaleza, es un área generadora de oxígeno y filtradora de contaminantes por sus bosques que hacen aportaciones importantes a la regulación del clima y a la recarga de los mantos acuíferos. Recibe las precipitaciones pluviales más altas del Distrito Federal (entre los 1.200 y los 1.500 mm) y cuenta con un sistema de barrancas,

Fig. 1. Río San Borja, Desierto de los Leones D. F., mostrando el sustrato rocoso, hábitat de las larvas de los Tricópteros.



cañadas y corrientes superficiales de agua. Además, tiene características topográficas favorables para la conservación de flora y fauna nativa del Valle de México (Fig.1).

Métodos de colecta

En septiembre del 2005, se inició un programa mensual de colectas con duración de dos años (2005-2007) de larvas y adultos de los insectos del orden Trichoptera del Río San Borja.

Para la recolecta de las larvas se utilizaron las redes acuáticas de triángulo para capturar a las larvas que fueran arrastradas por la corriente al momento de levantar las piedras del agua, así como la toma directa de larvas adheridas a las piedras sumergidas que contenían los refugios de las mismas, lo cual se realizó utilizando pinzas entomológicas para despegar dichos refugios (Fig. 2).

La colecta nocturna se realizó mediante la trampa de luz ultravioleta, utilizando un tubo de luz de 25 Wats con filtro blanco, para atraer a los adultos a una sábana blanca que sirvió de pantalla (Fig.3), de donde se tomaban directamente a los adultos para ser introducidos a las frascos o cámaras letales conteniendo Cianuro de potasio KCN para su rápida fijación.

Fig 2. Río de los Dinamos, D. F. mostrando corriente rápida con sustrato rocoso y el método de colecta de larvas directamente de las piedras extraídas del río.



Fig. 3. Método de colecta nocturna de tricópteros adultos utilizando la luz ultravioleta.



RESULTADOS

Río San Borja

Larvas

Glossosomatidae

Glossosoma sp

Limnephilidae

Hesperophylax sp,

Philopotamidae

Chimarra sp..

Adultos

Limnephilidae

Limnephilus tulatus Denning

Hesperophylax mexico Parker y Wiggings

Hydrobiosidea

Atopsyche hidalgoi Flint

Glossosomatidae

Glossosoma ventrale Banks

Hydroptilidae

Ochrotrichia leona Bueno y Santiago

Polycentropodidae

Polycentropus mexicanus (Banks)

Lepidostomatidae

Lepidostoma aztecum Flint y Bueno

Lepidostoma delongi Ross

Lepidostoma quila Bueno y Padilla

Nueve especies

Río de Los Dinamos: D. F.

Larvas

Hidrobiosidae

Atopsyche sp

Glossosomatidae

Glossosoma sp

Philopotamidae

Chimarra sp

Limnephilidae

Hesperophylax sp

Polycentropodidae

Polycentropus sp

Cinco especies

Río Quila, Zempoala, Edo. de México

Adultos

Glossosomatidae,

Culoptila sp1.

Leptoceridae,

Nectopsyche lahontanensis Haddock,

Limnephilidae,

Hesperophylax mexico Parker y Wiggings

Clistoronia graniculata (Denning).

Lepidostomatidae,

Lepidostoma aztecum Flint y Bueno

Lepidostoma delongi Ross,

Lepidostoma quila Bueno y Padilla.

Hydrobiosidae

Atopsyche hidalgoi Flint,

Hydropsychidae

Diplectrone chiapensis Flint

Philopotamidae,

Wormaldia planae Ross y King

Polycentropodidae

Polycentropus aztecus Flint, 1967a

Helicopsychidae,

Helicopsyche Mexicana Banks

12 especies

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran claramente que la mayor diversidad está en los ríos San Borja del Desierto de los Leones y Quila de las Lagunas de Zempoala con nueve y 12 especies respectivamente, lo cual puede ser explicado por lo siguiente:

Las colectas del Río Quila, Zempoala Edo. de Mex. fueron hechas hace 27 años en 1980 mientras que las colectas del Río San Borja y Río de los Dinamos se están realizando actualmente, por lo que la diferencia en la diversidad de especies se puede atribuir a los siguientes factores:

1. La alteración del medio causa estragos en el hábitat de las especies acuáticas lo cual se refleja en la disminución de la diversidad en cada uno de los ríos estudiados.
2. La contaminación acuática originada por el crecimiento de la mancha urbana, se ha manifestado por la pérdida de algunas especies en la zona.
3. Los métodos de colecta no han sido hasta ahora los más afortunados para la colecta de adultos.

Después de un análisis detenido de los resultados, consideramos que la principal causa de disminución o pérdida de biodiversidad en la zona estudiada, se debe fundamentalmente a la alteración del medio debido a las actividades del hombre, esto es construcción de caminos, tala del bosque sin planeación, incendios forestales o destrucción del bosque por demanda de habitación.

Finalmente, siendo el agua un elemento vital para todos los seres vivos, es la responsabilidad compartida entre gobierno de México y sus habitantes el tomar las medidas necesarias; no solo preservar sino incrementar las superficies de bosques con sus hábitats acuáticos, ya que la pérdida de estos ecosistemas, sobre todo en una de las ciudades más pobladas del mundo, nos puede llevar a un colapso ambiental por los cambios inesperados del clima al no haber lluvias para la recarga de los mantos acuíferos de la Ciudad de México.

Literatura citada

- Bueno-Soria, J., 1977. Una especie nueva de *Ochrotrichia* Mosely (Insecta: Trichoptera: Hydroptilidae). *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 48 (1): 141-144.
- Bueno-Soria, J. y O. S. Flint Jr., 1978. Catálogo sistemático de los tricópteros de México (Insecta: Trichoptera), con algunos registros de Norte, Centro y Sudamérica. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Series Zoología*, 49:189-218.

- Flint, O. S. Jr., 1967. Studies of Neotropical caddis flies, V: types of the species described by Banks and Hagen. *Proceedings of the United States National Museum*, 123(3619):1-37.
- Flint, O. S. Jr., 1972. Studies of Neotropical caddisflies, XIII: The genus *Ochrotrichia* from Mexico and Central America (Trichoptera:Hydroptilidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 118:1-28.
- Flint, O. S. Jr., 1974. Studies of Neotropical caddisflies, XVII: The genus *Smicridea* from North and Central America (Trichoptera: Hydropsychidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 167:1-65.
- Flint, O. S. Jr. y J. Bueno-Soria, 1977. Studies of Neotropical Caddisflies, XXI. The Genus *Lepidostoma* (Trichoptera: Lepidostomatidae). *Proceeding of the Biological Society of Washington* 90(2):375-387.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2000. XII Censo General de Población y Vivienda. Cuaderno Estadístico Delegacional No. 931765, Cuajimalpa de Morelos y Alvaro Obregón, D. F., México.*
- Programa de Conservación y Manejo, 2004. Parque Nacional "Desierto de Los Leones".

BIODIVERSIDAD DE INSECTOS ACUÁTICOS Y EL FUNCIONAMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS

Alonso Ramírez

Instituto para Estudios de Ecosistemas Tropicales, Universidad de Puerto Rico, recinto de Río Piedras. P.O. Box 21910, San Juan, Puerto Rico 00931.

alonso_ites@yahoo.com

RESUMEN. Se explora la importancia de los insectos acuáticos en los procesos ecológicos de los ecosistemas de ríos tropicales. En especial, su función dentro de estos procesos, el grado de redundancia entre los distintos grupos de insectos, y entre éstos y otros grupos de organismos acuáticos (ej. peces y camarones). Entender el posible cambio en el funcionamiento del ecosistema luego de reducciones o extinciones es importante para poder proyectar impactos sobre estos ecosistemas.

Palabras Clave: Insectos acuáticos, biodiversidad, ecosistemas, funcionamiento, extinción.

ABSTRACT. The importance of aquatic insects in the ecological processes of tropical streams ecosystems is explored. Particularly, their function in these processes, the degree of redundance among different groups of insects, as well as among these and other aquatic organisms (v.g. fishes and shrimps). To understand possible changes in ecosystem functioning after reductions or extinctions is important in order to visualize impacts on these ecosystems.

Key Words: Aquatic insects, biodiversity, ecosystems, functioning, extinction.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas naturales son complejos, estables y contienen gran diversidad de especies. Dentro de ellos, cada especie tiene una función ecológica en el mantenimiento y funcionamiento del ecosistema. En términos generales, se reconoce que la extinción de una o más especies resulta en la simplificación del ecosistema y en potenciales cambios en la función de mismo (Loreau *et al.* 2001). Aunque existen excepciones, sabemos que la pérdida de unas cuantas especies generalmente no causa grandes cambios en los ecosistemas si las que quedan son lo suficientemente redundantes como para compensar por la pérdida. Sin embargo, subsecuentes extinciones llevan al ecosistema al punto donde ya ninguna especie es redundante con las que quedan y la pérdida de especies adicionales causaría cambios drásticos en la función del ecosistema

(ej., reciclaje de nutrientes, productividad). En este punto el ecosistema se vuelve susceptible a invasiones de especies exóticas y a interrupciones en los procesos. La redundancia entre las especies es una característica clave de los ecosistemas, y también es importante para asegurar su estabilidad ante cambios futuros (ej. calentamiento global). Si más de una especie es capaz de realizar alguna función en particular, pero sus vulnerabilidades a los cambios abióticos son diferentes, los ecosistemas continuarán funcionando aún cuando algunas especies se extingan (Hooper *et al.* 2005).

Ecosistemas acuáticos, como los ríos, proveen muchos servicios a los seres humanos. El agua dulce es utilizada para el consumo humano, la irrigación, la industria, recreación, pesquerías y como fuente de biodiversidad. Estos servicios son esenciales para la salud y sobrevivencia de los seres humanos y generalmente su deterioro resulta irremplazable o bien de alto costo (Palmer 2004). Desafortunadamente, la mayoría de los servicios que los ecosistemas proveen se vuelven valiosos cuando escasean debido al deterioro o a la sobre explotación. Entre los impactos humanos más comunes a los ríos encontramos la fragmentación y la eliminación de la vegetación ribereña (Allan y Johnson 1997). Conforme los seres humanos impactamos al planeta ciertos cambios son esperados en los ecosistemas de río: pérdida de hábitat, contaminación orgánica y química, establecimiento de especies exóticas, sobre explotación, extinciones secundarias, y cambio climático (Allan y Flecker 1993). Todos ellos potencialmente resultan en la pérdida de especies nativas. En términos generales, las actividades antropogénicas resultan en la pérdida de estabilidad y la simplificación de los ecosistemas, con la consecuente pérdida de los servicios que ellos proveen (ej. agua potable).

Los ecosistemas acuáticos tienen muchos componentes, los insectos son uno de ellos. Dentro del agua, las larvas o ninfas y algunos adultos de los insectos acuáticos se pueden encontrar en una gran variedad de hábitats. La diversidad de insectos acuáticos se reconoce como alta para muchos tipos de sistemas (Flowers 1991). Ciertamente, la cantidad de especies es relativamente alta cuando se la compara con la de peces, camarones y moluscos que habitan los ecosistemas acuáticos. Por ello, se les considera importantes consumidores primarios y secundarios en las cadenas alimentarias de los ríos y lagos (Mihuc 1997). Los insectos acuáticos responden rápidamente a cambios en la fisicoquímica del ambiente en el que viven. La composición de especies en los ríos es frecuentemente utilizada como indicador de cambios negativos en la calidad del agua (Barbour *et al.* 1999). Diferentes especies de insectos acuáticos tienen diferentes requerimientos de hábitat y de condiciones abióticas. La extinción de las especies de un ecosistema es generalmente el resultado de alteraciones al sistema y el monitoreo de los cambios en diversidad ha servido de herramienta de evaluación del impacto de los humanos en los ecosistemas

de ríos (Wallace *et al.* 1996). Debido a que los insectos participan en una gran variedad de procesos ecológicos y que responden rápido a los cambios en el medio ambiente, es de esperarse que los procesos ecológicos cambien conforme las especies de insectos desaparecen. Los insectos acuáticos juegan un papel importante en procesos como el control de la productividad primaria de los ríos. Por ejemplo, los insectos acuáticos que consumen algas del fondo del río y que a su vez re-mineralizan nutrientes pueden tener un efecto importante determinando las tasas de productividad primaria de los ecosistemas (Harvey *et al.* 1998, Huryn 1998). Los insectos y otros invertebrados acuáticos juegan papeles importantes en casi todos los procesos de los ecosistemas de río, desde la productividad primaria hasta la descomposición de la hojarasca que entra desde la zona ribereña (Wallace y Webster 1996).

El principal objetivo de este trabajo es explorar la importancia de los insectos acuáticos en los procesos ecológicos de los ecosistemas de ríos tropicales. En especial, su función dentro de estos procesos, el grado de redundancia entre los distintos grupos de insectos, y entre éstos y otros grupos de organismos acuáticos (ej. peces y camarones). Los impactos antropogénicos tienden a afectar de forma más drástica a organismos como los peces que a los insectos. Entender el posible cambio en el funcionamiento del ecosistema luego de reducciones o extinciones es importante para poder proyectar impactos sobre estos ecosistemas.

Función de los insectos acuáticos

Los procesos ecológicos dentro de los ecosistemas de ríos son llevados a cabo con la participación de la biota y en el contexto de sus ambientes. Por ejemplo, la productividad primaria es llevada a cabo por las algas, utilizando los recursos disponibles en el medio. Sin embargo, en presencia de organismos algívoros la magnitud de dicho proceso puede variar. En general, la presencia de consumidores tiende a estimular la productividad de las algas, al menos inicialmente, ya que los consumidores remueven tejido deteriorado en las carpetas de algas. Sin embargo, a cierto nivel de consumo la productividad disminuye como resultado de la remoción de las células fotosintéticas por los consumidores. Por ello, decimos que los insectos consumidores de algas juegan una función importante determinando la magnitud de la productividad primaria en los ecosistemas acuáticos.

Las distintas especies de insectos acuáticos pueden ser agrupadas en grupos funcionales de acuerdo a la forma en que consumen sus recursos. Esto permite agrupar especies con funciones similares dentro de grupos encargados de cierto proceso. Las especies de organismos que consumen algas del fondo del río y que tienen su aparato bucal modificado para remover algas sobre la

superficie de las rocas las podemos denominar raspadores. Estos consumen mayormente algas, pero también la biopelícula de polisacáridos que compone el perifiton, incluyendo bacterias y otros microorganismos. Los raspadores tienen una función importante controlando el proceso de la productividad primaria de los ríos. Otro grupo funcional importante son los fragmentadores de la hojarasca que entra a los ríos desde la vegetación ribereña. Los insectos fragmentadores aparentemente obtienen su energía de los hongos y las bacterias que colonizan las hojas dentro del río. Sin embargo, para poder consumirlas tienen que consumir fragmentos de hoja y al hacerlo aceleran el proceso de descomposición de la hojarasca. Por ello, los fragmentadores juegan un papel importante reduciendo el tamaño de las partículas de materia orgánica en los ríos. A la misma vez, estos proveen materia orgánica fina que puede ser consumida por insectos recolectores río abajo (Wallace y Webster 1996).

Diversidad y funcionamiento

A pesar de la diversidad de procesos que ocurren en los ecosistemas acuáticos, poco es lo que conocemos sobre la función de los insectos en los ríos tropicales. Uno de los procesos que más atención han recibido recientemente es el de la descomposición de la hojarasca que entra de la vegetación ribereña. La relación entre la diversidad y procesos como el reciclaje de nutrientes han sido poco estudiadas en ríos tropicales.

La hojarasca es una de las mayores fuentes de energía para los ecosistemas acuáticos, en especial los ríos de montaña. En estos ríos los insectos fragmentadores juegan un papel importante procesando la hojarasca una vez que la misma entra al río (Wallace *et al.* 1997). Sin embargo, una de las diferencias más claras entre ríos de zona templada y ríos tropicales es la falta de insectos fragmentadores en los trópicos (Pringle y Ramírez 1998, Dudgeon y Wu 1999, Dobson *et al.* 2002). Esta observación ha atraído la atención de los investigadores ya que las tasas de descomposición de la hojarasca en los ríos tropicales son iguales o más altas que las observadas en zonas templadas (Rosemond *et al.* 1998). Varias hipótesis han sido propuestas para explicar esta aparente paradoja. Irons *et al.* (1994) sugieren que los microbios son los encargados principales de llevar a cabo este proceso en los trópicos, argumentando que las cálidas temperaturas estimulan la actividad microbiana. Por otro lado, otros investigadores han encontrado que los peces y camarones, que tienden a ser abundantes en los trópicos, tienen funciones importantes procesando la hojarasca en los ríos tropicales (March *et al.* 2001). La mayor parte de estos grupos son peces y decápodos que consumen detrito como parte de sus dietas (Winemiller 1990, Wootton y Oemke 1992, Rosemond *et al.* 2001). Las investigaciones relacionadas a este tema resaltan la necesidad de obtener un mejor entendimiento de la función de los organismos acuáticos en los procesos de los ecosistemas que habitan.

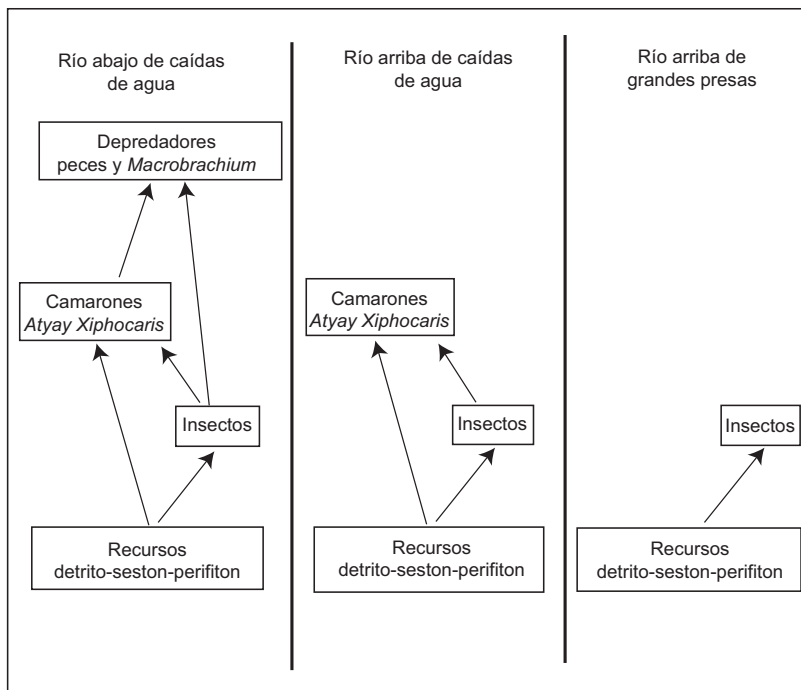
La importancia de entender el funcionamiento de los ecosistemas es resaltado por el hecho de que los peces y camarones son grupos que están bajo severa presión y sus especies se pueden extinguir como resultado de los impactos de los humanos (Pringle *et al.* 2000). Además de eso, algunos son migratorios, ya sea que se trasladen estacionalmente de un sistema riverino a otro o bien que usen el ambiente estuarino para el desarrollo de sus estadios juveniles o para la reproducción (Holmquist *et al.* 1998, Pringle *et al.* 2000). Los cambios en las propiedades de los ecosistemas que resulten de la pérdida de estas especies representan una gran laguna de información sobre el funcionamiento de los ecosistemas en regiones tropicales y en la ecología acuática en general. La mayor parte de las especies no migratorias de los ríos tropicales son insectos. Muchos insectos, decápodos y peces son omnívoros, pero sabemos poco de sus funciones dentro del ecosistema y el grado de redundancia que existe entre ellos.

Los ríos en Puerto Rico representan un buen laboratorio para estudiar la función de las especies en los ecosistemas tropicales. Los ríos en la isla tienen todas las características de los ríos tropicales (ej. la temperatura del agua es cálida, los aportes de hojarasca son altos), pero al ser una isla la diversidad es más baja que en sitios continentales. Menos diversidad provee situaciones más manejables cuando se estudia la función de las especies en los procesos ecológicos.

Tanto los camarones como los peces en Puerto Rico tienen estadios migratorios (diádramos) y necesitan acceso a los estuarios y ambientes marinos para completar sus ciclos de vida (March *et al.* 1998). Los camarones juveniles y los peces adultos tienen que migrar de los estuarios a las cabeceras de río donde se encuentran las poblaciones de adultos. Los camarones tienden a migrar más río arriba en busca de sitios donde su principal depredador, el pez *Agnostomus monticola*, no está presente. Por ello, los tramos de río donde *A. monticola* está presente tienen abundancias bajas de camarones relativo a aquellos sin esta especie de pez. *A. monticola* no puede pasar caídas de agua grandes y los camarones dominan río arriba de ellas, mientras que río abajo dominan los peces. De forma similar, las represas detienen las migraciones y los peces nativos y los camarones están ausentes aguas arriba de las represas (Holmquist *et al.* 1998). En dichos sitios, los insectos y algunos cangrejos son los únicos organismos presentes en los ecosistemas de río. En resumen, la presencia de barreras naturales y artificiales resulta en una serie de ecosistemas que varían en su composición de especies (Fig. 1).

La descomposición de la hojarasca en los ríos Puertorriqueños se lleva a cabo por la actividad de los microbios, los insectos, y los decápodos (ej. camarones y cangrejos; Covich y McDowell 1996). Los peces son algivoros o depredadores. Investigaciones recientes indican que cuando los camarones son localmente abundantes estos juegan un papel importante procesando la hojarasca de

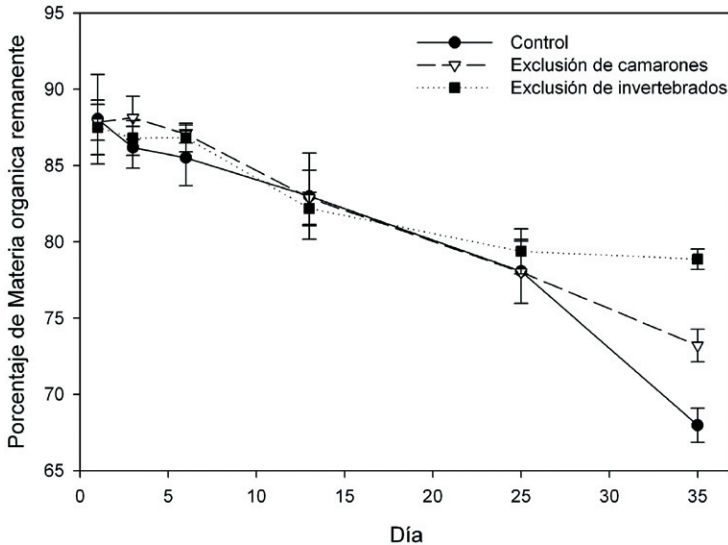
Fig. 1. Cambios esperados en la estructura de las cadenas alimentarias como resultado de la localización de los tramos de río en relación a caídas de agua y represas. Río abajo de las represas las cadenas alimentarias alcanzan su mayor complejidad, los peces depredadores son excluidos por las caídas de agua y los camarones *Macrobrachium* son también menos abundantes. En general, río arriba de grandes represas solo se esperaría encontrar insectos. La figura representa una cadena bastante simplificada y no incluye algunos grupos de organismos acuáticos.



los ríos (Crowl *et al.* 2001, March *et al.* 2001). *Xiphocaris elongata* es uno de los camarones más abundantes y puede romper y consumir trozos de hojas del fondo de los ríos (Crowl *et al.* 2006). Asimismo, *Atya lannipes* es mayormente un filtrador en áreas de flujo, pero en pozas cambia de filtrar a raspar el fondo del río, removiendo y consumiendo fragmentos de hojas. En una manipulación en una poza, Crowl *et al.* (2001) encontraron que *X. elongata* fue importante procesando hojarasca y su función fue complementada por la presencia de *A. lannipes*. Además, March *et al.* (2001) encontraron que los camarones se vuelven menos abundantes en elevaciones bajas, donde no juegan un papel importante en el proceso de descomposición de la hojarasca.

Estudios recientes usando bolsas con diferentes tamaños de poro indican que aun cuando los camarones sean excluidos las tasas de descomposición de las hojas se mantienen altas (Wright y Covich 2005).

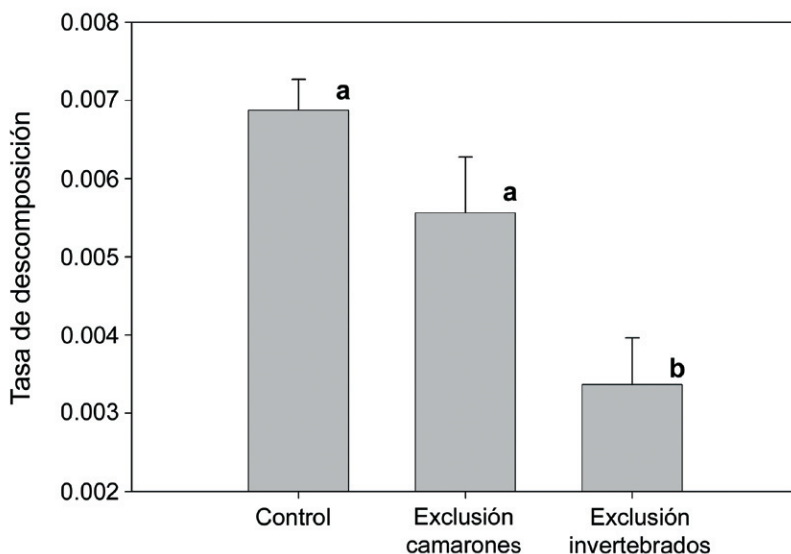
Fig. 2. Porcentaje de materia orgánica remanente en los paquetes de hojas a través del tiempo en los distintos tratamientos. Los símbolos son promedios (n=3) más/menos un error estándar. Se encontraron diferencias significativas (*) entre los tratamientos en el día 35.



Siguiendo esta línea de investigación, nosotros estudiamos cómo las tasas de descomposición de la hojarasca cambian en presencia y ausencia de diferentes grupos de organismos (Bobeldyk y Ramírez en revisión). La pregunta principal sigue siendo ¿cuál es el grado de redundancia entre los camarones, los insectos y los microbios en el proceso de descomposición de la hojarasca en una quebrada tropical? En una quebrada de primer orden seleccionamos tres pozas con poco flujo de agua y en ellas colocamos paquetes de hojas asignados a tres tratamientos: control (camarones presentes), exclusión de camarones y exclusión de todos los invertebrados. El experimento tuvo una duración de 35 días, al final de los cuales encontramos una diferencia significativa entre los tratamientos. La pérdida de peso en los paquetes de hojas fue similar entre los distintos tratamientos durante el periodo de estudio (Fig. 2). Lo que indica que la descomposición procede en forma similar en todos los tratamientos y que no fue sino hasta el final del experimento que el efecto de los distintos tratamientos mostró diferencias en la cantidad de materia orgánica en los paquetes. Las tasas de descomposición por día resultaron ser similares entre el control y la exclusión de camarones, y significativamente distintas a la exclusión de invertebrados (Fig. 3).

Es interesante notar que el control no tenía casi insectos, al igual que la exclusión de invertebrados (Fig. 4). Por ello, podemos proponer que la tasa de

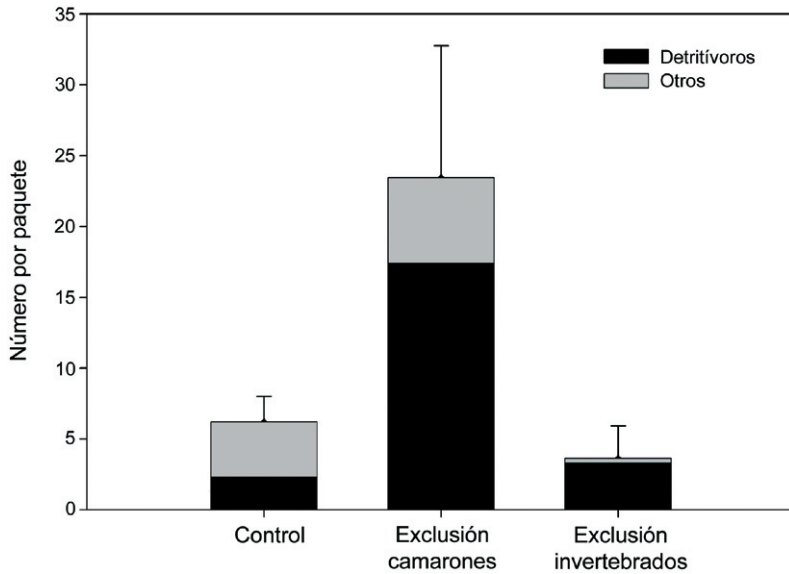
Fig. 3. Tasas de descomposición (k) en los tratamientos control, exclusión de camarones, y exclusión de invertebrados. Las columnas son promedios (n=3) más/ menos un error estándar.



descomposición en el control fue el resultado de la actividad de los camarones. En la exclusión de camarones abundaron los insectos recolectores, y la cantidad de insectos fragmentadores fue baja. En general, los insectos, dominados por recolectores, lograron mantener el proceso de la descomposición de la hojarasca a un nivel similar una vez que los camarones fueron excluidos del ecosistema. Además, las tasas de descomposición estuvieron muy por encima de la tasa de descomposición de los microbios solos. Lo que indica que existe redundancia entre los insectos y los camarones en este río tropical, de desaparecer los camarones, los insectos podrían mantener el proceso ecológico de la descomposición de la hojarasca sin cambios drásticos.

Sin embargo, debemos aclarar que los camarones juegan una función importante en otros procesos y podrían impactar este proceso indirectamente (ej. vía aumentos en la sedimentación [Pringle *et al.* 1999]). Nuestro estudio rechaza la hipótesis de Iron *et al.* (1994) sugiriendo que los microbios no mantienen una tasa de descomposición alta relativo a tratamientos con invertebrados. Por ello, podemos concluir que los invertebrados en general son elementos críticos en la descomposición de la hojarasca en este río tropical y que existe redundancia entre diferentes grupos de invertebrados (ej. camarones vs. insectos).

Fig. 4. Cantidad total de insectos, separados por detritívoros (recolectores más fragmentadores) y otros, en el día 35. Las columnas son promedios (n=3) más/ menos un error estándar.



Direcciones futuras

Los insectos acuáticos son componentes importantes de los ríos tropicales. No solo se encuentran en muchos tipos de hábitats, sino también en gran diversidad (Flowers 1991). Sin embargo, todavía hacen falta recursos para poder identificar esta diversidad y permitir estudios ecológicos. Una de las paradojas de nuestro tiempo es la falta de recursos para llevar a cabo la taxonomía necesaria para documentar la diversidad de organismos. Sin embargo, estos esfuerzos tendrán más valor si se complementan con información sobre la función de los distintos organismos en el ecosistema. Nuestros estudios indican claramente que los insectos son componentes importantes de los ecosistemas acuáticos y que juega Sin embargo, nuestra información es limitada. Los ecosistemas acuáticos tienen muchos otros procesos en los que no sabemos la función de los insectos.

Referencias

Allan, J. D. y A. S. Flecker, 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43, 32-43.

- Allan, J. D. y L. B. Johnson, 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystem. *Freshwater Biology* 37, 107-111.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder y J. B. Stribling, 1999. "Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish". US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Covich, A. P. y W. H. McDowell, 1996. The stream community, pp. 434-459. In: D. P. Regan and R. B. Waide (Eds.). *The food web of a tropical rainforest*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Crowl, T. A., W. H. McDowell, A. P. Covich y S. L. Johnson, 2001. Freshwater shrimp effects on detrital processing and nutrients in a tropical headwater stream. *Ecology* 82, 775-783.
- Crowl, T. A., V. Welsh y T. Heartsill-Scalley, 2006. Effects of different types of conditioning on rates of leaf-litter shredding by *Xiphocaris elongata*, a Neotropical freshwater shrimp. *Journal of the North American Benthological Society* 25, 196-206.
- Dobson, M., A. Magana, J. M. Mathooko y F. K. Ndegwa, 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology* 47, 909-919.
- Dudgeon, D. y K. K. Y. Wu, 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? *Archiv Fur Hydrobiologie* 146, 65-82.
- Flowers, R. W., 1991. Diversity of stream-living insects in Northwestern Panamá. *Journal of the North American Benthological Society* 10, 322-334.
- Harvey, C. J., B. J. Peterson, W. B. Bowden, A. E. Hershey, M. C. Miller, L. A. Deegan y J. C. Finlay, 1998. Biological responses to fertilization of Oksrukuyik Creek, a tundra stream. *Journal of the North American Benthological Society* 17, 190-209.
- Holmquist, J. G., J. M. Schmidt-Gengenbach y B. B. Yoshioka, 1998. High dams and marine-freshwater linkages: Effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology* 12, 621-630.
- Hooper, D. U., S. Chapin III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer y D. A. Wardle, 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3-35.
- Huryn, A. D., 1998. Ecosystem-level evidence for top-down and bottom-up control of production in a grassland stream system. *Oecologia* 115, 173-183.
- Irons, J. G., M. W. Oswood, R. J. Stout y C. M. Pringle, 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology* 32, 401-411.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Sumid, D. Tilman, and D. A. Wardle, 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804-808.
- March, J. G., J. P. Benstead y C. M. Pringle, 1998. Migratory drift of larval fresh water shrimps in two tropical streams, Puerto Rico. *Freshwater Biology* 40, 261-273.
- March, J. G., J. P. Benstead, C. M. Pringle y M. W. Ruebel, 2001. Linking shrimp assemblages with rates of detrital processing along an elevational gradient in a tropical stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 470-478.

- Mihuc, T. B., 1997. The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater Biology* 37, 455-462.
- Palmer, M. A., 2004. Ecology for a crowded planet. *Science* 304.
- Pringle, C. M., N. Hemphill, W. H. McDowell, A. Bednarek y J. G. March, 1999. Linking species and ecosystems: different biotic assemblages cause interstream differences in organic matter. *Ecology* 80, 1860-1872.
- Pringle, C. M. y A. Ramírez, 1998. Use of both benthic and drift sampling techniques to assess tropical stream invertebrate communities along an altitudinal gradient, Costa Rica. *Freshwater Biology* 39, 359-373.
- Pringle, C. M., F. N. Scatena, P. Paaby-Hansen y M. Nuñez-Ferrera, 2000. River conservation in Latin America and the Caribbean, pp. 39-75. In: P. J. Boon and G. E. Petts (Eds.). *Global perspectives on river conservation: science, policy and practice*. John Wiley and Sons, Ltd.
- Rosemond, A. D., C. M. Pringle y A. Ramírez, 1998. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshwater Biology* 39, 515-524.
- Rosemond, A. D., C. M. Pringle, A. Ramírez y M. J. Paul, 2001. A test of top-down and bottom-up control in a detritus-based food web. *Ecology* 82, 2279-2293.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer y J. R. Webster, 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277, 102-104.
- Wallace, J. B., J. W. Grubaugh y M. R. Whiles, 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications* 6, 140-151.
- Wallace, J. B. y J. R. Webster, 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Ecology and Systematics* 41, 115-139.
- Winemiller, K. O., 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs* 60, 331-367.
- Wootton, T. y M. P. Oemke, 1992. Latitudinal differences in fish community trophic structure, and the role of fish herbivory in a Costa Rican stream. *Environmental Biology of Fishes* 35, 311-319.
- Wright, M. S. y A. P. Covich, 2005. The Effect of Macroinvertebrate Exclusion on Leaf Breakdown Rates in a Tropical Headwater Stream. *Biotropica* 37, 403-408.

IMPORTANCIA DEL ESTUDIO DE LA ENTOMOFAUNA ACUÁTICA PARA LA CONSERVACIÓN Y MANEJO SUSTENTABLE DE SISTEMAS DULCEACUÍCOLAS DE MÉXICO

Perla Edith Alonso Eguía Lis

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Subcoordinación de Hidrobiología y Evaluación Ambiental. Paseo Cuauhnáhuac 8532. Progreso, Jiutepec, Morelos. CP 62550.
palonso@tlaloc.imta.mx

RESUMEN: Se hace un análisis del estado actual de conservación y salud de los sistemas acuáticos de México con base en factores de impacto como son las presas y los niveles de contaminación. Se describe de manera general las principales metodologías para cálculo de gasto ecológico, así como el análisis del marco jurídico y normativo en el que se sustenta las garantías de integridad ecológica de los sistemas acuáticos mexicanos, advirtiendo la carencia del uso de mediciones de procesos ecológicos que permitan evaluar el estado de salud e integridad ecológica real de los ríos en México. Se menciona la importancia de la inclusión del uso de macroinvertebrados como organismos indicadores e integradores que permitan dar seguimiento al manejo y gestión del recurso hídrico en México.

Palabras Clave: Sistemas acuáticos, bioindicadores, integridad ecológica, legislación, México.

ABSTRACT: The status of freshwater ecosystem conservation and health in Mexico with regard to impacts from dams and water pollution is assessed. The principal environmental flow methodologies are generally described, as are analyses of the juridical and normative frames established to maintain the ecological integrity of freshwater systems in Mexico. Caution is advised because the lack of use of adequate measures of ecological processes will not permit proper evaluation of the true ecological integrity of rivers in Mexico. Including macroinvertebrates as part of the assessment protocols will improve management of the freshwater resources in Mexico including water quality and stream habitat condition.

Key Words: Aquatic systems, bioindicators, ecological integrity, legislation, Mexico.

INTRODUCCIÓN

A pesar de que en estos tiempos el cambio climático es un tema de preocupación y ocupación de científicos, gobierno y sociedad en general, las afectaciones

que se están generando sobre los ríos del mundo pronostican alteraciones ecológicas de magnitudes mayores que no fueron previstas y consideradas hasta hace algunas pocas décadas (Rosemberg *et al.*, 2000).

El incremento desproporcionado en la demanda de agua para cubrir las crecientes necesidades humanas, ha resultado en una problemática muy compleja entre el uso y explotación de ríos como recurso para el aprovechamiento en diversos usos y obtención de energía eléctrica, y su conservación como sistema ecológicamente estable con alta diversidad e importante prestador de innumerables servicios ambientales (Dynesius y Nilsson, 1994; WCD 2000).

Actualmente diversos países desarrollados cuentan con programas de control, conservación y gestión de sistemas acuáticos con la finalidad de hacer uso sustentable del recurso agua, en donde la integridad ecológica del sistema se establece como objetivo fundamental dentro de los planes de manejo. Para estos países la tradición en la generación de conocimiento de su macrofauna béntica, les ha permitido establecer el biomonitoreo como una herramienta económica y confiable de seguimiento y control del manejo de sus sistemas acuáticos.

Es fácil afirmar que actualmente en el mundo no existen sistemas dulceacuícolas en grave estado de deterioro causado por la contaminación, desaparición o transformación físico-hidrológico, cuyo origen en la concepción generalizada de que los sistemas acuáticos son simples reservorios de agua y difícilmente se ven como ambientes ecológicamente complejos y de alta fragilidad. Debido a ello, los esfuerzos de conservación en países con poco desarrollo los cuerpos de agua dulce han permanecido virtualmente ignorados (Olson y Dinerstein 1998).

Desde el punto de vista ecológico los ambientes acuáticos epicontinentales revisten gran importancia por ser el medio de conexión más eficiente entre océanos y continentes. Gran parte de los nutrimentos de los que dependen la vida de los océanos, son incorporado a partir de la materia y energía terrestre a través de redes tróficas largas y complejas, conformada en gran proporción por macroinvertebrados bentónicos (Cummins y Merritt 1996). Si bien la fauna bentónica incluye varios tipos de macroinvertebrados, se sabe que en sistemas saludables los insectos acuáticos pueden representar hasta un 95% de la abundancia (Ward 1992).

Los ambientes dulceacuícolas, comparados con ecosistemas terrestres presentan un menor número de especies, tan solo los insectos acuáticos representan menos del tres por ciento del total de la fauna entomológica conocida (Daly 1984). Sin embargo, si esta diversidad se valora con relación a tamaño de área, se observa que en los ambientes acuáticos la abundancia y riqueza por área es mucho mayor, por lo que se considera inclusive 15 veces mayor que lo que

se encuentra en los ambientes marinos. (Arriaga *et al.* 2000). Particularmente Norteamérica presenta ambientes de alta diversidad comparado con hábitats acuáticos de otras partes del mundo (Olson y Dinerstein 1998).

Impacto causado por presas y cálculo de caudal ecológico

Actualmente se considera que en el mundo se cuenta con alrededor de 47 655 presas de gran tamaño, lo que implica que alrededor del 60% de los ríos del planeta se encuentran alterados de manera importante (Revenge *et al.*, 2000). Se estima que México cuenta con alrededor de 8,000 presas y diques, 667 de los cuales están clasificados como grandes presas (cortinas con altura mayor a 15 metros) lo que lo ubica como el segundo país, después de Brasil, en poseer el mayor número de presas en todo Latinoamérica, y mantiene le doceavo lugar a nivel mundial (ICOLD 2000).

Las presas han sido consideradas como uno de los impactos ecológicos más graves, en donde la modificación al flujo hídrico es uno de los efectos adversos más importantes, que se traducen en fenómenos ecológicos como rompimiento de rutas de migración de especies animales, fragmentación de hábitat, aislamiento de poblaciones, cambio en las rutas preferentes del flujo de energía y en el ciclo de nutrimentos, alteraciones en la hidrología y regímenes geomórficos originales (Ligon *et al.*, 1995), así como alteraciones en las tramas alimentarias y, finalmente, declinación de la biodiversidad en el sistema completo (Power *et al.*, 1996; Alonso-Eguía Lis 2004b).

El grado en la cual las comunidades ecológicas acuáticas se ven afectada por la presencia de una presa, dependerá variación hídrica, la estación del año, la morfometría y el estatus trófico del cuerpo de agua, así como del clima de la región, ya que las temperaturas extremas y la desecación afectan directamente a la fauna bentónica que queda atrapados en la zona expuesta (Ward 1992; Stanford *et al.*, 1996).

A la fecha se cuenta con gran número de trabajos que constatan como la alteración del flujo natural impacta de manera drástica los ecosistemas acuáticos y particularmente en las respuestas de los macroinvertebrados (Fisher y LaVoy 1972; Englund and Malmqvist 1996; Lauters et al 1996, Grows and Grows 2001; Lessard y Hayes 2003) En México Alonso-EguíaLis (2004b) hace una comparación del efecto de la presa Fernando Hiriart o Presa Zimapán sobre la odonofauna, encontrando una reducción de hasta el 90% de la riqueza aguas abajo de la cortina de la hidroeléctrica.

En el caso de la conservación de sistemas acuáticos, las teorías de conservación y restauración basan sus conceptos en el principal procesos de escala espacio-

temporal de gran alcance que da origen y funcionamiento a estos sistemas, es decir se basa en el "paradigma de flujo natural" (*sensu Poff et al. 1997*), que se sustenta principalmente en cinco componentes principales del régimen hídrico : magnitud, frecuencia, duración, periodicidad (o ritmo) y grado de cambio; es decir, la integridad de los sistemas acuáticos y la conservación de su biodiversidad residen principalmente en su dinamismo hidrológico natural.

Hasta ahora los caudales de liberación también llamados de flujo ambiental o gasto ecológico, han dependido en gran medida de las diferentes metodologías seguidas para su cálculo por los gestores de las obras hidráulicas, las cuales siguen en su mayoría métodos o modelos matemáticos, basados estrictamente en datos foronómicos (registros del caudal) de registros históricos de baja amplitud; a partir de esto, determinan un caudal mínimo que termina siendo constante y perjudicial para los ecosistemas acuáticos y sus ambientes riparios o ecotonos (Alonso-EguíaLis 2004a).

Posteriormente surgen nuevas técnicas que incorporan conocimientos multidimensionales del hábitat y se desarrollan las metodología de simulación como el IFIM por sus siglas en inglés (Instream Flow Incremental Methodology), las cuales han evolucionado rápidamente y que actualmente son aplicados en al menos 20 países (Tharme 2003).

Más recientemente se cuenta con las llamadas metodologías holísticas, que están dirigidas a evaluar los requerimientos del flujo ambiental de un ecosistema riverero o fluvial de una manera integral, multidisciplinaria y ecosistémica, considerando todos los aspectos del régimen hidrológico y enfocando su atención a la conservación de la mayor biodiversidad. (Tharme *op cit.*).

Es importante mencionar que tanto las metodologías de simulación de hábitat como las holísticas incluyen en sus análisis y cálculos el uso de peces y más recientemente macroinvertebrados, sobre los cuales se determinan los hábitats asociados a la velocidad y periodicidad del flujo que deban ser preservados como ambientes de gran importancia para el mantenimiento ecológico del sistema (Gore 1987, 1998; Hancock y Boulton 2005 Gippel and Stewardson 2006).

A la fecha en México aún no se aplica ninguna metodología de cálculo de caudal ecológico, razón por la cual actualmente la CNA se encuentra desarrollando un anteproyecto de Norma Oficial Mexicana que establezca el procedimiento para la determinación de los caudales para la conservación ecológica en cuencas hidrológicas, de acuerdo como lo define la Ley de Aguas Nacionales. Esta Norma especifica entre otras cosas que: "*Para fijar los caudales para la conservación ecológica, además de los aspectos hidrológicos, se debe conocer el ecosistema fluvial, en especial, tres componentes interdependientes que permiten mantener su*

integridad: a) La dinámica geomorfológica y las propiedades físico-químicas del agua. b) El hábitat y los organismos acuáticos que forman las comunidades del río, tomando en cuenta el medio intersticial del lecho, refugio vital de comunidades fluviales. c) La ribera que limita al ecosistema lateralmente, de gran diversidad y estabilidad para el cauce.

Y especifica "Es deseable que la determinación del caudal para la conservación incluya estos componentes, sin embargo, está limitado por la cantidad de información, la complejidad, el tiempo, el costo y los especialistas requeridos. No obstante, es conveniente establecer la información mínima necesaria para la toma de decisiones de la "Autoridad" bajo el marco jurídico aplicable".

Estado de conservación de los sistemas acuáticos en México

Ante la gran problemática del deterioro de los sistemas acuáticos en el mundo en 1995, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y el Wetlands Internacional, realizaron un taller sobre la biodiversidad de aguas epicontinentales de América Latina y El Caribe con el fin de establecer prioridades para la conservación de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos, identificando 117 ecoregiones (Dinerstein *et al.* 1995), 85% consideradas bajo el estatus de críticas, en peligro o vulnerables (Olson *et al.* 1998).

Para México en 1997, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) da inicio al programa de localización de las regiones hidrológicas prioritarias en México. Como resultado se establecen 110 regiones de las cuales 30 presentan desconocimiento científico y 78 de ellas desde entonces se clasificaban como regiones amenazadas (Arriaga *et al.*, 2000). En las fichas informativas generadas para cada región se observa que la fauna acuática registrada, hace mención a peces, anfibios, y crustáceos, quedando la información relativa a entomofauna acuática reducida a mención tangencial y solo para cinco de las 110 regiones hidrológicas prioritarias.

En México, el conocimiento de la diversidad de entomofauna acuática es actualmente muy importante. González y Novelo (1996) indican alrededor de 330 especies de odonatos, 40 de ellos endémicos. McCafferty y Lugo Ortiz (1996) indican 116 especies de Ephemeropteros, 30 endémicos; Baumann y Kondratieff (1996) indican 47 especies de Plecópteros; Bueno (1996) indica 325 Tricópteros y Contreras-Ramos (1999) indica 13 especies de Megalópteros. Sin embargo, la bibliografía referente al empleo de la fauna macrobéntica como indicadora de estado de salud de los sistemas acuáticos mexicanos es muy escasa.

Otro grave problema al que se enfrentan los sistemas acuáticos de nuestro país es la contaminación. puntual y difusa. A finales del año 2001, más de

70% de los cuerpos de agua de México presentaban algún indicio de contaminación (CNA, 2003). Destacan por sus altos índices de contaminación las cuencas Lerma-Santiago, Balsas, y las aguas del Valle de México y el sistema Cutzamala (CNA, 2004); de acuerdo a las mediciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) para el año 2003, el 20.3 % de nuestros cuerpos de agua superficiales están clasificados como contaminada (40 mg/L a 200 mg/L) y el 11% clasificada como fuertemente contaminada (valores mayores a 200 mg/L) (CNA 2005).

Aunado a lo anterior hay que mencionar la introducción de especies exóticas que provocan serias amenazas a la integridad y salud del ecosistema acuáticos (Zambrano 2001, Alonso-EguíaLis 2007).

Conservación y legislación en México

Es fundamental reconocer que para poder llevar acciones de conservación de manera eficiente y real, se requiere de un marco legal que asegure la protección de los sistemas naturales. Sin embargo, en los sistemas acuáticos el paradigma de la conservación como la conocemos a través del establecimiento de áreas naturales protegidas no tiene funcionalidad, debido a que particularmente en los sistemas lóticos, existe una continuidad y interdependencia lateral y longitudinal a nivel de toda la cuenca.

El marco legislativo que da garantías a la salud e integridad de nuestros sistemas acuáticos inicia con del artículo 27 de la Constitución Política de México, en donde se menciona que el recurso agua es propiedad de la Federación y que en consecuencia dictará las medidas necesarias para ordenarlos así como establecer adecuadas provisiones para preservar y restaurar el equilibrio ecológico. Para reglamentar este artículo constitucional se crea La Ley de Aguas Nacionales promulgada en 1992 y reformada en 2004, cuyo principal objetivo de acuerdo a lo establecido en su primer artículo es la regulación, explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable, y cuyo marco de ejecución recae directamente sobre la Comisión Nacional del Agua (CNA) .

Para ello la CNA junto con el Instituto Nacional de Ecología (INE) crea tres Normas Oficiales Mexicanas (NOM) de observancia obligatoria, las cuales establecen la calidad de las descargas de agua por tipo y uso de cuerpo receptor (NOM-001-ECOL-1996; NOM-002-ECOL-1996 y NOM-003-ECOL-1997). Con ello parecería que el monitoreo de la calidad del agua en México, con base en las características físicas y químicas de tipo inorgánico que se estipulan en las leyes y normas es relativamente completo; Sin embargo, los

límites de contaminantes, permitidos para descargas directas a ríos (NOM-001-ECOL-1966), no se rige por los requerimientos fisiológicos-ambientales de los organismos acuáticos estructuradores de estabilidad, por ello sus valores muchas veces carecen de validez para la conservación de la integridad ecológica de estos sistemas.

En el Programa Nacional Hidráulico (PNH) 2001-2006, la CNA estableció como compromiso, el monitoreo sistemático de los cuerpos de agua nacionales para aportar mayor información sobre la calidad de las diferentes corrientes, a través de su programa de Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua (RNMCA) dictaminando las condiciones de la calidad del agua a por medio del llamado Índice de Calidad del Agua (ICA), el cual mide al menos 15 parámetros físicoquímicos, entre los que se desatacan la DBO, DQO y Coliformes fecales. Los valores que adquiere presenta un rango que va desde 0 que significa altamente contaminado hasta 100 que indica excelencia de calidad. En el 2005 la RNMCA contó con 914 sitios de valoración, de los cuales corresponden al componente de Red Primaria (195 en cuerpos superficiales, 42 en zonas costeras y 121 en acuíferos), 272 a la Red Secundaria (226 en cuerpos superficiales, 16 en zonas costeras y 30 en aguas subterráneas), 191 sitios a estudios especiales (88 en cuerpos superficiales, 47 en zonas costeras y 56 en aguas subterráneas) y 93 sitios a la red de referencia subterránea (CNA 2006). En el año 2004 se incorpora el monitoreo biológico a través de macroinvertebrados para algunas de sus Regiones Hidrológicas Administrativas, empleando para ello el Índice Secuencial de Comparación como una metodología acreditada ante la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA).

Para darnos una idea del atraso en que como país nos encontramos en materia de bioindicadores de contaminación, basta mencionar que la historia del biomonitoreo empieza en Europa al inicio del siglo XX. El concepto de saprobiedad, fue el origen para el desarrollo de las leyes de regulación en Europa. A la fecha se cuenta con aproximadamente 13 Índices Bióticos (IB) ampliamente utilizados por las principales agencias de protección ambiental de países desarrollados, entre ellos destacan el Índice de Hilsenhoff (1977, 1988), Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Armitage 1983), River Invertebrate Prediction and Classifications System (RIVPACS) (Wright et al 1989). Todos ellos basados en el uso de macroinvertebrados.

De la misma manera, se cuenta con los Índices de Integridad Biótica (IIB) los cuales, a través de valoraciones multimétricas y multiescala, dictaminan el estado de salud e integridad ecológica basada en peces originalmente y actualmente a través de macroinvertebrados bentónicos (Karr *et al* 1986, Karr y Chu 1999, Barbour *et al*. 2000).

CONCLUSIONES

Los sistemas acuáticos de México, al igual que la mayoría del resto del mundo se encuentran bajo serias amenazas de degradación, debido a la falta de comprensión de la importancia ecológica que estos sistemas tienen además de los importantes servicios ambientales que prestan. En México así como en la mayoría de los países latinoamericanos, urge contar con una gestión integral de sistemas acuáticos que incluya y considere información precisa de la biota que le da salud e integridad al sistema general, para lograr esto lo primero que se debe hacer es fortalecer la comunicación entre el sector hídrico y sector académico de tal manera que se puedan compartir y comprender necesidades, y delimitar alcances y objetivos reales y prácticos. Esto queda evidenciado cuando en el proyecto de NOM de gasto ecológico, se hace mención a la necesidad de contar con información biológica mínima necesaria para la toma de decisiones.

Es necesario que paralelamente a los estudios descriptivos y de inventarios, generemos la información referente a la descripción fisicoquímica de los hábitats que permita dar seguimiento a los requerimientos de conservación, pero además establecer el uso del biomonitoreo como herramienta de gran alcance.

México es uno de los países de Latinoamérica que cuenta con el mayor número de presas, sin embargo, el problema ecológico causado por éstas, ha sido prácticamente ignorado no nada más por los gestores hidráulicos, sino por la academia misma al no generar información científica que testifique y evalúe el deterioro ambiental generado.

Los macroinvertebrados respecto a peces o macrófitos presentan gran ventaja en la evaluación de alteraciones acuáticas, debido a sus características inherentes como son gran ubicuidad, ciclos de vida corto y relativamente poco desplazamiento, fácil captura y actualmente fácil identificación taxonómica. Es por ello que para establecer pautas de conservación acuática en México, así como medidas de gestión integral necesitamos entender las respuestas ecológicas de la periodicidad de la fluctuación y la respuestas de los macroinvertebrados a estas fluctuaciones naturales para sistemas tropicales, así como encontrar valores de sensibilidad o tolerancia a la contaminación orgánica de la fauna de nuestros propios sistemas, lo que permitirá la validación en la implementación de IB e IIB.

La necesidad de contar con indicadores biológicos incorporados a las evaluaciones establecidas por instancias gubernamentales debe ser tarea primordial en nuestros tiempos, es importante considerar esta necesidad en los planes de estudio de las universidades donde se imparte la carrera de biología

y áreas afines, ya que hay una verdadera urgencia en contar con personal calificado que permita incorporarse de manera inmediata en la solución de esta problemática.

Siendo México un país donde los apoyos a la ciencia son escasos y la urgencia de información es enorme, es importante establecer estrategias básicas de trabajo que permitan direccionar los esfuerzos y aprovechar recursos, para ello se sugiere el trabajar bajo criterios geoecológicos que consideran la escala de cuenca, incluyéndola como unidad ambiental natural (Karr *et al*, 1986). Uno de estos criterios guía, se basa en la consideración de regiones fisiográficas, delimitadas con base en tipo de suelo, geología y vegetación las cuales presentan consistencia en su fauna; esto es, comunidades dentro de regiones naturales presentan mayor similitud y uniformidad. Derivado de las observaciones anteriores, la estructura y variabilidad de un sitio dentro de una misma región pueden ser determinada bajo predicciones, lo que facilitaría la generación de información y con ello el empleo de ésta para toma de decisiones.

Literatura citada

- Alonso-Eguía Lis P. 2004a. Uso y desarrollo hidráulico vs integridad ecológica, la urgencia de romper paradigmas Pp 1187-1193. En: *Congreso Nacional de Hidráulica: Memorias* (XVIII: 10-12 noviembre, 2004: San Luis Potosí). México: AMH-IMTA
- Alonso-Eguía Lis P. 2004b. *Ecología de la asociación de Odonata (Insecta) de las microcuencas afectadas por la presa Zimapán. Hidalgo-Querétaro*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Querétaro. México. 218 pp.
- Alonso-Eguía Lis P. y R. Huerto, 2007. Caracterización ecológica del macrobentos de litoral en el lago de Pátzcuaro, Mich. México (en prensa).
- Armitage P.D., D. Moss, J.F. Wright y M.T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide ranges of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer. 2000. *Agua continentales y diversidad biológica de México*. Conabio, México. 327 pp.
- Barbour, M.T., W.F. Swierlik, S.K. Jackson, D.L. Courtemanch, S.P. Davies, y C.O. Yoder, 2000. Measuring the Attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity. *Hidrobiología* 422-423: 453-464.
- Baumann, R.W. y B.C. Kondratieff. 1996. Plecoptera. En: J. Llorente, A.N. García-Aldrete y E. González-Soriano (Eds.). *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos mexicanos: hacia una síntesis de su conocimiento* Conabio/UNAM. México.
- Bueno, J. 1996. Trichoptera. En: J. Llorente, A.N. García-Aldrete y E. González-Soriano (Eds.). *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos mexicanos: hacia una síntesis de su conocimiento*. Conabio/UNAM. México.
- CNA. Estadísticas del Agua en México. 2003. Comisión Nacional del Agua, México.

- CNA. Estadísticas del Agua en México. Síntesis 2004. Comisión Nacional del Agua, México.
- CNA. *Estadísticas del Agua en México. Síntesis 2005*. Comisión Nacional del Agua, Semarnat, México.
- CNA. *Estadísticas del Agua en México. Síntesis 2006*. Comisión Nacional del Agua, Semarnat, México.
- Contreras-Ramos, A. 1999. List of species of Neotropical Megaloptera (Neuropterida). *Proc. Entomol. Soc. Wash.* 101: 274-284.
- Cummins, K. W y R.W. Merritt. 1996. Ecology and distribution of aquatic insects, pp. 74-86. *En: R.W. Merritt y K.W. Cummins (Eds.). An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3ª ed. Kendall/Hunt publ. Co. USA. 862 Pp.
- Daly H.V. 1984. General classification and key to the orders of aquatic and semiaquatic insects, pp 76-81. *En: R.W. Merritt and K.W. Cummins (Eds.). An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Dinerstein, E., D.M. Olson, D.J. Graham, A.L. Webster, S.A. Primm, M.P. Bookbinder, y G. Ledec, 1995. *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*. Washington, D.C. The World Bank.
- Dynesius M. y C. Nilsson, 1994. Fragmentation and flow regulation of river system in northern third of the world. *Science* 266: 753-762.
- Englund, G. y B. Malmqvist, 1996. Effects of flow regulations, habitat area and isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in North Swedish rivers. *Regulated River Research and Management*. 12:433-445.
- Fisher S.G. y A. La Voy, 1972. Differences in littoral fauna to fluctuating water levels a hydroelectric dam. *Journal Fisheries research board of Canada*. 29(10): 1472-1476.
- Gippel C.J. y M.J. Stewardson, 2006. Development of an environmental flow management strategy for the Thomson river, Victoria Australia. *Regulated Rivers: Research & Management* 10(2-4) 121-135.
- González, E. y R. Novelo, 1996. Odonata. *En: J. Llorente, A.N. García-Aldrete y E. González-Soriano (eds.). Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos mexicanos: hacia una síntesis de su conocimiento*. Conabio/UNAM. México.
- Gore J.A., 1987. Development and application of macroinvertebrate instream flow models for regulated flow management. *En: J.F. Craig, J.B Kemper (Eds.). Regulated streams: advances in ecology*. Plenum Press, New York y London.
- Gore J.A., 1998. Stream flow studies and habitat suitability- criteria for macroinvertebrates. *En: S. Blazková, C. Stalnakar, O. Novicky (Eds.). Hydroecological modeling Research*, Geological Survey, Biological Research Division and Water Research Institute, Fort Collins and Water Research Intitute, Praha, Czech Republic. VUV, Praha.
- Grows I.O y J.E. Grows, 2001. Ecological effects of flow regulation on macroinvertebrate and periphytic diatom assemblages in the hawkesbury-Nepean river, Australia. *Regulated Rivers: Research and Managenment* 17: 275-293.
- Hancock P.J. y A.J. Boulton, 2005. The effects of an environmental flow release on water quality in the hyporeic zone of the Hunter River, Australia. *Hydrobiologia* 555(1):75-85.

- Hilsenhoff W.L., 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. *Technical Bulletin 100 U.S. Department on Nature Research*. 6 pp.
- Hilsenhoff W.L., 1988. Rapid Field Assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of North American Benthological Society* 7(1): 65-68.
- International Commission on Large Dams (ICOLD) 2000. "Bulletin on Dams and Floods". Draft. París.
- Karr, J. R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant e I.J. Schlosser, 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters: a methods and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publications* 5, Champaign, IL.
- Karr, J.R y E.W. Chu, 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington, DC.
- Lauters F, Lavandier P, Lim P, Sabaton C., Belaud A., 1996. Influence of hydropeaking on invertebrate and their relationship with fish feeding habits in Prynay River. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 563-573.
- Lessard, J. L. y D.B. Hayes, 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River research and applications* 19: 721-732.
- Ligon, F.K., W. E. Dietrich, y W.J. Trush. 1995. Downstream ecological effects of dams: a geomorphic perspective. *BioScience* 45:183-192.
- McCafferty, W.P. y C.R. Lugo-Ortiz, 1993. Ephemeroptera. En: J. Llorente, A.N. García-Aldrete, y E. González- Soriano (Eds.). *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos mexicanos: hacia una síntesis de su conocimiento*. Conabio/UNAM. México.
- Minshall, G. W., 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society* 7:263-288 .
- Olson, D.M., y E. Dinerstein, 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12: 502-515.
- Patrick R., 1949. A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 101: 277-341.
- Poff N.J. Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestgaard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. and Stromberg J.C., 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47(11): 769-784.
- Power, M.E., W.E. Dietrich, y J.C. Finaly, 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental Management* 20:887-895.
- Reventa C., Brunner J., Hennianger N., Kassem K and Payne R., 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystem: Freshwater Ecosystem*. World Resource Institute: Washington D.C.
- Rosenberg D.M., McCully P. y Pringle, M., 2000. Global-Scale Environmental Effects of Hydrological Alterations: Introduction. *BioScience* 50(9):746-751.
- Stanford, J.A., J.V. Ward, W.J. Liss, C.A. Frissel, R.N. Williams, J.A. Lichatowich and C.C. Coutant, 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 391-413.

- Tharme, R. E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment; emerging trends in the development and application of environmental flow methodology. *River Research and Applications* 19: 397-441.
- Ward, J. V., 1992. *Aquatic Insect ecology. 1. Biology and habitat*. J. Wiley & Sons, Inc. N.Y. 438 pp.
- World Commission on Dams (WCD), 2000. *Dams and Development. A new framework for decision-making*. The report of the World Commission on Dams. Earthscan Publications. London.
- Wright, J.F., P.D. Armitage, M.T. Furse, y D. Moss, 1989. Prediction of invertebrate communities using stream measure. *Regulated Rivers: Research and Management*. 4: 147-155.
- Zambrano, L., Scheffer, M. y Martínez-Ramos, M., 2001. Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94:344-350.

USO DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN EL MONITOREO AMBIENTAL DE RÍOS Y ARROYOS

Ricardo Miguel Pérez Munguía

Laboratorio de Entomología "Sócrates Cisneros Paz", Facultad de Biología,
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Edificio B-4 Primer Piso.
pmunguiaricardo@gmail.com

RESUMEN: Los índices de integridad biótica, han sido utilizados como estrategias de monitoreo ambiental en sistemas acuáticos, para expresar de manera comparativa el estado de los ecosistemas acuáticos. En el presente estudio se aplicó el índice de integridad biótica basado en asociaciones de macroinvertebrados acuáticos, desarrollado por Pérez-Munguía y Pineda-López (2005), para monitorear la condición de ríos y arroyos del centro de México, al mismo tiempo se utilizó el protocolo de Barbour et al. (1999), para establecer la calidad ambiental. Los resultados mostraron una relación significativa entre ambos índices en los sitios de referencia, tanto el análisis de regresión, como el varianza de una sola vía mostraron una alta relación entre la calidad ambiental y la integridad biótica con valores de r^2 0.7120 prob.>F < 0.0001 y de r^2 0.6774 Prob > F < 0.0001 respectivamente. También se utilizó el índice de diversidad de Shannon y Weiner, como una estrategia para reconocer la condición de estos ecosistemas y no se encontró que covariara con la calidad ambiental.

Palabras Clave: Integridad biótica, índices, calidad ambiental, macroinvertebrados, México.

ABSTRACT: The integrity biotic indices have been used as strategies of environmental monitoring in aquatic systems, to comparatively express the state of the aquatic ecosystems. In the present study the integrity biotic index was applied using associations of aquatic macroinvertebrates, developed by Perez-Munguía and Pineda-Lopez (2005), to monitoring the condition of rivers and streams of Central Mexico, at the same time the protocol of Barbour et al. (1999) was used to establish the environmental quality. The results showed a significant relationship between both indices in the reference sites, both the regression analysis and the analysis of variance-one way showed a high relationship between the environmental quality and integrity biotic with values of r^2 0.7120 prob.>F < 0.0001 and r^2 0.6774 Prob > F < 0.0001 respectively. Also the index of diversity of Shannon and Weiner was used as a strategy to recognize the condition of these ecosystems and it did not covariate with environmental quality.

Key Words: Biotic integrity, indexes, environmental quality, macroinvertebrates, Mexico.

INTRODUCCIÓN

La riqueza natural de los ecosistemas no debe ser confundida con sitios antropogénicamente degradados; bajo esta perspectiva, es necesario que los conceptos en Ecología sean dirigidos a las necesidades de manejo, para emplear como referentes sitios cercanos a las condiciones prístinas o con poca afectación por las actividades humanas. En 1981, Karr propone para el desarrollo de protocolos rápidos de biovaloración el uso de los Índices de Integridad Biótica (IBI), definiendo en 1987 el concepto teórico de estos índices como: "La capacidad de soportar y mantener una comunidad adaptada, integrada y balanceada, con una composición, diversidad y organización funcional comparable con el hábitat natural de la región".

Este novedoso método para expresar de manera comparativa el estado de los ecosistemas, con respecto a sistemas con poca o sin alteración por actividades humanas, es plausible en cuanto que de manera rápida se puede proveer de información que ha sido obtenida bajo la perspectiva de la organización ecológica de las comunidades, al mismo tiempo que emplea un amplio grupo de mediciones biológicas que permiten, en su conjunto, hacer predicciones sobre la compleja dinámica de los ecosistemas acuáticos.

En 1996 Gibbson *et al.*, propusieron que las afectaciones (químicas, físicas y/o biológicas) a los sistemas acuáticos, se reflejan en daños en la condición y el funcionamiento de las comunidades bióticas (Barbour *et al.* 1999). Los Índices Bióticos parten de éste principio y por lo mismo, son medidas de las condiciones biológicas presentes de tal forma que proveen de una fuente significativa de comparación con las condiciones esperadas en ausencia de los impactos humanos (Karr y Chu 1997 en Barbour *et al.* 1999).

Las comunidades de macroinvertebrados, tienen patrones que les permiten tolerar estos cambios y el desplazamiento o extirpación de aquellas especies que tienen menor tolerancia. Al primer tipo se les ha denominado como especies indicadoras de alteraciones (Lindegaard *et al.* 1998). Sin embargo, considerar la presencia de estos organismos, como un indicador, en sí misma puede confundir una condición natural, con una derivada de la degradación ambiental. Por otro lado, la dinámica hídrica de los ecosistemas acuáticos, promueve ciclos estacionales que sugieren cambios en la composición y estructura de la biota, por lo que es razonable que los índices de integridad biótica, estén diseñados con criterios que consideren estas variaciones en las asociaciones faunísticas, como resultado de sus propiedades biológicas y no como consecuencia de degradación ambiental.

Los macroinvertebrados bénticos han sido citados como organismos ideales para programas de monitoreo biológico, debido a su sensibilidad para reflejar

condiciones crípticas de los sistemas acuáticos (Porter *et al.* 2000 y Karr 1993), los cuales ofrecen respuestas a cambios ambientales en el corto plazo.

En el presente estudio se presenta la aplicación de un índice biótico, basado en las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos para integrarlo a un sistema de monitoreo ambiental, para ríos y arroyos del centro de México.

METODOLOGÍA

Se emplearon los datos de 21 sitios distribuidos en el centro de México (Cuadro 1). En los cuales se calificó la calidad ambiental visual (ICAV), estimada con la metodología propuesta por Barbour *et al.* (1999), este sencillo y elegante método, está basado sobre la evaluación de los componentes de la estructura del hábitat que regulan la disipación de la energía que determinan la condición estructural de los ríos y arroyos y posibilitan el establecimiento de la biota.

Los muestreos se hicieron en corrientes perennes, pues en este tipo de sistemas ocurren las condiciones para el establecimiento de comunidades acuáticas. Las muestras se obtuvieron con una red acuática "D" de 30 cm de abertura máxima del aro, con movimientos en forma de "8" cubriendo áreas definidas de 1.2 m². Debido a que los macroinvertebrados acuáticos tienen diversos modelos adaptivos, este procedimiento se hizo sobre todos los hábitats posibles, pues algunos tienen preferencias de microhábitat, mientras que otros son vágiles (Metzeling y Miller 2001). Todo el contenido de la red se fijó en alcohol al 70%, para ser separado, identificado y cuantificado, el material biológico se transportó al laboratorio con los datos de colecta ambientales tomados. La identificación taxonómica de los organismos se hizo hasta el nivel de familia, pues conforme a Mitchel *et al.* 1995 y Williams y Gaston 1994, el nivel de familia es un buen estimador de la diversidad. La determinación taxonómica se hizo con base en los criterios Merrit y Cummins (1996), Wiggins (1994) y Pennak (1989). Para cada familia se asignaron el valor de tolerancia, el gremio trófico y los hábitos de vida. Las valencias de tolerancia se obtuvieron con los criterios de Mandaville (2002) y Barbour *et al.* (1999).

Únicamente se emplearon los datos biológicos y de campo obtenidos durante la época de sequía, por considerar que es esta la época en la que las corrientes son más estables (Barbour *et al.* 1999) y porque se pueden obtener muestras de los taxa que son residentes en los sitios de muestreo. Para calcular la integridad biótica, se utilizó el índice propuesto por Pérez-Munguía y Pineda-López (2005), este índice está constituido por variables de respuesta ligados a la calidad ambiental, además de usar variables que son sensibles a los impactos humanos, según lo recomendado por Klemm *et al.* (2003).

Cuadro 1. Sitios de referencia.

SITIOS	MUNICIPIO	ESTADO
Río Chiquito 1	Morelia	Michoacán
Río Chiquito 2	Morelia	Michoacán
El caracol	Morelia	Michoacán
Km 23	Morelia	Michoacán
Puerto Garnica	Hidalgo	Michoacán
El Pescadito	Uruapan	Michoacán
Rodilla del Diablo	Uruapan	Michoacán
Cascada Ichaqueo	Morelia	Michoacán
Río Marqués	Nueva Italia	Michoacán
PT río Huámito	La Huacana	Michoacán
El Ciruelo	La Huacana	Michoacán
Puerto la Playa	La Huacana	Michoacán
Arroyo del paso hondo	La Huacana	Michoacán
El Establo	Ocampo	Michoacán
Hierba Santa	Azinyahualco	Guerrero
El Tejocote	Lagunillas	Jalisco
San Juan	Atotonilco el Grande	Hidalgo
Los Hoyos	Amanalco de Juárez	Estado de México
San Pedro	Huimilpan	Querétaro
Chorros del Varal	Los Reyes	Michoacán
Zempoala	Huitzilac	Morelos

La Diversidad fue calculada con los índices de Shannon y Weiner. Empleando el paquete estadístico JMP v.6 (SAS 2005) se hicieron los análisis multivariados que buscaron las relaciones entre la diversidad y las variables ambientales medidas; así como con los índices de calidad ambiental, y el índice de integridad basado en las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 2 se resume la información de la estructura de las asociaciones de Macroinvertebrados Acuáticos, del Índice de Integridad Biótica (IIBAMA), Índice de Calidad Ambiental Visual (ICAV) y la Tolerancia Media, medidas en los sitios de referencia.

Cuadro 2. Resultados de la estructura de las Asociaciones de Macroinvertebrados Acuáticos, Integridad Biótica, Calidad Ambiental y Tolerancia Media, en los sitios de referencia.

SITIOS	S	N	E	C	H'	IIBAMA	ICAV	CATEGORIA ICAV	TM
Río Chiquito 1	30	3380	0.295	3.9	1.45	14	163	ÓPTIMO	5.6
Río Chiquito 2	21	3710	0.304	7.8	1.336	10	67	MARGINAL	5.4
El Caracol	32	4805	0.43	6.6	2.15	24	186	ÓPTIMO	4.1
Km 23	33	1208	0.572	10.8	2.888	23	136	SUBÓPTIMO	4.9
Puerto Garnica	13	99	0.759	22.0	2.809	11	98	MARGINAL	4.9
El Pescadito	28	954	0.497	38.6	2.391	22	166	ÓPTIMO	4.7
Rodilla del Diablo	35	945	0.619	33.1	3.175	23	166	ÓPTIMO	4.7
Cascada Ichaqueo	16	462	0.693	17.3	2.772	10	115	SUBÓPTIMO	4.5
Río Marqués	32	537	0.686	6.5	3.43	19	145	SUBÓPTIMO	5.2
PT río Huámito	22	1237	0.652	21.5	2.906	7	71	MARGINAL	6.1
El Ciruelo	32	640	0.591	36.7	2.956	15	144	SUBÓPTIMO	5.2
Puerto la Playa	39	1700	0.678	3.1	3.585	23	152	SUBÓPTIMO	4.8
Arroyo del paso hondo	47	6707	0.305	1.8	1.693	24	163	SUBVPTIMO	4.7
El Establo	32	2109	0.515	8.3	2.576	20	139	SUBÓPTIMO	5.0
Hierba Santa	31	3809	0.55	23.7	1.89	21	166	ÓPTIMO	4.7
El Tejocote	27	1929	0.45	28.7	1.49	15	132	SUBÓPTIMO	5.3
San Juan	30	2952	0.45	29.6	1.52	19	138	SUBÓPTIMO	5.5
Los Hoyos	27	1617	0.47	55.7	1.54	16	125	SUBÓPTIMO	5.1
San Pedro	29	5511	0.15	88.1	0.51	13	122	SUBÓPTIMO	5.1
Chorros del Varal	12	164	0.78	12.8	1.94	6	115	SUBÓPTIMO	5.3
Zempoala	23	271	0.67	4.8	2.06	22	164	SUBÓPTIMO	4.0

S = Riqueza, N = Abundancia, E = Equitatividad de Pielou, C = Dominancia de Simpson, H' = Diversidad de Shannon y Weiner, IIBAMA = Índice de Integridad Biótica basado en las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos, ICAV = Índice de Calidad Ambiental Visual y TM = Valor de Tolerancia Media

Calidad ambiental

La alteración en la estructura física del hábitat, es una de las causas más frecuentes de degradación de los recursos acuáticos. Tanto la calidad como la cantidad de hábitats disponibles, afectan a la estructura y composición de las asociaciones

biológicas residentes. Particularmente cuando los sitios de muestreo no son físicamente comparables, la caracterización del hábitat es importante para una apropiada interpretación de los estudios biológicos (Barbour *et al.* 1999).

Con base en la metodología empleada, los sitios de referencia se pudieron clasificar en la serie calidad Óptima, Subóptima y Marginal. En el Cuadro 2, se aprecia que las calificaciones variaron de 67 a 186 puntos ($= 137.14 \ S = 32.91$). Los extremos están representados por el sitio "Río Chiquito 2", el que obtuvo la calificación más baja; en este lugar los impactos humanos datan del siglo XIX, pues ahí fue instalado un molino, por lo que se hicieron obras para desvío del canal, desde la década de los años 60's, el sitio ha sido canalizado, con revestimiento de piedra y concreto las riberas y los substratos, lo que ha resultado en la homogeneización del hábitat. Mientras que "El Caracol" tiene la más alta calificación, en el que no solo el canal, sino la microcuenca ha sido poco afectada y actualmente se encuentra bajo manejo de conservación por los habitantes de la zona.

Las alteraciones más frecuentes en los sitios de referencia, son la disminución de la cubierta vegetal de las riberas, la disminución y pérdida de la cubierta vegetal de la zona riparia y el reacomodo de los materiales del substrato. En su conjunto estas alteraciones, resultan en un desordenamiento de los procesos de disipación de energía y la entrada de materiales finos al substrato, que provocan el embebido de los substratos y con ello la disminución y pérdida de las posibilidades del establecimiento de la epifauna, lo que particularmente es relevante para los macroinvertebrados con modelos adaptativos de microespecialización. Al mismo tiempo que se pone de manifiesto una deposición irregular de substratos, que genera un proceso redundante en la disipación de la energía del agua y la disminución de la capacidad de recuperación de los ríos en cuanto a sus procesos de autodepuración.

Asociaciones de macroinvertebrados acuáticos

De las colectas se obtuvieron 44,689 individuos, distribuidos en cinco Phylla, nueve clases, 20 órdenes y 107 familias (Cuadro 3). Aunque las asociaciones de macroinvertebrados, varían en composición y estructura entre los sitios, están dominadas por la clase Insecta, de la riqueza total encontrada, el 85% ($= 86.27\% \ S = 9.18$) está concentrado en esta clase, esta dominancia de los insectos también ha sido encontrada por otros autores, tales como González *et al.* (2003); Payne *et al.* (2002) y Caicedo y Palacio (1998). En tanto que en términos de abundancia total, el 95% ($= 99.59 \ S = 0.59$) corresponde a esta misma clase. Conforme a Payne *et al.* (2002), los valores altos de riqueza de los insectos, pueden estar sugiriendo que éstos son los que dan la estructura y la estabilidad de las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos en los sitios de muestreo.

Cuadro 3. Elenco Sistemático de los Macroinvertebrados Acuáticos encontrados en los sitios de referencia, se incluye la valencia de tolerancia (VT), gremio trófico y hábitos.

PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	V T	GREMIO TROFICO	HABITOS DE VIDA
Colenterata	Hydrozoa	Hydroida	Hydridae	4	Depredador	Fijo
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae	1	Omnívoro	Fijo
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Haplotaxidae	5	Colector/ Filtrador	Excavador
			Naididae	9	Recolector/ Depredador	Excavador
	Hirudinea	Pharhynchobdellida	Erpobdellidae	8	Depredador	
		Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	8	Depredador	
Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Talitridae	8	Recolector	Nadador
		Isopoda	Asellidae	8	Recolector	
	Acarii	Hydracarinae	No Determinada	6	Depredador	
	Insecta	Colembolla	Entomobryiidae	8	Recolector	Excavador
			Isotomidae	5	Recolector	Excavador
		Ephemeroptera	Baetidae	5	Recolector/ Raspador	Fijo
			Ephemerellidae	3	Recolector/ Raspador	Fijo
			Ephemeridae	3	Recolector/ Raspador	Excavador
			Heptageniidae	3	Recolector/ Raspador	Fijo
			Isonychidae	2	Colector/ Filtrador	Nadador
			Leptophlebiidae	3	Recolector	Nadador
			Neoephemeridae	2	Colector	Fijo
			Potamanthidae	4	Recolector	Excavador
			Tricorythidae	6	Recolector	Fijo
		Odonata	Aeschnidae	3	Depredador	Fijo
			Calopterygidae	6	Depredador	Trepador
			Coenagrionidae	8	Depredador	Trepador
			Cordulegastridae	3	Depredador	Excavador
			Cordulidae	2	Depredador	Excavador
			Gomphidae	3	Depredador	Excavador
			Lestidae	9	Depredador	Trepador
			Libellulidae	9	Depredador	Nadador
	Protoneuridae			Depredador	Trepador	
Plecoptera	Leuctridae	0	Desgarrador	Fijo		
	Perlidae	1	Depredador	Fijo		
	Perlodidae	2	Depredador	Fijo		
Hemiptera		Belostomatidae	10	Depredador	Trepador	

Cuadro 3. (continuación).

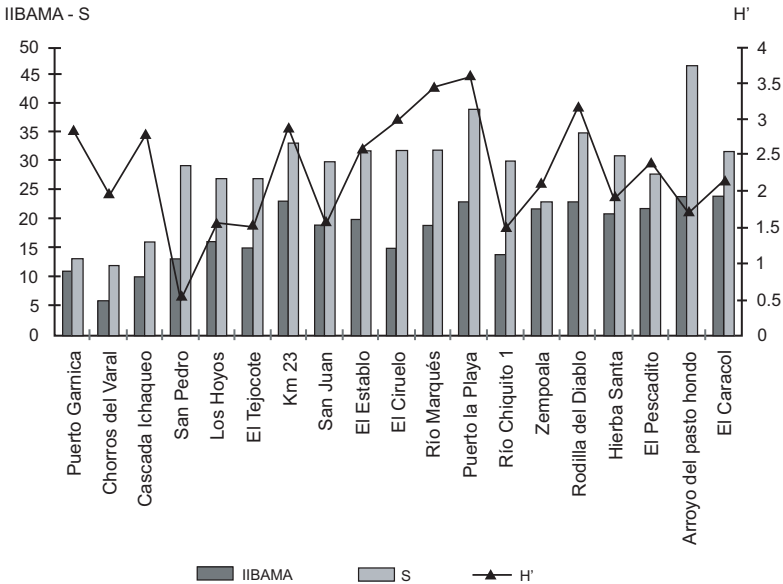
PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	V T	GREMIO TROFICO	HABITOS DE VIDA	
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	9	Depredador	Nadador	
			Gerridae	5	Depredador	Patinador	
			Hebridae		Depredador	Fijo	
			Macroveliidae				
			Mesovellidae		Depredador	Patinador	
			Naucoridae	5	Depredador	Nadador	
			Pleidae		Depredador	Nadador	
			Saldidae	10	Depredador	Trepador	
			Vellidae	6	Depredador	Patinador	
			Notonectidae	4	Depredador	Nadador	
			Megaloptera	Corydalidae	0	Depredador	Fijo
				Sialidae	4	Depredador	
			Trichoptera	Apataniidae	1	Raspador	Excavador
		Beraeidae		3	Recolector	Excavador	
		Brachycentridae		1	Cortador	Fijo	
		Calamoceratidae		3	Desgarrador	Fijo	
		Ecnomidae		3	Colector/ Filtrador	Fijo	
		Glossosomatidae		1	Cortador	Fijo	
		Helichopsychidae		3	Raspador	Fijo	
		Hydrobiosidae			Depredador	Fijo	
		Hydropsychidae		4	Colector/ Filtrador	Fijo	
		Hydroptilidae		4	Cortador	Fijo	
		Lepidostomatidae		1	Cortador	Fijo	
		Leptoceridae		4	Depredador	Fijo	
		Limnephylidae		3	Cortador	Fijo	
		Odontoceridae		0	Depredador	Trepador	
		Philopotamidae		3	Colector/ Filtrador	Fijo	
		Phryganeidae		4	Desgarrador	Trepador	
		Polycentropodidae		5	Cortador	Fijo	
		Rhyacophylidae		0	Depredador	Fijo	
		Uenoidae		0	Raspador	Fijo	
		Xiphocentronidae			Colector		
		Lepidoptera	Noctuidae	5	Desgarrador	Fijo	
			Pyralidae	5	Cortador	Trepador	
		Coleoptera	Carabidae	4	Depredador	Trepador	
			Chrysomelidae		Desgarrador	Fijo	
			Curculionidae		Desgarrador	Fijo	
			Dryopidae	5	Depredador	Excavador	
			Dytiscidae	6	Depredador	Nadador	
			Elmidae	4	Recolector/ Raspador	Fijo	
		Gyrinidae	4	Depredador	Patinador		

Cuadro 3. (continuación).

PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	V T	GREMIO TROFICO	HABITOS DE VIDA
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Haliplidae	7	Desgarrador	Trepador
			Helophoridae	5	Colector/ Depredador	Excavador
			Heteroceridae			
			Hydraenidae	5	Raspador/ Colector	Fijo
			Hydrophilidae	5	Depredador	Fijo
			Limnichidae	3	Colector	Fijo
			Lutrochidae	3	Colector	Fijo
			Psephenidae	4	Raspador	Fijo
			Ptiliidae			
			Scirtidae	7	Raspador	Trepador
			Sphaeriidae	8	Colector/ Filtrador	Excavador
			Staphylinidae	8	Recolector	Fijo
		Diptera	Athericidae	4	Depredador	Excavador
			Blephariceridae	0	Raspador	Fijo
			Ceratopogonidae	6	Depredador	Excavador
			Chironomidae	9	Recolector	Excavador
			Culicidae	8	Recolector	Nadador
			Dixidae	1	Depredador	Nadador
			Dolichopodidae	4	Depredador	Excavador
			Empididae	8	Depredador	Excavador
			Ephydriidae	6	Recolector	Excavador
			Phoridae		Colector	Excavador
			Psychodidae	8	Recolector	Excavador
Sciomyzidae	6	Depredador	Excavador			
Simuliidae	6	Recolector	Fijo			
Stratiomyidae	7	Recolector	Excavador			
Tanytarsiini	6	Colector/ Filtrador	Excavador			
Mollusca	Gastropoda	Pulmonata	Ancylidae	6	Raspador	Fijo
			Hidrobiidae	7	Raspador	Fijo
			Physidae	8	Recolector	Fijo
			Planorbidae	7	Raspador	Fijo
			Pleuroceridae	6	Raspador	Fijo
	Pelecypoda	Unionaceaee	Corbiculidae	6	Colector/ Filtrador	Excavador
			Unionidae	6	Colector/ Filtrador	Excavador

En la figura 1, se muestran los resultados de la riqueza, diversidad e Integridad Biótica, para cada sitio, en la misma se aprecia que los sitios de mayor riqueza corresponden con los de calidad óptima y subóptima, mientras que los de menor calidad tienen los menores valores de riqueza. La tendencia observada

Fig. 1. Valores de la riqueza, diversidad e integridad biótica en los sitios de referencia.



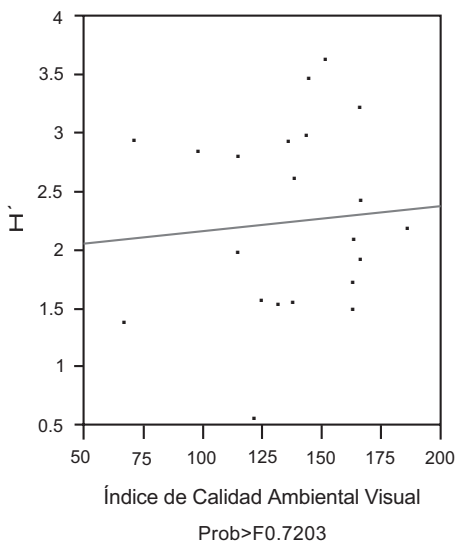
en la riqueza, no se mantiene con respecto al índice de diversidad de Shannon y Weiner, pues este no refleja una variación correspondiente con la calidad ambiental. Diversos autores han observado que la diversidad no necesariamente covaría con la calidad ambiental (Pérez-Munguía, *et al.* 2006; Pérez-Munguía 2004; Lindegaard, *et al.* 1998 y Calow 1992), por lo que su uso no puede extenderse en la forma como se ha venido haciendo en estudios limnológicos, particularmente, porque este índice se asoció básicamente con contaminación orgánica, lo que está principalmente ligado a procesos que disminuyen el oxígeno disuelto en la columna de agua, tales como la DBO y DQO.

El análisis de regresión entre la calidad ambiental y el índice de diversidad de Shannon y Weiner (Fig. 2), no muestra que existan relaciones entre estos datos (r^2 0.006 prob. > F 0.7321). Estos resultados indican que la diversidad no es un buen estimador de la condición ambiental de los sistemas lóticos.

Integridad biótica

La generación de conceptos orientados hacia el entendimiento de la integridad de los ecosistemas es discutible (Scrimgeour y Wicklum 1996). En este estudio se aceptan los conceptos y principios de integridad, para aplicar un índice de integridad biótica, con base en las asociaciones de Macroinvertebrados acuáticos,

Fig. 2. Análisis de regresión entre el Índice de Diversidad de Shannon-Weiner y el Índice de Calidad Ambiental Visual.



para ríos y arroyos del centro de México. Aceptando conforme a Westman (1978 en Calow 1992), que los ecosistemas son sistemas complejos y su persistencia puede ocurrir por un equilibrio estable en términos de resistencia y resiliencia.

En estudios de sistemas acuáticos sobre la base conceptual de integridad, los índices bióticos son una herramienta poderosa que resume un amplio y complejo rango de atributos, que en escalas de ecorregión permiten monitorear los ecosistemas acuáticos (Jennings *et al.* 1999, Simic y Simic 1996, Fleituch 1992 y Lyons 1992). Estos índices han mostrado un considerable valor en términos de costo-efectividad por ser una aproximación cuantitativa multimétrica y multiparamétrica, que puede ser ajustada por los requerimientos previos a la aplicación del índice, debido a las diferencias en la distribución ecológica de las especies, clima y la especificidad del hábitat (An, Park y Shin 2002). Los resultados del IIBAMA también puede ser reflejo de una combinación de impactos de fuentes puntuales de contaminación química, fuentes no puntuales o urbanización, así como otras modificaciones del hábitat por la acción del hombre.

En el Cuadro 2, se muestran los valores del índice en los sitios de referencia, estos variaron entre 6 y 24 puntos ($= 17 \ S = 5.8$), que son los extremos máximos que pueden obtenerse con el protocolo utilizado. Aunque el valor más bajo de

integridad, obtenido en "Chorros del Varal"; no coincide con el sitio de menor calidad ambiental, "Río Chiquito 2"; en general los valores más bajos del índice coinciden con los sitios calificados con calidad ambiental marginal. En tanto que los valores máximos de integridad coinciden con los sitios de mayor calidad ambiental, "El Caracol" y "Arroyo del Paso Hondo"; en los cuales todas las variables de la calidad del ambiente están calificadas como óptimas.

Por los valores del Índice de Integridad Biótica, los sitios de referencia, se agrupan en las cuatro categorías indicadas por Pérez-Munguía y Pineda-López (2005), el 33% tienen integridad excelente, el 24% son de integridad buena, el 19% son regulares y el 24% son de integridad pobre. Tanto el análisis de regresión (Fig. 3), como el varianza de una sola vía (Fig. 4) muestran una alta relación entre la calidad ambiental y la integridad biótica con valores de r^2 0.7120 $\text{prob.} > F < 0.0001$ y de r^2 0.6774 $\text{Prob} > F < 0.0001$ respectivamente. La prueba de Tukey-Kramer (Fig. 4), revela que entre sitios de calidad ambiental óptima y subóptima, existe la posibilidad de mostrar valores similares de integridad, sin embargo, esto no ocurre con relación a sitios de calidad ambiental marginal. La relación encontrada

Fig. 3. Análisis de regresión entre el índice de integridad biótica con base en las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos y el índice de calidad ambiental visual en los sitios de referencia.

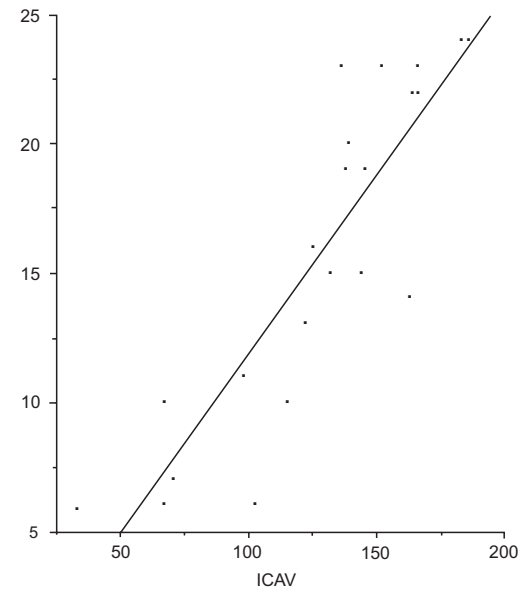
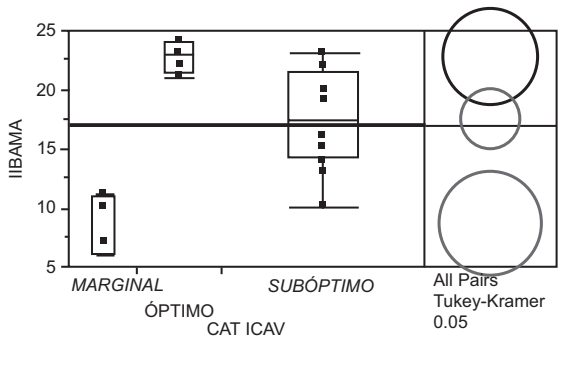


Fig. 4. Análisis de varianza de una sola vía y prueba de Tukey-Kramer, entre el índice de integridad biótica con base en las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos y el índice de calidad ambiental visual, en los sitios de referencia.



entre los valores de integridad biótica y la calidad del ambiente, es similar a la encontrada en diferentes estudios que han empleado a los macroinvertebrados acuáticos para el diseño de modelos de monitoreo ambiental en ríos y arroyos, tales como los hechos por Pérez-Munguia *et al* (2006), Klemm *et al.* (2003), Weigel *et al.* (2002), Porter *et al.* (2000), Simic y Simic (1999) y Caicedo y Palacio (1998).

CONCLUSIÓN

De los resultados obtenidos, se puede concluir que el IIBAMA es un buen estimador del deterioro ambiental en los sitios de referencia, mientras que el índice de diversidad, no se puede considera como un estimador del deterioro en estos sistemas acuáticos. Por lo que se recomienda, ampliar el uso del protocolo IIBAMA en los arroyos y ríos del centro de México.

Literatura citada

- An, K-G ; S.S. Park and J-Y Shin. 2002. An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. *Environment International*. 28: 411-420.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen; B.D. Zinder and J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841 – B41-99-002. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C.

- Caicedo, O. y J. Palacio. 1998. Los Macroinvertebrados Bénticos y la Contaminación en La Quebrada la Mosca (Guarne, Antioquía, Colombia). *Actualidades Biológicas* 20 (69): 61-73.
- Calow, P. 1992. Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. *Journal of Aquatic Ecosystems Health* 1: 1-5.
- Fleituch, T.M. 1992. Evaluation of the water quality of future tributaries to the planned Dobczyce reservoir (Poland) using macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 237: 103-116.
- Gibson, G. R.; M. T. Barbour; J. B. Stribling; J. Gerritsen and J. R. Karr. 1996. *Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers*. U. S. Environmental Protection Agency. Washington, D. C. EPA 822-B-96-001.
- González, J.M., A. Basaguren y J. Pozo. 2003. Macroinvertebrates communities along a third-order Iberian stream. *Am. Limnol. Inst. J. Lim.* 39 (4): 287-296.
- Jennings, M.J.; J. Lyons; E.E. Emmons; G.R. Hatzenbeler; M.A. Bozek; T.D. Simonson; T.D. Beard Jr; y D. Fago. 1999. *Toward the Development of an Index of Biotic Integrity for Inland Lakes in Wisconsin*. CRC Press LLC. USA: 541-562.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity using Fish Communities. *Fisheries*. 6 (6): 21-27.
- Karr, J.R. 1987. Biological Monitoring and Environmental Assessment: a Conceptual Framework. *Environmental Management* 11(2): 249-256.
- Karr, J. 1993. Measuring Biological Integrity: Lessons from Streams. En Woodley, S. J. Kay and G. Francis (eds.). *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*. St. Lucie Press. Delray Beach Florida: 83-104.
- Klemm, D.J.; K. A. Blocksom, F. A. Fulk, A. T. Herlihy, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. V. Peck, J. L. Stoddard, W. T. Thoeny, M. B. Griffith y W. S. Davis. 2003. Development and Evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Index (MBII) for Regionally Assessing Mid-Atlantic Highlands Streams. *Environmental Management* 31 (5): 656 – 669.
- Lindegaard, C., K. P. Brodersen, P. Wiberg-Larsen y J. Skriver, 1998. Multivariate Analyses of Macrofaunal Communities in Danish Springs and Springbrooks, pp. 201-219. En: L. Botosaneanu (ed.) *Studies in Crenobiology. The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers Leiden. The Netherlands.
- Lyons, J. 1992. *Using The Index Of Biotic Integrity (IBI) To Measure Environmental Quality In Warmwater Streams of Wisconsin*. USDA. Forest Service. North Central Forest Experiment Station. General Technical Report NC-149.
- Mandaville, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics and Protocols. *Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax* (Project H-1). <http://chebucto.ca/Sciences/SWCS/SWCS.html>.
- Merrit, R.W. y K.W. Cummins. 1996. *Introduction to aquatic insect of North America*. Third edition. Michigan University. USA.
- Metzeling, L. y J. Miller. 2001. Evaluating of the simple size used for the rapid bioassessment of rivers using macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 444: 159-170
- Mitchell, L. F., T. L. Coan, A. M. S. McFarland & J. L. Lasswell. 1995. *Sampling Statistics for Higher Aquatic Taxa*. Texas Institute for Applied Environmental Research. USA.

- Payne, G.A., K. E. Lee, G. R. Montz, P. J. Talmage, J. K. Hirsh y J. D. Larson. 2002. *Water-Quality and Aquatic-Community Characteristics of Selected Reaches of the St. Croix River, Minnesota and Wisconsin, 2000*. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations, Report 02-4147. USA.
- Pennak, R. 1989. *Fresh-Water Invertebrates of the United States. Protozoa to Mollusca*. Third edition. Wiley Interscience. USA.
- Pérez-Munguía, R. M. 2004. Patrones y procesos determinantes para el establecimiento de las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos en manantiales cársticos de la Huasteca Mexicana. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Querétaro. México.
- Pérez-Munguía, R.M. y R. Pineda-López. 2005. Diseño de un Índice de Integridad Biótica, para ríos y arroyos del Centro de México, usando las asociaciones de Macroinvertebrados. *Entomología Mexicana* 2005. 4: 241-245.
- Pérez-Munguía, R. M., N. Y. García-Valenzuela, A. Quijano-Ravell, Ch. L. Rodríguez-Enríquez, M. Romero-Gallardo, C. Zamora-Vuelvas y É. Zetina. 2006. Aplicación de un índice de integridad biótica para evaluar el impacto de las descargas urbanas sobre las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos: caso río "Huámico", Municipio de La Huacana, Michoacán. *En: Estrada Venegas, E., J. Romero-Nápoles, A. Equihua-Martínez, C. Luna-León y J. L. Rosas-Acevedo (Eds.). Entomología Mexicana* 5(1): 369-374.
- Pérez-Munguía, R. M., M. Madrigal-Pedraza, R. M. Ortiz-Muñoz, V. M. Ramírez-Melchor, U. Torres-García y M. A. Piñón-Flores. 2006. Análisis comparativo del índice de integridad biótica con base en las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA) con el índice biológico global normalizado (IBGN) en arroyos y ríos del estado de Michoacán. *En: Estrada Venegas, E., J. Romero-Nápoles, A. Equihua-Martínez, C. Luna-León y J. L. Rosas-Acevedo (Eds.). Entomología Mexicana* 5(1): 375-380
- Porter, C. M., D. R. Butler y D. M. Janz. 2000. Central Oklahoma Bioassessment Study: Evaluation of Stream Health by Using Fish and Macroinvertebrate Communities as Biological Indicators. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Sciences* 80: 61-70.
- SAS Institute 2005. JMP v. 6.
- Scrimgeour, G.J. y D. Wicklum. 1996. Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions. *Journal of the North American Benthological Society* 15(2): 254-261.
- Simic, V. y S. Simic. 1999. Use for the river Macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia* 416: 56-64.
- Weigel, B. M., L. J. Henne y L. M. Martínez-Rivera. 2002. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society* 21 (4): 686-700.
- Wiggins, G. 1994. *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*. Second edition. University of Toronto Press. Canada.
- Williams, P.H. and K. J. Gaston. 1994. Measuring more of Biodiversity: Can higher-taxon richness predict whosale species richness? *Biological conservation* 67: 211-217.

THE USE OF MACROINVERTEBRATES IN ASSESSING BIOTIC INTEGRITY AND AQUATIC CONDITIONS IN NORTH AMERICA AND POTENTIAL FOR USE IN LATIN AMERICA

William H. Clark

Idaho Power Company, 1221 West Idaho Street, Boise, Idaho 83702 USA.

williamclark@idahopower.com

Orma J. Smith Museum of Natural History, Albertson College of Idaho, Caldwell, Idaho 83605 USA *bclark@albertson.edu*

Museo de Entomología del CICESE, Departamento de Biología de la Conservación. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Apdo. Postal 2732. CP 22830 Ensenada, Baja California, México. US Mailing Address: P.O. Box 434844, San Diego, CA 92143-4844. *entomos@cicese.mx*

ABSTRACT: A brief history of bioassessment techniques for North America is given with examples from the State of Idaho. EPA's Rapid Bioassessment protocols and Environmental Monitoring and Assessment Program are standard methods for the United States and should be applicable to Latin American waters. The National Water-Quality Assessment Program (Upper Snake River Basin) is a national program of the U.S. Geological Survey and could be a pattern for study in other countries. Idaho has developed methods for reconnaissance sampling and more detailed bioassessment work which should also be useful in Latin America. There is a need to determine reference conditions to use for comparison with impacted waters. Several specialized types of studies and sampling are listed which may also be useful in Latin America. These include the Rock Creek Rural Clean Water Program, the Cedar Draw agricultural pollution study, and Endangered Species Act, threatened and endangered snails on the Middle Snake River. The taxonomy of aquatic insects and other invertebrates in Latin America needs attention. Scientists should always deposit voucher specimens from all aquatic studies in established museum collections so that they are available to further the science. There is a great need to learn more about the biology, ecology, natural history, and pollution-tolerance of aquatic taxa, especially for all instars of a given taxon.

Key Words: Bioassessment techniques, water quality, aquatic insects, Idaho, Latin America.

RESUMEN: Se ofrece un breve recuento histórico de las técnicas de bioevaluación para Norteamérica con ejemplos del estado de Idaho. Los protocolos de Bioevaluación Rápida de la EPA, el Monitoreo Ambiental y el Programa de Evaluación son métodos estándar y deben ser aplicables a las aguas de Latinoamérica. Idaho ha desarrollado métodos para el

muestreo de reconocimiento y para trabajos de bioevaluación más detallados los cuales deben ser también útiles en Latinoamérica. Existe la necesidad de determinar condiciones de referencia para comparar con aguas alteradas. Se enlistan varios tipos especializados de estudios y muestreos los cuales también podrían ser útiles en Latinoamérica. La taxonomía de los insectos acuáticos y otros invertebrados en Latinoamérica necesita atención. Los científicos deben depositar siempre especímenes de referencia de todos los estudios acuáticos en colecciones establecidas de museos, de manera que estén disponibles para estudios posteriores. Hay una gran necesidad de conocer más acerca de la biología, ecología, historia natural y tolerancia a la contaminación de los taxa acuáticos, especialmente de todos los estadios de un taxón dado.

Palabras Clave: Bioevaluación, técnicas, calidad de agua, insectos acuáticos, Idaho, Latinoamérica.

INTRODUCTION

The use of biological methods of assessing environmental condition or change and the use of aquatic insects as indicators of such condition and change has been in use a long time. Modern biomonitoring begins in Europe in the early 20th century (Cairns and Pratt 1993). Many researchers have worked in this area of study and I'll list a few of the key documents following. Hilsenhoff (1988) developed a popular family-level biotic index for screening water quality. Early work concentrated on indicators and the research is now more focused on invertebrate assemblages.

In the United States, the Environmental Protection Agency (EPA) is charged with monitoring waters for problem identification and trend assessment and in developing biological monitoring techniques. Weber (1973) first attempted to assemble such methods for both field and laboratory macroinvertebrate research in a single volume. This work was revised and expanded by Klemm *et al.* (1990). These volumes helped form the basis for the rapid bioassessment protocols (RBPs). In 1989 the first RBPs were developed (Plafkin *et al.* 1989). This publication was controversial because it advocated "rapid" in methods that had long been viewed as very laborious and time consuming to conduct and for this some criticism was expressed by much of the scientific community. Caton (1991) made an important improvement in the subsampling method which can also be used in a variety of sampling techniques. As the methods became more accepted, at least for survey work, a much expanded and revisited edition was published (Barbour *et al.* 1999).

EPA has now taken these methods farther and expanded them for wadeable streams (Peck *et al.* 2006) and rivers (Peck *et al.* 2003) on a regional and

national scale using a randomized method of site selection. Procedures are used for aquatic vertebrate assemblages, benthic macroinvertebrate assemblages, periphyton assemblages, water chemistry, physical habitat structure, invasive riparian plants and fish tissue contaminants. Kauffman *et al.* (1999) provide a good summary of methods for assessing physical habitat structure. Wentworth (1922) gives a good scale for determining stream substrate size.

Individual states, such as Idaho, have taken the guidance of EPA and developed many of their own programs for monitoring and assessing water quality conditions (Table 1) (Clark 1989, 1990, 2000, Clark and Litke 1991, Grafe 2002, 2004, Grafe *et al.* 2002, Idaho Department of Environmental Quality 2002a, 2002b, 2004, 2005). A macroinvertebrate biotic index (MBI) was developed using the following seven metrics (%EPT, HBI, %Scrapers, %Dominance, EPT Index, Taxa Richness and Shannon's Diversity Index) (Grafe *et al.* 2002). To be useful in determining degree of impact or change in a site, stream or river, data should be compared within ecoregions (Omernik 1987) an appropriate reference must be found (Hughes 1995, Grafe *et al.* 2002). This can be very difficult in highly altered systems and especially in large rivers.

METHODS

Sampling

Aquatic insect (macroinvertebrate) sampling in Idaho is done by one of three major methods. The Idaho Department of Environmental Quality uses primarily the Hess sampler with 500 micron net (Idaho Department of Environmental Quality 2004). The EPA EMAP sampling is done with a Slack sampler (Peck *et al.* 2003, 2006). Idaho Power Company employs a Venturi suction-dredge sampler for macroinvertebrates including gastropods in the Snake River (Clark *et al.* 2005, 2006, 2007, Fore and Clark 2005). The details of these sampling methods can be found in the references cited elsewhere in this document.

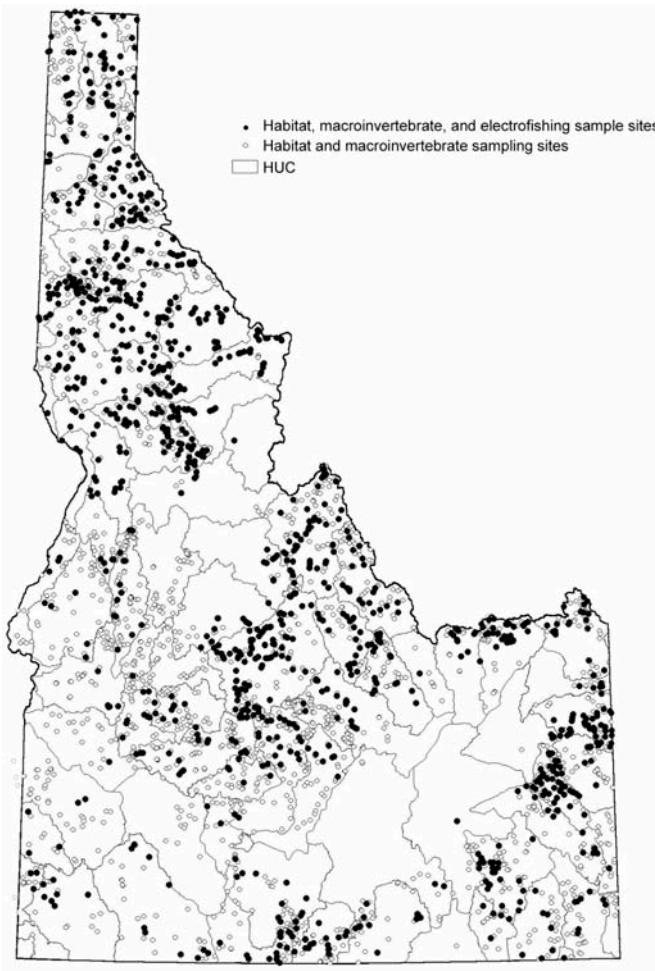
Identification

For North America, a variety of references exist for the identification of aquatic macroinvertebrates (Merritt and Cummins 1996 for insects and Smith 2001 for all other groups). Clark (2002) and Frest *et al.* (2001) give examples of the amount of aquatic invertebrate taxonomic literature for a single state, Idaho. Clark and Gregg (1986) describe museum methods for the curation of aquatic specimens and Clark (2000) discusses the importance of retaining voucher specimens for both documentation and further study. Individual publications, including revisions must be referred to for some groups.

Table. 1 Selected aquatic bioassessment programs in Idaho using insects and other macroinvertebrates (Target Invertebrates). The EMAP data relateds to the western United States. Additional information provided includes the water quality program involved, the main results (if known) and some key references.

Program	Target Invertebrates	Main Result(s)	Key References
Rock Creek RCWP (Rural Clean Water Program)	Macroinvertebrates	Taxa richness 81 at control site and 45-57 at sites impacted by irrigated agriculture. Most Plecoptera at least impacted sites.	Clark (1989)
Cedar Draw (agricultural pollution study)	Macroinvertebrates	HBI improved during the project (1982-1988).	Clark and Litke (1991)
BURP (Beneficial Use Reconnaissance Program)	Macroinvertebrates	24% of Idaho's streams meet state water quality standards, 36% do not meet the standards, and 40% have not been assessed.	Idaho Department of Environmental Quality (2005)
NAWQA (National Water-Quality Assessment Program)	Macroinvertebrates	Community indices, community balance, trophic composition and a comparative index have been used in cold water streams. Major differences found between upland/lowlands.	Maret (1995)
EMAP West (Environmental Monitoring and Assessment Program)	Macroinvertebrates	27% stream length most-disturbed, just over 50% are least disturbed condition	Stoddard <i>et al.</i> (2005)
ESA T&E Snails (Endangered Species Act, Threatened and Endangered)	Gastropoda: <i>Taylorconcha serpenticola</i> & <i>Pyrgulopsis robusta</i>	The listed taxa are more common than previously believed, found in Middle Snake River and in a wider range of habitats.	Clark <i>et al.</i> (2005, 2006, 2007)

Fig. 1. State of Idaho, Department of Environmental Quality, Beneficial Use Reconnaissance Program macroinvertebrate collection sites, 1993-2001. Source: IDEQ 2002.



For Latin America there are also a number of basic references to the identification of aquatic macroinvertebrates (Hurlbert 1977, Hurlbert *et al.* 1981a, 1981b, Hurlbert and Villalobos-Figueroa 1982, Llorente-Bousquets *et al.* 1996, 2000, 2004, Llorente-Bousquets and Morrone 2001, Heckman 2001, 2002, 2003, 2006 [plus several other volumes planned]).

Data analysis

Methods for analyses of data are very important and have been documented by Zar (1984), Plafkin *et al.* (1989), Hayek and Buzas (1997), Barbour *et al.* (1999),

Hawkins *et al.* (2000), Moulton *et al.* (2000), Lillie *et al.* (2003), Grafe *et al.* (2002), Thompson (2004). Quality assurance issues have been treated by Cuffney *et al.* (1993b), U.S. Environmental Protection Agency (1995), and Moulton *et al.* (2000).

Assessment

Many of the methods manuals for the assessment of macroinvertebrate assemblages are given above in the Introduction. Some additional, and important references include Cuffney *et al.* (1993a), Rosenberg and Resh (1993), Heliovaara and Visanen, 1993, Loeb and Spacie (1994), David and Simon (1995), and Karr and Chu (1999). U.S. Environmental Protection Agency (2000) presented guidance for stressor identification where biological assessment data indicate that a biological impairment has occurred. The State of Idaho has developed a water body assessment guidance and both a stream macroinvertebrate index (SMI) and river macroinvertebrate index (RMI) which includes metrics that allow for stream assessment (Grafe *et al.* 2002). Methods relating to conservation and the sampling of rare species have been modified some (New 1998, Thompson 2004, Fore and Clark 2005, Clark *et al.* 2005) for example. Stribling *et al.* (1996) give a bibliography on the subject of bioassessment.

RESULTS AND DISCUSSION

There are numerous North American success stories in bioassessment monitoring using macroinvertebrates (Rosenberg and Resh 1993, Loeb and Spacie 1994, Davis and Simon 1995, and Karr and Chu 1999, to name a few).

In Idaho, we have used many of the methods listed above for the assessment of biotic integrity in streams and rivers. A major effort involved the Rural Clean Water Program for Rock Creek, Twin Falls County, Idaho (Clark 1991). Fish showed an improvement over time with the reduction of sediment and nutrients into Rock Creek and the macroinvertebrates are currently under study. One result of the intensive macroinvertebrate sampling and the archiving of voucher specimens is that we may be able to determine the time of arrival of the invasive New Zealand mudsnail, *Potamopyrgus antipodarum* in the stream.

Idaho State Department of Environmental Quality as sampled thousands of wadeable streams using the Beneficial Use Reconnaissance Program (Idaho Department of Environmental Quality 2004). The use of the MBI in assessing the status of macroinvertebrates and thus the condition of these waters has been widely used to determine stream condition. Approximately 50 large river sites were recently sampled using the EMAP protocols in Idaho (Peck *et al.* 2003, Steed *et al.* 2004). These data have not yet been analyzed. The EMAP method

shows promise and is our best chance, to date, of having the ability to assess large rivers in Idaho.

Five species of Gastropoda found in the Snake River of Idaho have been given special status under the Endangered Species Act (ESA) of 1973, as amended. Of these five, two are currently being studied in relation to the operations of hydroelectric power production, *Pyrgulopsis idahoensis* (Idaho springsnail) now known as *P. robusta*, was ruled endangered. *Taylorconcha serpenticola* (Bliss Rapids snail) was ruled threatened by the ESA (U.S. Fish and Wildlife Service 1992, Clark *et al.* 2005). A comprehensive study of these two snails in the middle Snake River, Idaho is being conducted using a suction dredge sampling method (Clark *et al.* 2005, Fore and Clark 2005).

CONCLUSIONS

We have good methods for assessing water bodies using macroinvertebrates, especially insects. The methods developed for North American waters should be applicable to those of Latin America. One of the most difficult aspects of this research is that of finding appropriate reference conditions, especially for larger rivers. Much information concerning aquatic insect taxonomy, biology, ecology, natural history, and pollution-tolerance is unknown.

Recommendations

I recommend that the methods described here for the sampling and analysis of aquatic macroinvertebrates for North America be used in Latin America. I recommend more emphasis be placed on aquatic macroinvertebrate taxonomy. One important aspect of this research is the recommended requirement of retention and deposition of voucher specimens of all taxa in all bioassessment surveys and projects so that these specimens are available to a wider scientific audience and can be used to help further the taxonomy of these groups. Scientific journals should require the proper deposition of voucher specimens in legitimate, established collections before publishing related papers. I further recommend that more research on the biology, ecology, natural history, and pollution-tolerance of aquatic taxa be conducted and reported. This is especially needed for the different life stages and instars of each taxon. More work needs to be done relative to documenting reference conditions, especially for large rivers.

Acknowledgements

Perla Alonso and Rodolfo Novelo Gutiérrez provided guidance and encouragement to me while preparing this paper and support for attending

the VII Congreso Latinoamericano de Entomología y XLII Congreso Nacional de la SME. Ralph Myers provided logistical support from Idaho Power Company. Many people and entities have contributed to this work over the years including the U.S. Environmental Protection Agency (Robert M. Hughes, Philip R. Kaufmann, C. Evan Hornig, Gretchen Hayslip), U.S. Geological Survey (Terry Maret), U.S. Bureau of Land Management (Tim Burton), Idaho Department of Environmental Quality (Robert Steed, Don Zaroban, R. Tim Litke, Cindy Grafe), and Idaho Power Company (Michael Stephenson and Barry Bean).

Literature cited

- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, & J.B. Stribling., 1999. *Rapid Bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, second edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. xi + 306 pp.
- Cairns, J., Jr. & J.R. Pratt, 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates, pp. 10-27 *IN: Rosenberg, D.M. & V.H. Resh. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- Caton, L.W, 1991. Improved subsampling methods for the EPA "Rapid Bioassessment" benthic protocols. *Bulletin of the North American Benthological Society* 8(3):317-319.
- Clark, W.H., 1989. Rock Creek Rural Clean Water Program comprehensive water quality monitoring annual report 1988. Idaho Department of Health and Welfare, Division of Environmental Quality, Water Quality Bureau. Boise, Idaho. 316 pp.
- Clark, W.H., 1990. Coordinated nonpoint source water quality monitoring program for Idaho. Idaho Department of Health and Welfare, Division of Environmental Quality, Boise. 139 pp.
- Clark, W.H., 1991. Rock Creek bibliography. Idaho Department of Health and Welfare, Division of Environmental Quality, Boise. 167 pp.
- Clark, W.H., 2000. Quality assurance/quality control: Biological voucher specimens. Idaho Department of Environmental Quality, Boise.
- Clark, W.H., 2002. Literature pertaining to the identification and distribution of aquatic macroinvertebrates of the western U.S. with emphasis on Idaho. Miscellaneous Water Quality Report. Idaho Department of Environmental Quality, Boise. 86 pp.
- Clark, W.H., B.M. Bean, M.A. Stephenson, and A.J. Foster. 2005. Snake River aquatic macroinvertebrate and ESA snail sampling: 2004. Section 10 permit PRT#799558 Report. Idaho Power Company, Boise. 1121 pp.
- Clark, W.H. & R.E. Gregg, 1986. Housing arthropods and other invertebrates stored in alcohol. *Entomological News* 97(5):237-240.
- Clark, W.H., & T.R. Maret, 1993. Protocols for assessment of biotic integrity (macroinvertebrates) for wadable Idaho streams. Idaho Division of Environmental Quality, Boise. 55 pp.

- Cuffney, T.F., M.E. Gurtz & M.R. Meador. 1993a. Methods for collecting benthic invertebrate samples as part of the National Water-Quality Assessment Program. U.S. Geological Survey Open-File Report 93-406. v +66 pp.
- Cuffney, T.F., M.E. Gurtz & M.R. Meador. 1993b. Guidelines for the processing and quality assurance of benthic invertebrate samples collected as part of the National Water-Quality Assessment Program. U.S. Geological Survey Open-File Report 93-407. vi +80 pp.
- Davis, W.S. & T.P. Simon. 1995. *Biological assessment and criteria, tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 415 pp.
- Fore, L.S. & W.H. Clark. 2005. Statistical power comparison of two sampling protocols for riverine snails. *Northwest Science* 79:(2&3):91-98.
- Frest, T.J., E.J. Johannes, W.H. Clark & M.G. Plew, 2001. A bibliography of Idaho freshwater and terrestrial mollusks. *Journal of the Idaho Academy of Science* 37(2):9-120.
- Grafe, C.S., 2002. Surface water monitoring strategy. Idaho Department of Environmental Quality, Boise. 50 pp.
- Grafe, C.S., C.A. Mebane, M.J. McIntyre, D.A. Essig, D.H. Brandt & D.T. Mosier. 2002. The Idaho Department of Environmental Quality water body assessment guidance, second edition. Idaho Department of Environmental Quality. 236 pp.
- Grafe, C.S., 2004. Surface water ambient monitoring plan. Idaho Department of Environmental Quality, Boise. 70 pp.
- Hayek, L.C. & M.A. Buzas, 1997. *Surveying natural populations*. Columbia University Press, New York. 563 pp.
- Hawkins, C.P., R.H. Norris, J.N. Hogue, & J.W. Feminella., 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* 10: 1456-1477.
- Hayslip, G.A. (Ed), 1993. EPA Region 10 in-stream biological monitoring handbook. U.S. Environmental Protection Agency, Seattle, WA. 75 pp.
- Heckman, C.W., 2001. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Collembola Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 408 pp.
- Heckman, C.W., 2002. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Ephemeroptera Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 428 pp.
- Heckman, C.W., 2003. *Encyclopedia of South American aquatic insects: Plecoptera. Illustrated keys to known families, genera, and species in South America*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 329 pp.
- Heckman, C.W., 2006. *Encyclopedia of South American aquatic insects Odonata - Anisoptera : Illustrated keys to known families, genera, and species in South America*. Springer Verlag, New York. 725 pp.
- Heliovaara, K. & R. Visanen, 1993. *Insects and pollution*. CRC Press, Boca Raton, FL. 939 pp.
- Hughes, R.M., 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions, pp. 31-47, IN: Davis, W.S. & T.P. Simon, *Biological assessment and criteria, tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL

- Hurlbert, S.H., (Ed). 1977. *Biota Acuática de Sudamérica Austral*. San Diego State University, San Diego, California. 342 pp.
- Hurlbert, S.H., G. Rodríguez, & N.S. Dias (Eds). 1981a. *Aquatic biota of tropical South America. Part 2. Anarthropoda*. San Diego State University, San Diego, California. 323 pp.
- Hurlbert, S.H., G. Rodríguez, & N.S. Dias (Eds). 1981b. *Aquatic biota of tropical South America. Part 2. Anarthropoda*. San Diego State University, San Diego, California. 298 pp.
- Hurlbert, S.H. & A. Villalobos-Figueroa (Eds.), 1982. *Aquatic biota of Mexico, Central America and the West Indies*. San Diego State University, San Diego, California. 529 pp.
- Idaho Department of Environmental Quality, 2002. Idaho river ecological assessment framework. Idaho Department of Environmental Quality, Boise. xiv + 206 pp.
- Idaho Department of Environmental Quality, 2004. Beneficial Use Reconnaissance Program field manual for streams. Idaho Department of Environmental Quality, Boise. VIII + 190 pp.
- Idaho Department of Environmental Quality, 2005. Principles and policies for the 2002 integrated (303(d)/305(b)) report. Idaho Department of Environmental Quality, Boise. 338 pp.
- Karr, J.R. & E.W. Chu. 1999. *Restoring life in running waters, better biological monitoring*. Island Press, Washington, D.C. 206 pp.
- Kauffman, P.R., P. Levine, E.G. Robison, C. Seelinger & D.V. Peck, 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 131 pp.
- Klemm, D.J., P.A. Lewis, F. Fulk & J.M. Lazorchak, 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA/600/4-90/030. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 256 pp.
- Lillie, R.A., S.W. Szczytko & M.A. Miller, 2003. Macroinvertebrate data interpretation guidance manual. PUB-SS-965 2003. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison. 60 pp.
- Llorente-Bousquets, J.E., A.G.A. García, E.S. González (Eds.), 1996. *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 660 pp.
- Llorente-Bousquets, J.E., E. González-Soriano, N. Papavero (Eds.), 2000. *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Volumen II*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 676 pp.
- Llorente-Bousquets, J.E., J.J. Morrone (Eds.), 2002. *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Volumen III*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 690 pp.
- Llorente-Bousquets, J.E., J.J. Morrone, O.O. Yáñez, I.F. Fernández (Eds.), 2004. *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento. Volumen IV*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 790 pp.
- Loeb, S.L. & A. Spacie. 1994. *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 381 pp.

- Maret, T.R., 1995. Water-quality assessment of the upper Snake River basin, Idaho and western Wyoming—summary of aquatic biological data for surface water through 1992. Water-Resources Investigations Report 95-4006, U.S. Geological Survey, Boise, Idaho. vii + 59 pp.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins (eds.), 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, IA. 862 pp.
- Moulton, S.R. II, J.L. Carter, S.A. Grotheer, T.F. Cuffney, & T.M. Short. 2000. Methods of analysis by the U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory—processing, taxonomy, and quality control of benthic macroinvertebrate samples. U.S. Geological Survey Open-File Report 00-212. v + 49 pp.
- New, T.R. 1998. *Invertebrate surveys for conservation*. Oxford University Press, Oxford. 240 pp.
- Omernik, J.M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77: 118-125.
- Peck, D.V., D.K. Averill, D.L. Klemm, and J.M. Lazorchak (editors). 2003. Environmental Monitoring and Assessment Program – Surface waters: Western pilot study field operations manual for non-wadeable streams and rivers. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR. 233 pp.
- Peck, D.V., A.T. Herlihy, B.H. Hill, R.M. Hughes, P.R. Kaufmann, D.J. Klemm, J.M. Lazorchak, F.H. McCormick, S.A. Peterson, P.L. Ringold, T. Magee, and M.R. Cappaert.. 2006. Environmental Monitoring and Assessment Program-surface waters western pilot study: field operations manual for wadeable streams. EPA/620/R-06/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. xxiii plus 352 p.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross, & R.M. Hughes, 1989. Rapid bioassessment protocols for the use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440-4-89-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. xvi + 174 pp.
- Resh, V.H., and E.P. McElravy. 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates, pp. 159-194, IN: D.M. Rosenberg and V.H. Resh, *Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 488 pp.
- Smith, D.G. 2001. *Pennak's freshwater invertebrates of the United States, Porifera to Crustacea*. John Wiley and Sons, Inc., New York. 638 pp.
- Steed, R., D.W. Zaroban, C.S. Grafe, W.H. Clark, and M.A. Nelson. 2004. Implementation of regional environmental monitoring and assessment program (REMAP) western pilot study within Idaho, IN: EMAP Symposium 2004. Newport, Rhode Island.
- Stoddard, J.L., D.V. Peck, S.G. Paulsen, J. Van Sickle, C.P. Hawkins, A.T. Herlihy, R.M. Hughes, P.R. Kaufmann, D.P. Larsen, G. Lomnický, A.R. Olsen, S.A. Peterson, P.L. Ringold, and T.R. Whittier., 2005. An ecological assessment of western streams and rivers. EPA 620/R-05/005, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. vii + 49 pp.

- Stribling, J.B., B.D. Snyder, & W.S. Davis. 1996. Biological assessment methods, biocriteria, and biological indicators. Bibliography of selected technical, policy, and regulatory literature. EPA 230-B96-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy, Planning and Evaluation, Washington, D.C. 167 pp.
- Stribling, J.B., S.R. Moulton II, and G.T. Lester. 2003. Determining the quality of taxonomic data. *Journal of the North American Benthological Society* 22(4):621-631.
- Thompson, W.L., (Ed.), 2004. *Sampling rare of elusive species*. Island Press, Washington, DC. 429 pp
- Thorpe, J.H. and A.P. Covich (Eds). 2001. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press, New York. 1056 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1995. Generic quality assurance project plan guidance for programs using community level biological assessment in wadable streams and rivers. EPA 841-B-95-004. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. x + 90 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000. Stressor identification guidance document. EPA 822-B-00-025. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. x + 227 pp.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1992. Endangered and threatened wildlife and plants; determination of endangered or threatened status for five aquatic snails in south central Idaho. Federal Register 57(240):59242-59257.
- Weber, C.I. (Ed.), 1973. Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents. EPA-670/4-73-001. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. X + 194 pp.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30:377-392.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ. 718 pp.

INNOVATION IN EVALUATING FRESHWATER MACROINVERTEBRATES IN MEXICO: COMMUNITY-BASED VOLUNTEERS AND WATER QUALITY BIOMONITORING

W. Bruce Campbell

c/o Dra. Silvia López-Ortiz, Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz. Apartado Postal 421, Veracruz, Veracruz, Mexico, C.P. 91700. bruce_campbell3@hotmail.com

ABSTRACT: Societal growth and development lead to rapidly declining water quality, requiring aquatic ecologists to help improve ecosystem function while also enhancing the quality of life. Ecology is complex, requiring innovative means of viewing ecological data or designing ecological objectives for community and policy development in economically and educationally impoverished regions. The high costs of benthic macroinvertebrate sampling and analysis, and the general absence of trained professionals in the systematics and taxonomy of these organisms in such regions limit its application in water quality biomonitoring. Training community volunteers to monitor water conditions by collecting data using standardized, simplified and inexpensive methods is innovative and necessary, and allows more samples to be collected rapidly over a greater spatial area. Results from the first year of sampling in the Pixquiac River in southern Veracruz, Mexico, revealed expected declines in Cumulative Index values downstream as human presence increased. October possessed the lowest Cumulative Index values and the total number of taxa groups, including those associated with lower water quality conditions; a month immediately succeeding high flow from previous seasonal rains. Field errors included the absence of small, cryptic and infrequent taxa, the misclassification of mayflies as stoneflies and of specimens not in the visual keys, and the separation of Hydropsychids from other caddisfly taxa. Practical solutions for error reduction are provided.

Key Words: Water quality, macroinvertebrates, training, volunteers, communities, Veracruz, Mexico.

RESUMEN: El crecimiento social y el desarrollo conducen a un rápido decremento en la calidad del agua, requiriendo que los ecólogos acuáticos ayuden a mejorar la función del ecosistema, al tiempo que mejoran también la calidad de vida. La ecología es compleja, lo que requiere de medios novedosos de visualización y diseño de datos y objetivos ecológicos para el desarrollo y la política de la comunidad en regiones económica y educacionalmente depauperadas. Los altos costos del muestreo y análisis de los macroinvertebrados bentónicos, así como la ausencia general en tales regiones de profesionales entrenados en la sistemática y taxonomía de estos organismos, limita su aplicación en el biomonitoreo de la calidad del agua. Entrenar a voluntarios de las

comunidades para monitorear las condiciones del agua usando métodos estandarizados, simplificados y baratos es una estrategia novedosa y necesaria, y permite coleccionar más muestras rápidamente sobre una gran área espacial. Los resultados del primer año de muestreo en el Río Pixquiac, Veracruz, México, revelaron una esperada disminución en los valores del Índice de Acumulación aguas abajo conforme se incrementó la presencia humana. Octubre tuvo los valores más bajos del índice y del número total de grupos taxonómicos, incluyendo aquellos asociados a condiciones de calidad pobre del agua. Los errores de campo incluyeron la ausencia de taxa poco frecuentes, pequeños y crípticos, la clasificación errónea de efímeras por plecópteros y de especímenes inexistentes en las claves visuales. Se proporcionan soluciones prácticas para la reducción de errores.

Palabras Clave: Calidad de agua, macroinvertebrados, entrenamiento, voluntarios, comunidades, Veracruz, México.

INTRODUCTION

Increased societal development has led to rapidly declining environmental quality, because continuous impact leads to loss of biodiversity and impaired ecosystem function (Daily *et al.* 1997, Hooper *et al.* 2005, Dudgeon *et al.* 2006, Foley *et al.* 2007). As such, ecologists are frequently asked to integrate poverty alleviation and quality of life improvements with innovative means of viewing ecological data or designing ecological objectives for use in community and policy development, especially in impoverished regions (e.g. DeClerck *et al.* 2006).

Although freshwater comprises only 0.01% of all water available on Earth, and covers only 0.8% of the Earth's surface, it supports over 100,000 species (nearly 6% of all known species), and is the primary source of water for societal use, terrestrial plant and animal life, and associated ecosystem processes. Yet, despite its critical importance ecologically, economically, culturally, aesthetically, scientifically, and educationally, rates of decline in the quality of freshwater ecosystems are increasing (faster than for terrestrial ecosystems), directly affecting human health and welfare (Baron *et al.* 2003). Tropical latitudes, including Mexico, represent much of the developing regions of the world and include widespread poverty, forcing people to live and develop the lands in close proximity to freshwaters without adequate waste treatment or buffer zones to reduce impact to aquatic environments. Tropical areas also are centers of high biodiversity, have high rates of environmental alteration (and overexploitation of resources), and increasing losses of species. Impoverished economic conditions prevent adequate support for educational programs in these areas, especially with regard to ecology, conservation, management of natural resources, and incorporation of beneficial environmental practices into everyday life.

Public awareness of declining water quality is increasing rapidly, and directly hinges on recognizing that protection of a common water supply is necessary if we are to respect the rights of others to live in a safe and clean environment. Yet, professional monitoring for impacts to freshwaters is expensive and time-consuming, requiring extensive technical and professional training (e.g. in systematics and taxonomy), equipment (e.g. microscopes and desk mounted magnification lenses for sorting), and education (e.g. courses and degree programs), thus limiting the capacity for adequate and continued support, especially in developing regions of the world. Further, many of the recently developed bioindicators for use with benthic macroinvertebrates (insect larvae and other small invertebrates such as worms, snails, and clams that live on or in bottom substrates and sediments in freshwaters) are not considered to be completely adequate (e.g. Bonada *et al.* 2006), a result that may be impeding the development and broad-scale acceptance of such measures in developing regions. Thus, while interest is growing in developing regions to include the biomonitoring of benthic macroinvertebrates (e.g. Morse *et al.* 2007) in aquatic assessments, such an inclusion will require innovative and low-cost approaches to rapidly collect, process, and interpret sufficient quality data over large spatial areas.

As one solution to this concern, Global Water Watch was developed as a worldwide network of volunteer community-based water monitoring groups to provide information and assistance to communities using standardized monitoring techniques for physico-chemical data as well as benthic macroinvertebrates (e.g. Lathrop and Markowitz 1995, Nerbonne and Vondracek 2003, Deutsch and Duncan in prep.). Citizen groups reach a greater number of sites, collect more samples with greater frequency and also find water quality trends once the data is integrated into an efficient database. GWW enhances the potential of citizen groups by training, certifying and equipping the residents of the watershed to take an active part in stream surveys and monitoring programs to provide baseline water resource data. The data can then be used by teachers, policy-makers, the scientific community and the general public to provide support for increased quality of drinking water, river and lake conservation, and public education, while also helping to develop local and regional natural resource plans and policies within and among watersheds. The partnerships formed between governmental and nongovernmental organizations, community groups, and scientists focus on conservation, protection and restoration of the aquatic environment, advocacy and policy, environmental education, and transfer of the information to new areas.

The use of insects in ecological research is not new; their inclusion into water biomonitoring began over 35 years ago when developed regions of the world accepted their importance in providing ecosystem services and in

their value as bioindicators of water quality. Physico-chemical measures of the aquatic environment only represent conditions at the time of sampling, while benthic macroinvertebrates integrate effects from their environment over time, thus leading to changes in community structure and function. Benthic macroinvertebrates are diverse, abundant, and functionally important in freshwater systems, not only as critical participants in the decomposition of organic matter, but also as consumers of primary production (algae), and as food for fish or other organisms (e.g. Cummins 1973, Wallace and Webster 1996, Covich *et al.* 1999). Each species is adapted to function within a range of conditions, and has a different relative importance to certain ecological processes and a set of corresponding functional and life history traits associated with those processes (Cummins *et al.* 2005, Poff *et al.* 2006). Without functional and effective retention and decomposition of organic matter in aquatic systems, minerals and nutrients are lost over time, leading to nutritional impoverishment and erosion of soils, loss of organisms higher in the food chain such as fish which consume invertebrates or are used for human consumption, and reduced water quality. Thus, benthic macroinvertebrates are critical links for proper ecosystem function.

The innovation behind the GWW protocol for macroinvertebrate sampling and analysis is that simple picture keys are used in the field. This process is not based on expensive and formal classroom courses designed to teach taxonomic identification protocols, but instead on using visual association *learned in the field*, thus bringing practical and tractable ecology into the communities. Volunteers visually group specimens into categories associated with healthy, intermediate, and poor water quality conditions. Based on the number of different taxonomic groups present in each category, a qualitative index of stream condition is calculated. Reference collections also are maintained which can be used for further training, to update the picture keys, and to provide material accessible for future research (e.g. Campbell and Novelo-Gutiérrez 2007). The protocol is adaptive to educational and economic deficiencies and diverse cultural issues (e.g. Greene and Losos 1988), and assistance from professional scientists identifies sources of error and provides practical measures of correction. The release of the information via a website database and public relations programs provides for time-effective incorporation into local and regional policy development, community involvement, and public education. Such diffusion of the results empowers communities to be actively involved in improving the balance between community development and resource conservation. The active involvement of professional ecologists in the field brings the academic and professional environment into closer, more realistic and productive contact with the communities as immediate stakeholders, thus enhancing sustainable interaction among all partners.

In March 2006, directors from Global Water Watch conducted a one-week workshop in Xalapa, Veracruz, Mexico, where they discussed the concept of community-based water quality monitoring as a means of empowering communities to help make positive changes. During this meeting a segment of the Pixquiac River was established as a showcase study for community-based water quality monitoring in Mexico using benthic macroinvertebrates. My objective here is to present results from the first year of benthic macroinvertebrate sampling with regard to changes along the river segment being studied, seasonal changes, differences between field and laboratory results, and practical solutions for error reduction.

MATERIALS AND METHODS

In April 2006, macroinvertebrate collection began at six locations along the Pixquiac River, near the cities of Coatepec and Xalapa, in the southern portion of the state of Veracruz, Mexico. The Pixquiac River is a relatively high gradient but wadable low-order stream in the La Antigua watershed that lacks the typical riffle-run-pool habitat organization of more low gradient lowland streams. Two seasons predominate throughout the year: rainy (July-August to September-October) and dry (October-November to June-July). During the rainy season, stream flow is high and strong, often rendering the stream inaccessible. This period of high flow and gradient interact to wash much of the small cobble and sedimentary debris downstream, leaving behind many large rocks and boulders that characterize this higher altitude river. Flow declines within weeks after the rains end, allowing for microhabitats characterized by smaller cobble and sand to expand and become more frequent over time.

Three sampling sites were located in and near the community of Rancho Viejo (site 1 = 19° 32' 12" N and 96° 0' 9" W; site 2 = 19° 31' 25" N and 96° 58' 55" W; site 3 = 19° 31' 2" N and 96° 58' 33" W), and three sites were situated further downstream in and near the community of Zoncuantla (site 4 = 19° 30' 24" N and 96° 57' 42" W; site 5 = 19° 29' 54" N and 96° 56' 48" W; site 6 = 19° 29' 42" N and 96° 56' 36" W). Each site was sampled once every three months to incorporate effects from seasonal change. An aquatic net (kick-net or D-net) having a mesh size of 1mm was used to collect a sample of macroinvertebrates (one per site) that were dislodged as cobble substrate on the stream bottom in front of the net was manually disturbed.

Volunteers used forceps to sort insects from the debris and place them into white trays, one representing those intolerant of pollution, a second for those that are somewhat tolerant, and a third for those that are tolerant. This categorization was performed using a simple picture key where volunteers associate certain forms with their specific groups. Since samples are likely to contain some

organisms not in the keys, a professional aquatic ecologist and entomologist was present to provide assistance. However, in order to avoid bias in assessing volunteer performance, only the volunteers sorted insects. After approximately 100 to 200 insects were removed, all remaining debris and associated insects were placed in 96% ethanol for preservation. Volunteers then divided the insects in each category into subgroups (e.g. category 1 – mayflies, stoneflies, caddisflies not from the family Hydropsychidae, riffle beetles, water penny beetles: family Psephenidae, and aquatic snails; category 2 – hellgrammites, dragonflies, crane flies, filtering caddisflies from the family Hydropsychidae, crayfish, amphipods, isopods, snipe flies, and blackflies; category 3 – worms, midges, air-breathing snails). The number of individuals in each subgroup was then counted to provide a general determination of whether they were abundant (≥ 10), common (4 to 9), or rare (1 to 3) in the sample. The total number of subgroups was then tallied in each category. The number in category 1 was multiplied by 3, that in category 2 by 2, and that in category 3 by 1, with their sum providing a qualitative index of stream quality (>22 is excellent, 17-22 is good, 11-16 is fair, and <11 is poor; represented as dashed lines in Fig. 1). All specimens were then placed in the same sample jars containing the remaining unsorted material.

After the visual assessment was completed, the preserved samples were transported to a laboratory where the field procedure was repeated to check for accuracy (e.g. Nichols and Norris 2006), but this time using the entire sample, a microscope and a magnification lens for sorting. Given the qualitative nature of sample collection and that only one sample was collected per site, the data are presented here using descriptive graphics. The collected specimens are maintained in a working reference collection (e.g. Cotterill 1995) that can be used as demonstrations for public workshops, volunteer training, educational activities, and scientific research (e.g. the collection is currently being used for an examination of stream habitat condition).

RESULTS

Due to high water levels in July, sampling sites in Rancho Viejo could not be accessed. Despite the absence of this data, several observations were possible. In all cases, laboratory sorting yielded higher Cumulative Index values than field visualization because more taxa groups were detected (Fig. 1). Thus, field visualization underestimated stream water quality by providing Cumulative Index values falling only into “fair” and “good” categories, while laboratory sorting yielded values falling into the categories of “good” and “excellent”. Further, human population increases downstream, leading to reduced mean index values at the final sampling site when averaged over sampling months (Table 1). As such, the mean number of taxa groups associated with compromised river conditions

(category 3) was higher in the Zoncuantla sampling sites than in those from Rancho Viejo along with a corresponding decrease in the mean number of taxa groups associated with category 1 (Table 1, Fig. 2). Field visualization results did portray a downstream decline in the mean number of taxa groups in category 1, but did not reveal noticeable changes in the other two categories. Time of year also provided influence with October having the lowest mean Cumulative Index values and the average total number of taxa groups among sampling months (Table 1). Similarly, October had the lowest mean number of taxa groups in categories 2 and 3. Although July showed the lowest mean number of taxa groups associated with category 1, and the highest mean number of taxa groups associated with categories 2 and 3, data are absent for Rancho Viejo, suggesting some bias may be present. No additional discernible trends were present.

One of the most common forms of error for field visualization was the frequent absence of small and/or cryptic taxa groups including snipeflies (e.g. the Athericidae and Empididae), midges (e.g. the Chironomidae and Ceratopogonidae), and small aquatic worms. This was especially true of crane fly (*Tipulidae s.l.* in American and British literature, and *Tipuloidea = Tipulidae, Limoniidae, and Cylandrotomidae*, in the European literature) larvae and pupae, irrespective of size. Further, when abundance was low, blackflies (*Simuliidae*), snails, *Psephenidae* (water penny beetle larvae), and *Ptilodactylidae* (toed-winged beetle larvae) were often missed.

Also of relevance was the difficulty in separating filtering caddisflies in the family *Hydropsychidae* from other caddisflies, small hellgrammites (e.g. *Corydalidae*) that look similar to filtering caddisflies, and small mayflies that can appear similar to stoneflies, especially if the number of cerci was reduced and no magnification was used.

DISCUSSION

The foundation underlying the GWW field approach is to provide sufficient low-cost and credible qualitative sampling data over wide spatial areas rapidly using equipment and protocols that are tractable to volunteers and communities in impoverished regions. The data can then be entered into databases to provide time effective information for communities, natural resource managers, and policy makers for more focused environmental examination and water quality management.

Although the nature of the field sampling program is qualitative, reductions in the Cumulative Index values and the number of taxa groups in category 1 were observed downstream for both field visualization and laboratory sorting. However, laboratory sorting also revealed an increase in the number of taxa

Table 1. Cumulative Index values, the total number of taxa, and the number of taxa per category among sampling sites when averaged across months, and among sampling months when averaged across sites. Values are presented for descriptive purposes due to the qualitative nature of the sampling protocol.

Cumulative Index Values Among Sampling Sites (averaged across months)
Site 1 = 25 ± 1.6
Site 2 = 24.7 ± 2.1
Site 3 = 23.7 ± 3.9
Site 4 = 25 ± 1.4
Site 5 = 24.8 ± 3.9
Site 6 = 22.3 ± 0.4
Cumulative Index Values Among Sampling Months (averaged across sites)
April = 25 ± 1.8
July = 24 ± 2.6
October = 21.8 ± 2.1
January = 26.2 ± 2.4
Total Number of Taxa Among Sampling Sites (averaged across months)
Site 1 = 11 ± 1
Site 2 = 11 ± 1
Site 3 = 10.7 ± 2.1
Site 4 = 11.3 ± 0.5
Site 5 = 11.5 ± 2.4
Site 6 = 10.5 ± 0.6
Total Number of Taxa Among Sampling Months (averaged across sites)
April = 11.3 ± 1
July = 11.7 ± 1.2
October = 9.7 ± 1
January = 11.7 ± 1
Number of Taxa in Category 1 Among Sampling Sites (averaged across months)
Site 1 = 5 ± 0
Site 2 = 4.7 ± 0.6
Site 3 = 4.7 ± 0.6
Site 4 = 4.8 ± 0.5
Site 5 = 4.3 ± 0.5
Site 6 = 3.8 ± 0.5

Table 1. (continued).

Number of Taxa in Category 1 Among Sampling Months (averaged across sites)
April = 4.7 ± 0.5
July = 3.7 ± 0.6
October = 4.3 ± 0.5
January = 4.8 ± 0.4
Number of Taxa in Category 2 Among Sampling Sites (averaged across months)
Site 1 = 4 ± 1
Site 2 = 4.3 ± 0.6
Site 3 = 4 ± 1.7
Site 4 = 4.3 ± 0.5
Site 5 = 5 ± 1.4
Site 6 = 4.3 ± 0.5
Number of Taxa in Category 2 Among Sampling Months (averaged across sites)
April = 4.3 ± 1
July = 5 ± 1
October = 3.5 ± 0.5
January = 4.8 ± 0.8
Number of Taxa in Category 3 Among Sampling Sites (averaged across months)
Site 1 = 2 ± 0
Site 2 = 2 ± 0
Site 3 = 2 ± 0
Site 4 = 2.3 ± 0.5
Site 5 = 2.3 ± 1
Site 6 = 2.5 ± 0.6
Number of Taxa in Category 3 Among Sampling Months (averaged across sites)
April = 2.3 ± 0.5
July = 3 ± 0
October = 1.8 ± 0.4
January = 2 ± 0

Fig. 1. Cumulative Index values and the total number of taxa groups produced by field visualization and laboratory sorting plotted by sampling month for each sampling site (separated by solid vertical lines). Dashed lines for Cumulative Index values divide the different water quality categories defined by Global Water Watch (>22 is excellent, 17-22 is good, 11-16 is fair, and <11 is poor). All sites are arranged in downstream order with sites 1-3 located in Rancho Viejo and sites 4-6 in Zoncuantla, Veracruz, Mexico.

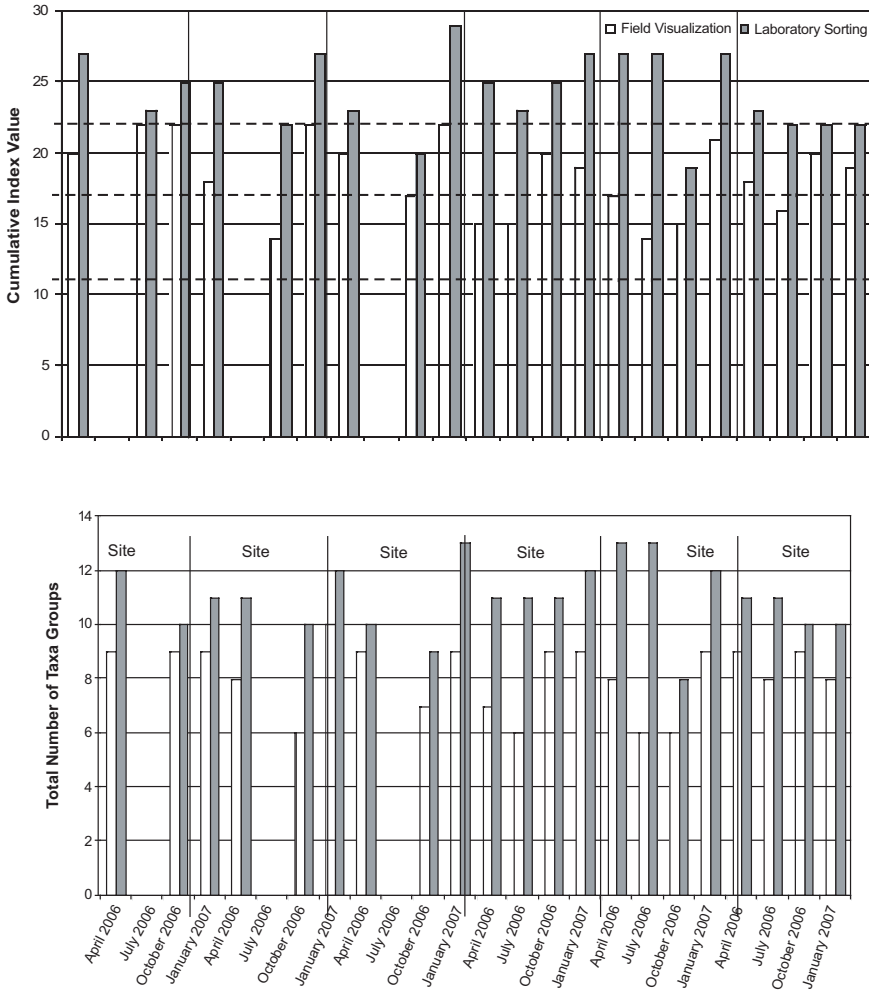
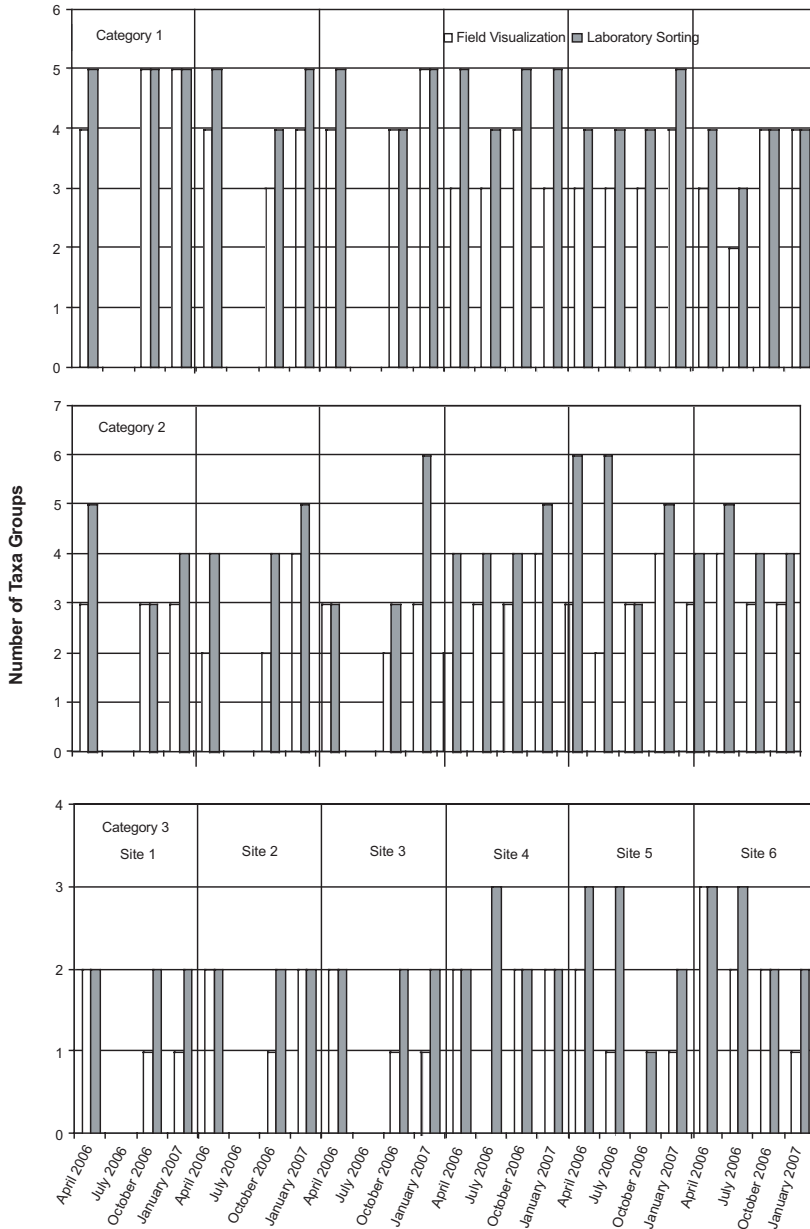


Fig. 2. The number of taxa groups detected for each of the three macroinvertebrate tolerance categories using field visualization and laboratory sorting plotted by sampling month for each sampling site (separated by solid vertical lines). All sites are arranged in downstream order with sites 1-3 located in Rancho Viejo and sites 4-6 in Zoncuantla, Veracruz, Mexico.



groups associated with category 3, corresponding to increased levels of human occupation and influence on the aquatic environment. Further, among sampling months (across sampling sites) for the mean Cumulative Index values, the average total number of taxa groups, and the mean number of taxa groups in categories 2 and 3, laboratory sorting revealed October to have the lowest values. Ecologically, these results are credible because the Pixquiac River has a high gradient and thus a high current velocity and flow during the rainy season from July-August to September-October. As such, the force of water flow during this period is strong, removing much of the sand and small cobble and leaving many large rocks and boulders. These larger stones are a testament to the scouring effect of the high flow, a force removing and destabilizing many benthic macroinvertebrates and their habitat annually. Thus, October represents a natural period of lower taxa diversity. Although the lowest value for the mean number of taxa in category 1 is in July, this value is likely biased because of the absence of data for this month from Rancho Viejo.

Errors occurring during field visualization were of two basic forms: the absence of small and/or cryptic taxa (e.g. midges, snipeflies, crane flies), especially when abundance was low, and mistaken categorizations of young and small instars (e.g. separating hydropsychid caddisflies from other caddisflies, separating small stoneflies from small mayflies, especially when cerci are missing in the latter). Several practical solutions are available that should strongly reduce the contribution of these errors to the enumeration of taxa groups and the calculation of the Cumulative Index values. First, the visual key can be updated to provide more diverse images for proper categorization. Second, since the field protocol is not quantitative, and thus not focused on abundance-based sampling, a presence/absence approach is acceptable. In this instance, specimens can be sorted, the presence of the taxa groups recorded, and the specimens placed directly into the sampling jar, thus allowing for more effective and productive sorting time in the field to increase the number of taxa groups observed closer to that provided by laboratory sorting. Third, magnifying lenses could be employed more in the field to reduce misclassification and to provide more opportunities to record small and cryptic taxa. Fourth, the current tolerance categorizations used in the GWW protocol are built upon a suite of literature on general responses. Over time, as more information on tolerance for various taxa becomes available, the composition of taxa groups in each of the three tolerance categories likely will change; but for now this is a long-term corrective measure. In April 2007, the second corrective measure was implemented, with the remaining measures to follow thereafter. Assessments similar to this one will be made at the end of each year to examine the effectiveness of the corrections. These practical refinements to macroinvertebrate sampling and analysis for local and regional areas make this exercise of global relevance to other regions with similar volunteer monitoring programs.

Acknowledgements

I thank Dra. Perla Edith Alonso Eguía Lis and Dr. Rodolfo Novelo-Gutiérrez for the invitation to participate in this special session of the combined meetings between the VII Congreso Latinoamericano de Entomología and the XLII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Entomología. I thank the Sociedad Mexicana de Entomología for providing the financial support to participate. I am grateful to Dr. William G. Deutsch, director of Global Water Watch, for the opportunity to conduct this research, and to Georgina Vidriales Chan, Eduardo Aranda Delgado, and Rudolf Kral for their efforts in the field as community volunteers. I also thank Dr. Juan Villanueva Jimenez, Dra. Alejandra Soto Estrada, and Dra. Silvia López-Ortiz from the Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz, for providing me access to their laboratory facilities.

Literature cited

- Baron, J.S., N.L. Poff, P.L. Angermeier, C.N. Dahm, P.H. Gleick, N.G. Hairston Jr., R.B. Jackson, C.A. Johnston, B.D. Richter and A.D. Steinman, 2003. Sustaining healthy freshwater ecosystems. *Issues in Ecology* No. 10, Ecological Society of America.
- Bonada, N., N. Prat, V.H. Resh and B. Statzner, 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Campbell, W.B. and R. Novelo-Gutiérrez, 2007. Reduction in odonate phylogenetic diversity associated with dam impoundment is revealed using taxonomic distinctness. *Fundamental and Applied Limnology* 168: 83-92.
- Cotterill, F.P.D. 1995. Systematics, biological knowledge and environmental conservation. *Biodiversity and Conservation* 4: 183-205.
- Covich, A.P., M.A. Palmer and T.A. Cowl, 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49: 119-127.
- Cummins, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18: 183-206.
- Cummins, K.W., R.W. Merritt and P.C.N. Andrade, 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 69-89.
- Daily, G.C., S. Alexander, P.R. Erlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P.A. Matson, H.A. Mooney, S. Postel, S.H. Schneider, D. Tilman and G.M. Woodwell, 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* No. 2, Ecological Society of America.
- DeClerck, F., J.C. Ingram and C.M. Rumbaitis del Rio, 2006. The role of ecological theory and practice in poverty alleviation and environmental conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 533-540.
- Deutsch, W.G. and B. Duncan, in preparation. *Community-Based Water Quality Monitoring: Global experiences for practical programs in watershed management*. Global Water Watch, Auburn University, Auburn, Alabama.

- Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z.I. Kawabata, D.J. Knowler, C. Lévêque, R.J. Naiman, A.H. Prieur-Richard, D. Soto, M.L.J. Stiassny and C.A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81: 163-182.
- Foley, J.A., G.P. Asner, M.H. Costa, M.T. Coe, R. DeFries, H.K. Gibbs, E.A. Howard, S. Olson, J. Patz, N. Ramankutty and P. Snyder, 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 25-32.
- Greene, H.W. and J.B. Losos, 1988. Systematics, natural history, and conservation. *BioScience* 38: 458-462.
- Hooper, D.U., F.S. Chapin III, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J.H. Lawton, D.M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A.J. Symstad, J. Vandermeer and D.A. Wardle, 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Lathrop, J.E. and A. Markowitz, 1995. Monitoring water resource quality using volunteers. pp. 303-315. In: W.S. Davis and T.P. Simon (Eds.). *Biological Assessment and Criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Morse, J.C., Y.J. Bae, G. Munkhjargal, N. Sangpradub, K. Tanida, T.S. Vshivkova, B. Wang, L. Yang and C.M. Yule, 2007. Freshwater biomonitoring with macroinvertebrates in East Asia. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 33-42.
- Nerbonne, J.F. and B. Vondracek, 2003. Volunteer macroinvertebrate monitoring: assessing training needs through examining error and bias in untrained volunteers. *Journal of the North American Benthological Society* 22: 152-163.
- Nichols, S.J. and R.H. Norris, 2006. River condition assessment may depend on the sub-sampling method: field live-sort versus laboratory sub-sampling of invertebrates for bioassessment. *Hydrobiologia* 572: 195-213.
- Poff, N.L., J.D. Olden, N.K.M. Vieira, D.S. Finn, M.P. Simmons and B.C. Kondratieff, 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 730-755.
- Wallace, J.B. and J.R. Webster, 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115-139.

El libro *Simposio Internacional Entomología Acuática Mexicana: Estado Actual de Conocimiento y Aplicación* se terminó de imprimir el mes de junio de 2007 en los talleres del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos. La edición consta de cien ejemplares.