



Revista de Biología Tropical

ISSN: 0034-7744

rbt@cariari.ucr.ac.cr

Universidad de Costa Rica
Costa Rica

Ramírez-Herrejón, Juan Pablo; Mercado-Silva, Norman; Medina-Nava, Martina; Domínguez-Domínguez, Omar
Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México
Revista de Biología Tropical, vol. 60, núm. 4, diciembre, 2012, pp. 1669-1685
Universidad de Costa Rica
San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44925088023>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México

Juan Pablo Ramírez-Herrejón¹, Norman Mercado-Silva², Martina Medina-Nava³ & Omar Domínguez-Domínguez³

1. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Av. Instituto Politécnico Nacional No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita, Apartado Postal 128, La Paz, Baja California Sur, México, CP 23090; ramirezherrejon@gmail.com
2. School of Natural Resources and the Environment, University of Arizona, Tucson, AZ 85271, USA; nmercado@u.arizona.edu
3. Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, 58080, Morelia, Michoacán, México; martinamedi@gmail.com, goodeido@yahoo.com.mx

Recibido 26-X-2011. Corregido 30-IV-2012. Aceptado 29-V-2012.

Abstract: Validation of two indices of biological integrity (IBI) for the Angulo River subbasin in Central Mexico. Efforts to halt freshwater ecosystem degradation in central Mexico can benefit from using bio-monitoring tools that reflect the condition of their biotic integrity. We analyzed the applicability of two fish-based indices of biotic integrity using data from lotic and lentic systems in the Angulo River subbasin (Lerma-Chapala basin). Both independent data from our own collections during two consecutive years, and existing information detailing the ecological attributes of each species, were used to calculate indices of biological integrity for 16 sites in lotic and lentic habitats. We assessed environmental quality by combining independent evaluations water and habitat quality for each site. We found sites with poor, regular and good biotic integrity. Our study did not find sites with good environmental quality. Fish-based IBI scores were strongly and significantly correlated with scores from independent environmental assessment techniques. IBI scores were adequate at representing environmental conditions in most study sites. These results expand the area where a lotic system fish-based IBI can be used, and constitute an initial validation of a lentic system fish-based IBI. Our results suggest that these bio-monitoring tools can be used in future conservation efforts in freshwater ecosystems in the Middle Lerma Basin. Rev. Biol. Trop. 60 (4): 1669-1685. Epub 2012 December 01.

Key words: environmental evaluation, biomonitoring, conservation, freshwater ecosystems, fish community.

Los ecosistemas dulceacuícolas del centro de México continúan siendo deteriorados por las actividades humanas (Ganasan & Hughes 1998, Soto-Galera *et al.* 1999, Mercado-Silva *et al.* 2006a, Mathuriau *et al.* 2011). La fragmentación y destrucción del hábitat, la introducción de especies exóticas y el uso desmedido del agua, entre otros, han reducido las áreas de distribución de especies dulceacuícolas (Lyons *et al.* 1998). Muchas especies de peces se han visto forzadas a vivir en poblaciones pequeñas y aisladas, en los pocos sitios donde se conservan condiciones favorables

para su sobrevivencia (Domínguez-Domínguez *et al.* 2007). Esto las hace más susceptibles a ser afectadas por la pérdida de variabilidad genética (Domínguez-Domínguez *et al.* 2007) y eventos ambientales adversos (Soto-Galera *et al.* 1998, Orbe *et al.* 2002).

Ante el desfavorable escenario ambiental que presentan los ecosistemas dulceacuícolas en el centro de México, se han iniciado esfuerzos de conservación (Medina-Nava *et al.* 2005, Domínguez-Domínguez *et al.* 2007) que permiten reducir los impactos y restaurar los ecosistemas (Lyons *et al.* 1995, Mercado-Silva

et al. 2002). La eficacia de estos esfuerzos depende de la disponibilidad de métodos de evaluación ambiental adecuados y de su correcta utilización (Mercado-Silva *et al.* 2006b, Pérez *et al.* 2007). Para la evaluación ambiental de los ecosistemas dulceacuícolas se han utilizado las características físico-químicas del agua, la evaluación cualitativa y cuantitativa del hábitat disponible, y el seguimiento de los componentes biológicos (Karr 1981, Mercado-Silva *et al.* 2002, Weigel *et al.* 2006, Mathurau *et al.* 2011). La evaluación de la integridad biológica en sistemas dulceacuícolas permite estimar, de manera holística, los efectos del impacto de actividades humanas y es una metodología de amplio uso en el manejo de recursos en varias partes del mundo (Karr 1981, Fausch *et al.* 1990).

La integridad biológica se define como la capacidad de un ambiente de soportar y mantener una comunidad adaptada, balanceada e integrada de organismos, que tiene una composición específica, diversidad y organización funcional comparable con la de un hábitat natural de la misma región geográfica (Karr 1981). La cuantificación de la integridad biológica se logra sumando varios atributos medibles de una comunidad biológica, que estiman su estructura, composición y funcionamiento (Miller *et al.* 1988, Weigel *et al.* 2002). Estos atributos son analizados en un conjunto de sitios organizados en un gradiente de mayor a menor impacto humano, creando un índice de atributos biológicos que reflejan la condición ambiental para cada sitio. El resultado final es un índice biológico de integridad (IBI), una herramienta multi-paramétrica que permite, a partir de una muestra de la comunidad biológica, indicar la condición ambiental de un sitio dado (Oberdorff *et al.* 2002; Mercado-Silva *et al.* 2006b, Pérez *et al.* 2007).

Se han desarrollado diversos IBI basados en las comunidades de peces para evaluar la calidad ambiental de ecosistemas dulceacuícolas en México (Contreras-Balderas *et al.* 2005, Mercado-Silva *et al.* 2006b, Schmitter-Soto *et al.* 2011). Para la región central de México existen IBI para estimar la condición

ambiental tanto de lagos (Lyons *et al.* 2000) como de ríos y arroyos (Lyons *et al.* 1995). Éste último puede ser utilizado para evaluar la calidad ambiental de ríos y arroyos en varias cuencas del occidente de México debido a que ha sido validado en esa región, es decir, se ha estimado su utilidad con datos independientes de los utilizados en su diseño (Mercado-Silva *et al.* 2002). El IBI para lagos (Lyons *et al.* 2000) fue elaborado a partir de datos históricos a fin de documentar el patrón de cambio de la comunidad de peces ante la degradación ambiental en los lagos del centro de México (Xochimilco, Cuitzeo, Chapala y Pátzcuaro) y no ha sido validado.

La subcuenca del río Angulo (SCRA), en el centro de México, es una de las pocas regiones en la parte media del río Lerma que aún conserva su ictiofauna nativa relativamente bien representada (Medina-Nava *et al.* 2005, Zubieta-Rojas *et al.* 2005, Ramírez-Herrejón 2008). Sin embargo, es un área sujeta a múltiples presiones antrópicas, entre las cuales destacan la contaminación por vertidos domésticos, agrícolas e industriales, el abatimiento de los mantos acuíferos, y la desecación y canalización de cauces y manantiales (Medina-Nava *et al.* 2005, Zubieta-Rojas *et al.* 2005, Ramírez-Herrejón 2008). Es conveniente que en la identificación de sitios prioritarios para la conservación o restauración en esta subcuenca se cuente con una herramienta como el IBI. Sin embargo, tanto para sistemas lénticos como para sistemas lóticos, el IBI debe ser validado en la SCRA de manera previa a su implementación. Con el objetivo de lograr la utilización de los IBI en la SCRA para estimar la calidad ambiental de sistemas acuáticos, se evaluó la validez de dos IBI existentes, uno para lagos y otro para ríos (basados en las comunidades de peces) en el centro de México (Lyons *et al.* 1995, Lyons *et al.* 2000). Para ello se estimó si los IBI existentes: 1) pueden reflejar de manera fehaciente los impactos humanos sobre los ecosistemas en la subcuenca y pueden representar adecuadamente la condición de la integridad biológica, o en su caso, 2) deben ser modificados para su utilización.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: La subcuenca exorreica del río Angulo (SCRA) pertenece a la región del medio Lerma de la cuenca Lerma-Chapala ($20^{\circ}13'12''$ N - $102^{\circ}36'0''$ W y $19^{\circ}36'36''$ N - $101^{\circ}18'36''$ W) y tiene una superficie de 2 079km² (Fig. 1). El río Angulo fluye de sur a norte; su recorrido total es de 64km, inicia en la laguna de Zacapu y desemboca en el río Lerma (Medina-Nava 2003). El cauce del río Angulo presenta canalizaciones que se realizaron con fines agrícolas desde la cabecera hasta la boca (Medina-Nava 1997, Moncayo-Estrada 1996). En la porción media del río existen puntos de retención, como los embalses Copándaro y Aristeo Mercado. En la parte baja se localiza el embalse Melchor Ocampo. Estas obras hidráulicas se terminaron de construir en el año de 1973 con propósitos de riego y generación de energía eléctrica (CNA 2000). La SCRA fue incluida en el estudio hecho por Lyons *et al.* (2000) pero no en Lyons *et al.* (1995).

Recolecta: Para obtener los datos necesarios para el cálculo de los IBI, se realizaron recolectas de peces en 16 sitios (Fig. 1). Once sitios fueron ubicados en ambientes lóticos y cinco en ambientes lénticos. Todos los sitios lénticos contaron con características físicas similares, siendo sistemas acuáticos represados y alimentados principalmente por manantiales de tipo limnocreño. De los sitios lóticos utilizados para este trabajo, únicamente el sitio de las chinampas en la laguna de Zacapu (Ch) fue incluido en el trabajo de diseño del IBI léntico (Lyons *et al.* 2000). En la mayoría de los sitios lóticos se llevaron a cabo recolectas en las áreas litorales y limnéticas del cuerpo de agua. Únicamente en el sitio Ch las recolectas fueron realizadas exclusivamente en la zona litoral. Esto con el fin de homogeneizar los esfuerzos de recolecta que se llevaron a cabo en este sitio para el diseño del IBI (Lyons *et al.* 2000). En los sitios lóticos se muestraron todos los tipos de hábitat disponibles (rápidos, pozas, remansos, entre otros). Con excepción del sitio

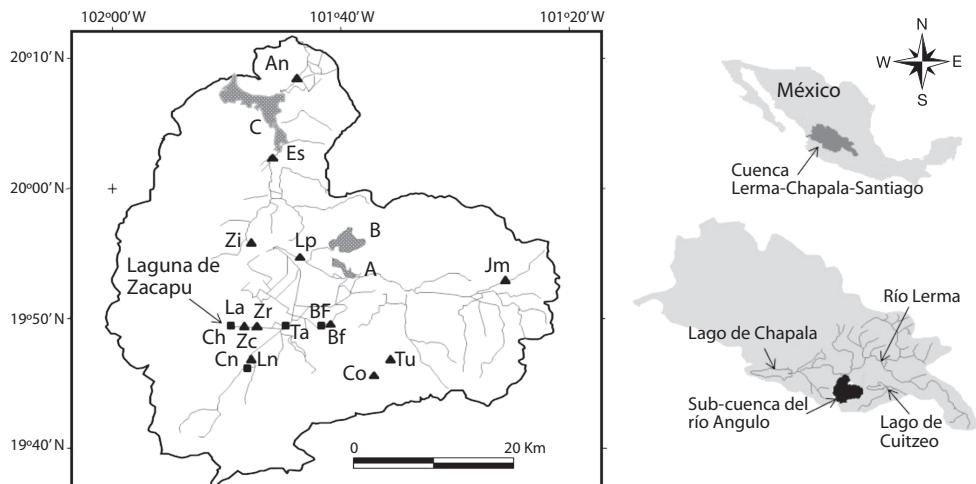


Fig. 1. Ubicación geográfica de la sub-cuenca del río Angulo que muestra la hidrología y los sitios de estudio. Laguna de Naranja (Ln); Canal de Naranja (Cn); Canales de Bellas Fuentes (Bf); Laguna de Bellas Fuentes (BF); Tarejero (Ta); La angostura(La); Chinampas en la laguna de Zacapu (Ch); Desembocadura de la laguna de Zacapu (Zc); Río Angulo delante de la desembocadura de la laguna de Zacapu (Zr); Jesús María(Jm); Tunguitiro (Tu); Cótiro (Co); Zipimeo (Zi); La patera (Lp); El sabino (Es); Angamacutiro (An); Embalse Copándaro (A); Embalse Aristeo Mercado (B); Embalse Melchor Ocampo (C). Los cuadrados indican sistemas léntricos y los triángulos indican los sistemas lóticos. Debido a la escala de la figura, la ubicación de La y Ch se muestra con la misma marca.

Fig. 1. Geographic location of Angulo river subbasin showing the hydrology and the study sites. The squares show lentic systems and the triangles show lotic systems. Given the scale of this figure, the location of La and Ch is indicated by the same marker.

de estudio ubicado en el río Angulo delante de la desembocadura de la laguna de Zacapu (Zr), que no fue muestreado en el primer año de recolectas, cada sitio fue muestreado durante el día en el mes de mayo (período de estiaje) en los años 2006 y 2007. Para la recolecta de peces tanto en ambientes lóticos y lénticos se usaron tres redes de mano de 40cm de diámetro y luz de malla de 5mm, una atarraya de nylon de 2.5m de diámetro, de 20mm de luz de malla y una red tipo chinchorro de 10m de largo y 1.8m de alto con luz de malla de 3mm. Además, se utilizó un equipo de electropesca de mochila de corriente directa con una potencia máxima de 3 500w (120volts, 60Hz, 20.8amp). En todos los sitios se utilizó una combinación de equipos de recolecta, dependiendo de los requerimientos de cada uno. Para estandarizar el esfuerzo del muestreo, las recolectas se llevaron a cabo hasta el momento en que no hubo cambios en el número de especies o su abundancia relativa en las recolectas. El equipo de trabajo fue integrado por tres personas. Los peces capturados se colocaron en recipientes de plástico y al finalizar las actividades de recolecta fueron identificados, contados y revisados para buscar signos de enfermedad, deformidad, desgaste en aletas y lesiones o tumores atendiendo el método propuesto por Lyons *et al.* (1995) y Lyons *et al.* (2000). La identificación se llevó al nivel de especie, siguiendo los criterios de Miller *et al.* (2005) y Arredondo & Guzmán (1986). Los peces recolectados en sistemas lénticos fueron pesados para determinar la biomasa por especie. La mayor parte de los organismos recolectados fue liberada una vez que fueron procesados; se tomaron ejemplares de referencia que fueron depositados en la Colección de Peces de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (CPUM).

Calculo de índices biológicos de integridad: Los peces fueron clasificados de acuerdo con su origen, posición en la columna de agua, tolerancia a la degradación ambiental, hábitos de alimentación, forma de reproducción y talla máxima (longitud patrón, mm), siguiendo los criterios y definiciones de Lyons *et al.* (1995),

Lyons *et al.* (2000), Mercado-Silva (2002) y Medina-Nava (2003) (Cuadro 1). Posteriormente los parámetros y valores para ambos IBI fueron calculados siguiendo los lineamientos de Lyons *et al.* (1995) para ríos y Lyons *et al.* (2000) para lagos (Cuadros 2 y 3, respectivamente). El área de cuenca usada para calcular el IBI propuesto por Lyons *et al.* (1995) fue $>400\text{km}^2$ en todos los sitios de río. En el cálculo del IBI para sistemas lénticos se determinaron los valores esperados (VE) que se refieren a los valores de los atributos del IBI que se espera obtener bajo el supuesto de que el ecosistema se mantiene en una condición ambiental sin impacto antrópico. Los VE fueron obtenidos según lo propuesto por Lyons *et al.* (2000), tomando en cuenta la información existente para las especies en cada uno de los sitios de estudio (Cuadro 4). Los VE en Tarejero (Ta) y en La Angostura (La) se establecieron con base en los estudios de Medina-Nava (1997); en la laguna de Bellas Fuentes (BF) siguiendo los criterios de Ceballos *et al.* (1994) y en la laguna de Naranja (Ln) lo propuesto por Benítez (1995). El cálculo del parámetro “porcentaje de especies exóticas de invertebrados parásitos en especies nativas de peces”, incluido originalmente en el IBI para lagos, se modificó según lo sugerido por Mercado-Silva *et al.* (2002), como “porcentaje de individuos de especies nativas con ectoparásitos”. Para detectar posibles cambios temporales, las calificaciones de IBI para cada sitio fueron comparadas entre ambos años de recolecta mediante el uso de la prueba t de Student pareada con el programa JMP 3.1.6.2 (SAS Institute Inc., 1995).

Evaluación de la calidad ambiental: Para la evaluación de la calidad ambiental (CAm), que en conjunto expresa la calidad del agua (CA) y la calidad del hábitat (CH), se tomaron parámetros fisicoquímicos del agua y se hicieron observaciones sobre la calidad del hábitat de cada sitio. Estos datos fueron evaluados en su conjunto considerando los criterios cualitativos y las metodologías de cuantificación propuestas por Lyons *et al.* (1995) para ambientes lóticos y Medina-Nava (2003) para ambientes

CUADRO 1
Atributos ecológicos de las especies de peces encontradas en la subcuenca del río Angulo

TABLE 1
Ecological attributes of fish species found in the Angulo river sub basin

Familia	Especie	Origen	Pos.	Tol.	Alim.	Rep.	Long.
Cyprinidae	<i>Algansea tincella</i> (ALTI)	N	P	M	O	OV	175
	<i>Cyprinus carpio</i> (CYCA)	I	B	T	O	OV	1000
	<i>Hybopsis calientis</i> (HYCA)	N	P	S	C	OV	75
	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (CTID)	I	P	M	H	OV	1000
	<i>Yuriria alta</i> (YUAL)	N	P	T	O	OV	177
Ictaluridae	<i>Ictalurus dugesii</i> (ICDU)	N	B	M	C	OV	1050
Atherinopsidae	<i>Menidia jordani</i> (MEJO)	I	P	T	C	OV	91
	<i>Menidia humboldtianum</i> (MEHU)	N	P	S?	C	OV	233
Goodeidae	<i>Allotoca</i> sp. (ALsp.)	N	P	S	C	VI	77*
	<i>Alloophorus robustus</i> (ALRO)	N	P	S	C	VI	200
	<i>Allotoca zacapuensis</i> (ALZA)	N	P	S	C	VI	42
	<i>Goodea atripinnis</i> (GOAT)	N	P	T	O	VI	185
	<i>Hubbsina turneri</i> (HUTU)	N	P	S	C	VI	65
	<i>Skiffia lermae</i> (SKLE)	N	P	S	O	VI	55
	<i>Xenotoca variata</i> (XEVA)	N	P	T	O	VI	83
	<i>Zoogoneticus quitzeoensis</i> (ZOQU)	N	P	M	C	VI	50
	<i>Heterandria bimaculata</i> (HEBI)	I	P	T	O	VI	NA
Poeciliidae	<i>Poeciliopsis infans</i> (POIN)	N	P	T	O	VI	50
	<i>Xiphophorus helleri</i> (XIHE)	I	P	T	O	VI	NA
	<i>Micropterus salmoides</i> (MISA)	I	P	T	C	OV	500
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (ORNI)	I	P	T	O	OV	300
	<i>Oreochromis mossambicus</i> (ORMO)	I	P	T	O	OV	300

* Longitud patrón máxima de este género se calculó como la media de las longitudes estándares máximas para todas las especies incluidas en Lyons *et al.* (2000).

Origen (N = especie nativa, I = introducida); posición en la columna de agua (Pos.) (B = especie bentíca, P = pelágica); tolerancia (Tol.) (S = especie intolerante, M= medianamente tolerante, T = tolerante); tipo de alimentación (Alim.) (C = carnívoro, O = omnívoro, H = herbívoro); tipo de reproducción (Rep) (OV = ovíparo, VI = vivíparo); longitud estandar máxima (Long., en mm).

Classification and definitions follow Lyons *et al.* (1995), Mercado-Silva *et al.* (2002) and Medina-Nava (2003). Origin (N = native, I = introduced); position in water column (Pos.) (B = benthic, P = pelagic); tolerance (Tol.) (S = sensitive, M= medium tolerance, T= tolerant); feeding guild (Alim.) (C = carnivore, O = omnivore, H = herbivore); reproductive strategy (Rep.) (OV = oviparous, VI = viviparous); maximum standard length (Long. mm).

lénticos. Los parámetros de la calidad de agua determinados fueron: transparencia del agua (disco de Secchi [m]), pH (papel indicador), oxígeno disuelto (método de Winkler modificado a la ácida de sodio [mg/L]), sólidos totales (mediante un conductímetro Analytical Technology INC ORION modelo 130, [mg/L]), y la presencia observable directamente de

sustancias tóxicas (aceites, detergentes) en el agua (Cuadro 5). Los parámetros de la calidad del hábitat evaluados en ambientes lénitos fueron: integridad de la línea de costa, tipos de vegetación acuática, estado de la vegetación riparia, tipo de fondo, abundancia y diversidad del hábitat y uso de suelo en el área circundante (Cuadro 6) (ver definiciones de estos criterios

CUADRO 2

Criterios para evaluar los parámetros usados para calcular el IBI en arroyos y ríos (Lyons *et al.* 1995)

TABLE 2

Criteria to evaluate the parameters used to calculate the IBI in rivers and streams (Lyons *et al.* 1995)

Parámetro	Área de cuenca (km ²)	Criterios para cada categoría		
		Pobre (0)	Regular (5)	Bueno (10)
1. Número de especies nativas	>400	<4	4-6	>6
2. Porcentaje de individuos de especies béticas	Todas	<5	5-25	>25
3. Número de especies de la columna de agua ó zona pelágica	>400	<2	2-4	>4
4. Número de especies sensibles	Todas	0	1-2	>2
5. Porcentaje de individuos de especies tolerantes	Todas	>90	90-10	<10
6. Porcentaje de individuos de especies exóticas	Todas	>25	25-5	<5
7. Porcentaje de individuos omnívoros	Todas	>95	95-85	<85
8. Porcentaje de individuos de especies vivíparas	Todas	<25	25-75	>75
9. Número de peces por 30 minutos de muestreo	>400	<60		>60
10. Porcentaje de individuos enfermos, deformados, aletas desgastadas, lesiones o tumores	Todas	>5	5-1	<1

CUADRO 3

Criterios para evaluar los parámetros del IBI en sistemas lénicos. “VE” es el valor esperado para cada atributo en condiciones con la menor degradación humana (modificado de Lyons *et al.* 2000)

TABLE 3

Criteria to evaluate IBI parameters in lentic systems. “VE” is the expected value for each attribute under conditions with the least human degradation (modified from Lyons *et al.* 2000)

Parámetro	Criterios para cada categoría		
	Pobre (0)	Regular (5)	Bueno (10)
1. Número total de especies nativas	<50% de VE	50-74% de VE	>74% de VE
2. Número de especies nativas comunes	<66% de VE	66-79% de VE	>79% de VE
3. Número de especies nativas de Goodeidos	<60% de VE	60-84% de VE	>84% de VE
4. Número de especies nativas del género <i>Menidia</i>	<60% de VE	60-84% de VE	>84% de VE
5. Número de especies nativas sensitivas	<40% de VE	40-84% de VE	>84% de VE
6. Porcentaje de biomasa de especies tolerantes	>90%	90-50%	<50%
7. Porcentaje de biomasa de especies exóticas	>85%	85-50%	<50%
8. Porcentaje de biomasa de carnívoros nativos	<5%	5-20%	>20%
9. Máxima longitud patrón de especies nativas	<50% de VE	50-74% de VE	>74% de VE
10. Porcentaje de individuos de especies nativas con ectoparásitos*	>60%	60-25%	<25%

*La modificación de este parámetro se describe en la sección de materiales y métodos.

*The modification of this parameter is described in the materials and methods.

en Medina-Nava [2003]). Además de estos parámetros, en ambientes lóticos se evaluaron los parámetros ‘variabilidad en la profundidad’ y ‘alteraciones en la morfología del canal’ (Cuadro 7) (Lyons *et al.* 1995). El gradiente de calidad ambiental se calificó en una escala

de 0-100, por lo que sitios con mejor calidad ambiental tendrán un mayor valor (Lyons *et al.* 1995, Medina-Nava 2003).

Evaluación de los IBI como indicadores de la calidad ambiental: Para evaluar la

CUADRO 4

Valores esperados (VE) para su uso en el IBI en cada uno de los sistemas lénicos incluidos en el presente estudio:
 Laguna de Bellas Fuentes (BF); Tarejero (Ta); Laguna de Naranja (Ln);
 Chinampas en la laguna de Zacapu (Ch); La Angostura (La)

TABLE 4

Expected values (VE) for use in IBI calculations for each lentic habitat in the Angulo river subbasin:
 Laguna de Bellas Fuentes (BF); Tarejero (Ta); Laguna de Naranja (Ln);
 Chinampas en la laguna de Zacapu (Ch); La Angostura (La)

Parámetro	BF*	Ta**	Ln***	Ch**	La**
1. Número total de especies nativas	1 ^a	5 ^{abcdg}	4 ^{abfi}	9 ^{abcdeghi}	9 ^{abcdeghi}
2. Número de especies nativas comunes	1 ^a	2 ^{ab}	2 ^{ab}	2 ^{ab}	2 ^{ab}
3. Numero de especies nativas de Goodeidos	1 ^a	4 ^{abcd}	3 ^{abf}	6 ^{abcdef}	6 ^{abcdef}
4. Número de especies nativas del género <i>Menidia</i>	0	0	1 ⁱ	1 ⁱ	1 ⁱ
5. Número de especies nativas intolerantes	0	3 ^{cde}	2 ^{fi}	7 ^{cdefghi}	7 ^{cdefghi}
9. Máxima longitud patrón de especies nativas	ND	90mm	ND	100mm	100mm

a= *Goodea atripinnis*; b= *Xenotoca variata*; c= *Zoogoneticus quitzeoensis*; d= *Alloophorus robustus*; e= *Skiffia lermae*; f= *Hubbsina turneri*; g= *Poeciliopsis infans*; h= *Hybopsis calientis*; i= *Menidia humboldtianum*. *Ceballos et al. (1994); **Medina-Nava (1993); ***Benítez (1995), ND = No disponible.

CUADRO 5

Valores de los parámetros físicoquímicos del agua, calidad del agua (CA), calidad del hábitat (CH) y calidad ambiental (CAm)*

TABLE 5
 Values of physical and chemical parameters of water, water quality (CA),
 habitat quality (CH) and environmental quality (CAm)*

Sitios	2006							2007							
	pH	OD	PRO	TR	CA	CH	CAm	pH	OD	STD	PRO	TR	CA	CH	CAm
La	8	5.9	250	250	90	60	60	7	5.9	88.6	250	250	90	60	60
BF	9	8.4	200	200	80	10	10	9	8.4	99.9	200	200	80	10	10
Ch	7	6.3	75	75	100	50	50	7	5.8	83	70	70	100	50	50
Ta	7	4.4	350	350	100	50	50	7	3.7	91.9	350	350	100	50	50
Ln	8	9.8	200	150	90	30	30	7	5.7	79.7	200	180	90	30	30
An	8	3.9	300	50	20	20	20	8	3.9	187.2	300	50	20	20	20
Bf	9	8.7	30	30	80	10	10	9	8.4	99.9	30	30	80	10	10
Cn	8	8.5	185	32	60	60	60	8	8.4	77.2	185	25	60	60	60
Es	7	5.2	200	19	50	50	50	7	5.2	120.9	200	17	50	50	50
Jm	8	3.4	30	30	90	60	60	7	5.7	ND	30	30	90	60	60
Lp	7	1.1	120	20	50	40	40	7	1.6	121.6	120	21	50	40	40
Zr								8	6.5	136	150	50	50	50	50
Zc	8	5.8	150	150	60	60	60	8	4.2	82.4	150	150	60	60	60
Tu	7	2.3	90	20	90	10	10	7	2.9	ND	90	20	90	10	10
Co	8	7.9	100	25	90	10	10	8	7.9	ND	100	22	90	10	10
Zi	7	8.6	90	65	90	10	10	7	8.6	ND	90	61	90	10	10

*Los nombres de los sitios se indican en la figura 1. Oxígeno disuelto (OD); sólidos totales disueltos (STD); profundidad (PRO); transparencia (TR); No determinado (ND).

*The names of the sites are indicated in the figure 1. Dissolved oxygen (OD); total dissolved solids (STD); depth (PRO); transparency (TR); undetermined (ND).

CUADRO 6
Características físicas utilizadas para estimar la calidad del hábitat en sistemas lénicos

TABLE 6
Physical characteristics used to assess the habitat quality in lentic systems

Sitios	Línea de costa	Vegetación acuática	Vegetación riparia	Tipo fondo	Hábitat	Uso de suelo
La	Modificados con piedras y cemento	Sumergida, emergente, arraigada	Escasa, inmerso en la mancha urbana	Pedregoso, cenagoso	Raíces, plantas acuáticas, rocas	Urbano
BF	Manantial represado con piedras y cemento	Sin vegetación acuática	Mancha urbana	Lodoso	Raíces de áboles	Agrícola, urbano
Ch	Manantial canalizado para agricultura	Sumergida, emergente y arraigada	Terrenos agrícolas. Mancha urbana	Cenagoso	Raíces y plantas acuáticas arraigadas con hojas flotantes.	Agrícola, urbano.
Ta	Modificado con piedras y cemento para lavaderos en la zona de manantiales	Sumergida, emergente y arraigada	Escasa, terrenos agrícolas y mancha urbana	Pedregoso	Raíces, plantas acuáticas y rocas	Agrícola, urbano
Ln	Manantial represado con piedras y cemento	Emergente y arraigada	Escasa, Mancha urbana	Lodoso, pedregoso	Vegetación arraigada emergente y rocas en la zona litoral	Urbano

Los nombres de los sitios se indican en la figura 1.

The names of the sites are indicated in the figure 1.

efectividad de los IBI como indicadores de la calidad ambiental, se llevó a cabo un análisis de correlación entre los valores de la calidad ambiental y la calificación del IBI para cada sitio. El análisis se realizó de forma independiente para sistemas lóticos y lénicos por cada año de recolecta. Se aplicó el análisis no paramétrico de correlación entre rangos de Spearman (Zar 1999) mediante el programa Statistica 6 (StatSoft 2001).

RESULTADOS

Se recolectó un total de 2 479 peces, que fueron clasificados en siete familias, 20 géneros y 22 especies (Cuadro 1). Ocho especies fueron determinadas como exóticas y 14 como

nativas. Se encontraron 20 especies pelágicas y dos especies béticas, de estas últimas, una nativa (*Ictalurus dugesii*) y una exótica (*Cyprinus carpio*). Diez especies fueron definidas como tolerantes, cuatro como medianamente tolerantes y ocho como intolerantes. Once especies se clasificaron como omnívoras, diez como carnívoras y una como especie herbívora. Se recolectaron 11 especies ovíparas y 11 vivíparas. El número de individuos capturado por sitio y por año se muestran en el cuadro 8.

A lo largo de la cuenca, en ambientes lóticos y lénicos, los valores de CAm se encontraron entre 10-60 (Cuadro 5). La CAm se estimó como pobre ($CAm \leq 40$) para ocho de los 16 sitios y como regular ($CAm 45-65$) para el resto. No se registraron sitios con calidad

CUADRO 7
Características físicas utilizadas para estimar la calidad del hábitat en sistemas lóticos. Los nombres de los sitios se indican en la figura 1

TABLE 7
Physical characteristics used to assess the habitat quality in lotic systems. The names of the sites are indicated in the figure 1

Sitios	Profundidad	Geomorfología	Vegetación riparia	Hábitat	Uso de suelo
An	Sin variación	Canalizado	Terrenos agrícolas	Solo pastos sumergidos. Fondo lodoso.	Agrícola
Bf	Sin variación	Canalizado	Mancha urbana	Solo plantas acuáticas arraigadas emergentes. Fondo lodoso-pedregoso.	Agrícola, urbano
Cn	Poca variación	Canalizado	Mancha urbana	Pasto sumergido, raíces, piedras y troncos. Fondo lodoso, pedregoso.	Urbano
Es	Alta variación	No canalizado	Matorral	Con heterogeneidad de hábitat. Piedras, raíces, troncos, ramas. Fondo pedregoso.	Agrícola
Jm	Sin variación	Canalizado	Mancha urbana, terrenos agrícolas y pecuarios	Plantas acuáticas emergentes, pasto sumergido, raíces y piedras. Fondo cenagoso.	Urbano, agrícola, pecuario
Lp	Sin variación	Canalizado	Terrenos agrícolas	Solo raíces de plantas acuáticas flotantes. Fondo lodoso.	Agrícola
Zr	Sin variación	Canalizado	Mancha urbana	Solo pasto sumergido. Fondo lodoso.	Urbano
Zc	Poca variación	Canalizado	Mancha urbana	Plantas acuáticas emergentes, pasto sumergido, raíces, piedras, troncos. Fondo cenagoso.	Urbano
Tu	Sin variación	Canalizado	Mancha urbana	Modificado con cemento. Fondo pedregoso.	Urbano
Co	Sin variación	Canalizado	Mancha urbana	Modificado con cemento. Fondo pedregoso.	Urbano
Zi	Sin variación	Canalizado	Mancha urbana	Modificado con cemento. Fondo pedregoso.	Urbano

CUADRO 8
Número de individuos capturados en cada sitio de estudio en 2006 y 2007

TABLE 8
Number of individuals captured in each study site in 2006 and 2007

Especie	Sistemas lénticos							Sistemas lóticos								
	La	BF	Ch	Ta	Ln	An	Bf	Cn	Es	Jm	Lp	Zr	Zc	Tu	Co	Zi
ALTI										1	6					
CYCA						(3)					22			7(4)		
HYCA	1(7)		24(3)									2				
CTID																
YUAL									1							
ICDU								(4)								
MEJO						(2)					1					
MEHU												(3)				
ALsp									5(3)							
ALRO				(2)								(3)				
ALZA	2(3)	1														
GOAT	54(6)		34(17)		(10)		18(33)	2	1	2	(44)	3(46)	5(1)	3(2)		
HUTU	4(6)	(1)					(1)		2(1)		(2)	(6)				
SKLE	4(20)	5									(1)	(10)				
XEVA	2(1)	1	226(331)		(4)		14(10)				(6)	3(24)				
ZOQU	27(40)	2	1(1)	(1)			46(33)				(12)	(15)				
HEBI					4(81)			32(13)						2(5)		
POIN			249(311)		(7)		2(4)				(1)	(6)				
XIHE			64(119)		9(14)	4(7)	1(4)	8(14)	42(16)	65	(2)			1		
MISA	1					(1)										
ORNI					11(23)	4(4)					6					
ORMO												3(1)				

Los valores en parentesis corresponden a 2007. Los nombres de las especies se indican en el cuadro 1. Los nombres de los sitios se indican en la figura 1.

Values in parentheses are from 2007. The names of species are indicated in table 1. The names of the sites are indicated in figure 1.

ambiental buena (CAm \geq 70). Los valores de CA, CH y CAm no fueron distintos entre temporadas (Cuadro 5).

Considerando el IBI para ríos, de los 11 sitios estudiados cinco presentaron integridad biológica pobre (IBI \leq 40), tres regular (IBI 45-65) y tres buena (IBI \geq 70) (Cuadro 9). En ambientes lénticos, de los cinco sitios estudiados dos presentaron integridad biológica pobre (IBI \leq 40), uno regular (IBI 45-65) y dos buena (IBI \geq 70). El 91% (10 de 11) de las calificaciones de IBI para ambientes lóticos obtenidas en

ambos años de recolecta fueron semejantes. Aunque los valores absolutos del IBI tuvieron algunos cambios entre temporadas de recolecta, no se observó un cambio tomando en cuenta todos los sistemas lénticos (IBI=41 \pm 17 [2006]; IBI=40 \pm 13.8 [2007]) ($p>0.96$) y lóticos (IBI=36.8 \pm 5.8 [2006]; IBI=39.5 \pm 7.3 [2007]) ($p>0.77$). Únicamente se observó un cambio importante en el valor de IBI en el sitio Zc de 50 (regular, 2006) a 85 (buena, 2007). El 80% (4 de 5) de las calificaciones de IBI para ambientes lénticos obtenidas en ambos años

CUADRO 9
Valores del IBI para sistemas lénicos y lóticos en 2006 y 2007

TABLE 9
IBI values for lentic and lotic systems in 2006 and 2007

P	Sistemas lénicos							Sistemas lóticos								
	La	BF	Ch	Ta	Ln	An	Bf	Cn	Es	Jm	Lp	Zr	Zc	Tu	Co	Zi
1	10(5)	0(0)	5(0)	10(10)	0(0)	0(0)	0(0)	5(5)	0(0)	5(0)	0(0)	(5)	5(10)	0(0)	0(0)	0(0)
2	10(0)	0(0)	0(0)	10(10)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(5)	0(0)	0(0)	(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
3	10(5)	0(0)	5(0)	5(10)	0(0)	5(10)	5(5)	10(10)	5(5)	10(5)	10(5)	(10)	5(10)	0(0)	5(5)	5(0)
4	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	5(5)	0(0)	5(5)	0(0)	(5)	5(10)	0(0)	0(0)	0(0)
5	5(5)	0(0)	5(0)	5(10)	0(5)	0(0)	0(0)	5(5)	0(0)	5(5)	0(0)	(5)	5(5)	0(0)	0(0)	0(0)
6	5(10)	0(0)	10(10)	0(0)	0(10)	0(0)	0(0)	10(10)	0(0)	0(0)	0(0)	(10)	10(10)	0(0)	0(0)	0(0)
7	10(10)	0(0)	10(10)	10(10)	0(0)	0(0)	0(5)	10(10)	0(5)	5(10)	5(0)	(5)	10(10)	0(0)	0(0)	0(0)
8	10(10)	0(0)	10(10)	0(0)	0(0)	5(10)	5(5)	10(10)	10(10)	10(10)	5(10)	(10)	10(10)	5(0)	5(5)	10(10)
9	10(10)	0(0)	10(10)	10(10)	0(0)	0(10)	0(0)	10(10)	0(0)	10(0)	10(0)	(10)	0(10)	0(0)	0(0)	0(0)
10	10(10)	0(0)	10(10)	10(10)	0(0)	10(10)	10(10)	10(10)	10(10)	10(10)	5(10)	(10)	0(10)	10(10)	10(10)	10(10)
IBI	80(65)	0(0)	65(50)	60(70)	0(15)	20(40)	20(25)	75(75)	25(35)	50(45)	35(25)	(70)	50(85)	15(10)	20(20)	25(20)

Los valores en paréntesis fueron obtenidos en 2007. Los nombres de los sitios se indican en la figura 1. Parámetro (P).

The value in parentheses was obtained in 2007. The names of the sites are indicated in the figure 1. Parameter (P).

de recolecta fueron semejantes. Únicamente el sitio La pasó de 80 (buena, 2006) a 65 (regular, 2007).

En las evaluaciones realizadas en ambientes lóticos en 2006 (Fig. 2a) y 2007 (Fig. 2b) las correlaciones entre los valores de CAm e IBI fueron altas y significativas ($p<0.05$, $r_s=0.80$ y $r_s=0.92$, respectivamente). En ambientes lénicos las correlaciones obtenidas entre los valores de CAm e IBI en ambos años de estudio fueron también altas y significativas $p<0.05$, $r_s=0.78$ para el año 2006 (Fig. 2c) y $r_s=0.97$ para 2007 (Fig. 2d).

DISCUSIÓN

La utilización de metodologías de evaluación ambiental basadas en organismos es incipiente en México (Mercado-Silva *et al.* 2006a; Pérez *et al.* 2007). A la fecha se han empleado diversos grupos biológicos para llevar a cabo análisis de calidad ambiental en varios ecosistemas dulceacuícolas en el país (de la Lanza *et al.* 2000, Weigel *et al.* 2002). Debido a que los organismos pueden integrar

las condiciones físicas, químicas y biológicas del hábitat en distintas escalas espaciales y temporales, son útiles para medir la degradación del ecosistema (Mathuriau *et al.* 2011). El uso adecuado de herramientas de evaluación ambiental requiere que éstas hayan sido validadas con datos independientes a aquellos con que fueron diseñadas en primera instancia. De igual manera, la expansión regional de estas herramientas, requiere un cuidadoso análisis de su factibilidad en regiones biogeográficas diferentes a aquellas donde fue diseñada inicialmente (Pérez *et al.* 2007). En el presente trabajo se llevó a cabo la expansión de área de uso y validación de dos índices biológicos de integridad, uno para ambientes lóticos y otro para lénicos en la SCRA ubicada en una de las regiones donde es urgente la utilización de estas herramientas para la conservación de su fauna y flora acuáticas (Domínguez-Domínguez *et al.* 2006, Mercado-Silva *et al.* 2006b, Domínguez-Domínguez *et al.* 2007).

El IBI propuesto y validado para ríos y arroyos en las cuencas del centro-oeste de México (Lyons *et al.* 1995, Mercado-Silva

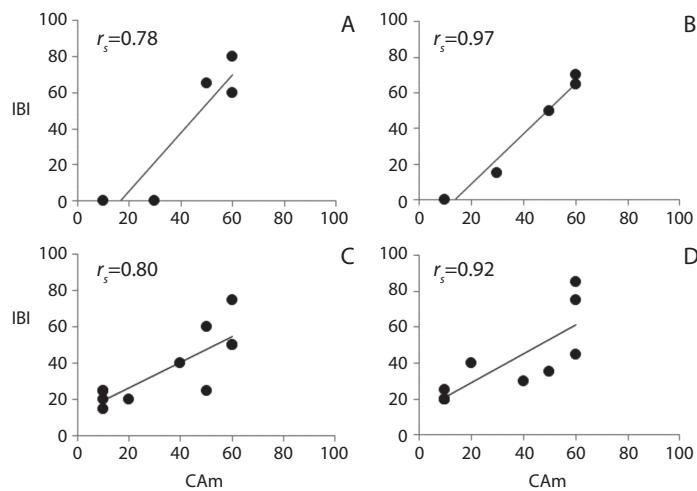


Fig. 2. Correlación entre rangos de Spearman de los valores de calidad ambiental (CAm) y los valores del índice biológico de integridad (IBI). Sistemas léticos en 2006 (a); sistemas léticos en 2007 (b); sistemas lóticos en 2006 (c); sistemas lóticos en 2007 (d).

Fig. 2. Spearman's rank correlation between environmental quality values (CAm) and index of biotic integrity values (IBI). Lentic systems in 2006 (a); lentic systems in 2007 (b); lotic systems in 2006 (c); lotic systems in 2007 (d).

et al. 2002) es útil y válido para el río Angulo, en la región del Medio Lerma. La alta y significativa correlación de las evaluaciones de CAm e integridad biológica en ríos de la cuenca del Angulo indican que el IBI propuesto por Lyons *et al.* (1995) puede ser utilizado sin mayores modificaciones.

De la misma manera, la alta correlación existente entre los valores de CAm e integridad biológica para ambientes léticos, sugieren que el índice propuesto por Lyons *et al.* (2000) puede ser utilizado en los ecosistemas léticos que se ubican en la cuenca del Angulo. Este trabajo representa el primer esfuerzo por validar el IBI existente (Lyons *et al.* 2000) en una región nueva, con datos distintos a aquellos empleados en su diseño para la estimación de este IBI.

La alteración de la línea de costa y el cambio de uso de suelo (agrícola y urbano) fueron características que se presentaron de forma consistente en todos los sistemas léticos incluidos en el estudio. La calidad del agua fue buena en todos los sitios y la calidad del

habitat se relacionó con el grado de alteración en la línea de costa, en la zona litoral y en la disponibilidad del sustrato. La mejor calidad del hábitat se observó en La, seguido por Ch y Ta que son sitios donde la línea de costa se encuentra modificada solo de forma parcial, los refugios para los peces se mantienen en la zona litoral y el sustrato se encuentra disponible para las comunidades bentónicas que pueden funcionar como alimento potencial para los peces (Barbour *et al.* 1999). A diferencia de Ln y BF donde la línea de costa se encuentra modificada en su totalidad, la zona litoral es artificial y el sustrato no se encuentra disponible por presentarse embebido en el sedimento. De esta forma, los valores del IBI fueron consistentes con las características del hábitat porque la mayor integridad biótica se encontró en La, Ch y Ta, mientras que Ln y BF mostraron valores de 0.

En relación a los sitios lóticos, la canalización, la pérdida de variación en la profundidad y los aportes de aguas residuales fueron las alteraciones más comunes en la mayoría de los sitios. De manera general, en la zona más alta

de la SCRA (Zc, Cn) se registró buena calidad del agua y del hábitat, donde la heterogeneidad y disponibilidad de refugios para los peces fue la característica compartida entre Zc y Cn, reflejado en la calidad ambiental e integridad biótica. Mientras que en la parte baja (An) se detectó una pérdida de la calidad del agua y del hábitat, evidenciado por la alteración del flujo por el manejo de la presa que forma el embalse Melchor Ocampo, la presencia de aguas residuales de origen doméstico y el sedimento depositado en el fondo. Lo que evidencia que el IBI detecta la acumulación y combinación de los efectos de las alteraciones antrópicas sobre los ecosistemas acuáticos (Lyons 1992, Mercado-Silva *et al.* 2002).

Aunque los datos y análisis aquí presentados sugieren que la utilización de ambos IBI en la cuenca del río Angulo puede proceder sin hacer modificaciones a estas herramientas, existen algunas consideraciones importantes que deben ser tomadas en cuenta antes de hacer uso de estas en futuros estudios o evaluaciones. Muchos IBI diseñados con base en las comunidades de peces utilizan el criterio de tolerancia a la degradación ambiental como un punto a evaluar. En las definiciones de tolerancia realizadas por Lyons *et al.* (1995, 2000) se define a las especies intolerantes como aquellas que habitan comúnmente en sitios donde la degradación ambiental se encuentra en etapas tempranas, pero desaparecen de sitios con moderada degradación. Y las especies tolerantes, son aquellas que se distribuyen en sitios sin degradación ambiental pero que siguen siendo abundantes en sitios que muestran altos niveles de degradación. Sin embargo, la definición de la tolerancia de las especies y los criterios de evaluación han sido criticados por algunos autores por ser subjetivos (Goldstein *et al.* 1994, Meador & Carlisle 2007). En el río Angulo, especies típicamente intolerantes – *Hubbsina turneri* y *Skiffia lermae* – fueron recolectadas en sitios con alta degradación ambiental (Zr, Jm). Esto contradice la categorización de tolerancia de las especies, por lo que se considera necesario adoptar metodologías de cálculo de tolerancia que sean un mejor reflejo

de las condiciones de degradación, e incorporen datos acerca de su tolerancia a cambios químicos (p.e., calidad del agua, presencia de contaminantes), físicos (p.e., tipo de fondo, complejidad de hábitat) y biológicos (p.e., presencia de especies exóticas, gremios tróficos) en el ecosistema. Existen algunos criterios que podrían ayudar a hacer un cálculo más objetivo de la tolerancia para las especies utilizadas en metodologías de biomonitoring (Mandaville 2002, Alonso & Camargo 2005). Sin embargo, estos criterios solamente han sido desarrollados para especies de invertebrados acuáticos en Europa. Para poder implementarlos en México es necesario contar con suficiente información sobre la biología y ecología de la mayoría de las especies de peces, pero, desafortunadamente dicha información es aun escasa.

Aunque el IBI para sistemas lenticos resultó un buen indicador de la calidad ambiental en la SCRA, es necesario considerar que existen importantes diferencias entre la mayoría de los lagos para los cuales fue diseñado ese IBI y los cuerpos de agua lenticos que fueron estudiados en este trabajo. Los sistemas lenticos de la SCRA son en general más pequeños (1-50ha) que aquellos sistemas que fueron utilizados para diseñar el IBI (>50ha). Es interesante que pese a esta diferencia, el IBI es útil para evaluar los sistemas en la SCRA. Se esperaba que debido a la diferencia en tamaño de los ecosistemas, algunos de los parámetros del IBI no fueran buenos indicadores de la calidad ambiental en el río Angulo. Ejemplo de estos parámetros son: la diversidad de especies del género *Menidia* y el tamaño máximo de los organismos, y se anticipaba que tuvieran que ser modificados para su uso en estos sistemas acuáticos. Principalmente porque en los sistemas lenticos evaluados en el IBI original, se reportan 17 especies del género *Menidia*, mientras que en los sistemas lenticos de la subcuenca del Angulo, solamente existe una especie de este género (*M. humboldtianum*), la cual no fue recolectada en las jornadas de campo. Esta baja diversidad de especies en el género dio como resultado una menor valoración en este parámetro para todos los sitios; pero ello no afectó de manera

importante la calificación y clasificación final de los sitios. Asimismo, la talla máxima de los peces capturados fue mucho menor que el valor esperado por Lyons *et al.* (2000). Esto debido a que en sistemas léticos no se recolectaron individuos del género *Menidia*, que fueron los peces en los que se registró la talla máxima en el IBI original. Esto parece indicar que el IBI para ambientes léticos es lo suficientemente robusto para ser utilizado en lugares de menor extensión que aquellos para los que fue diseñado originalmente. Salvo por el presente trabajo en el sitio Ch, a la fecha el índice para lagos no ha sido probado en los demás cuerpos de agua donde fue diseñado con datos independientes. Nuestros resultados sugieren que el IBI para ambientes léticos puede ser utilizado exitosamente.

En el cálculo del IBI para sistemas léticos, se modificó uno de los parámetros al no contar con personal de experiencia en el análisis helmintológico de los peces capturados. Esta modificación tampoco resultó en un cambio importante en la evaluación ambiental de los sitios estudiados. Esto no significa que el parámetro originalmente incluido en el IBI deba ser cambiado por el parámetro adoptado en este trabajo. Aunque la utilización del parámetro modificado presenta información acerca de un componente de la salud de los individuos en el ecosistema, es claro que se pierde la perspectiva de la salud interna de los individuos. En trabajos futuros se debe de explorar más a fondo la consecuencia de incorporar el criterio como lo hemos utilizado en este trabajo. El analizar el “porcentaje de individuos de especies nativas con ectoparásitos” en lugar del “porcentaje de especies exóticas de invertebrados parásitos en especies nativas de peces”, puede, en efecto permitir una más rápida interpretación de la integridad biológica del sistema. Pero, por otro lado, puede llevar a la pérdida de información que pudiera ser relevante.

En este trabajo validamos el uso del IBI lético para la laguna de Zacapu, pero es necesario aumentar el número de datos independientes que se usan en la validación de los IBI para este ecosistema, incluyendo información

proveniente de las capturas comerciales y de subsistencia que existen en el lugar. Si de esta forma fueran capturados individuos del género *Menidia*, entonces sería viable probar nuevos parámetros del IBI tales como “Talla máxima de individuos del género *Menidia*”, “Número de individuos del género *Menidia*” o “Abundancia relativa de peces del género *Menidia*”. Estos parámetros podrían mostrar un cambio en la calidad ambiental de manera particular en la laguna de Zacapu, pues este sitio es un relictio de la Ciénaga de Zacapu y solo allí se espera encontrar especies de este género.

A través de este trabajo, se expandió el área de utilización de los IBI analizados. Con ello, se apoya el uso de estas herramientas de evaluación para la implementación de protocolos de monitoreo y conservación que sean adoptados no solo en la subcuenca del río Angulo, sino en un área importante del centro y centro-occidente de México. Aún así, se recomienda que cualquier utilización de los IBI aquí mencionados sea cuidadosamente evaluada y que las técnicas de recolecta utilizadas y de estandarización del esfuerzo de pesca en la obtención de los datos, sean consideradas en la interpretación de los resultados. Los cambios temporales, la variabilidad natural y las metodologías de recolecta utilizadas tienen un importante efecto sobre los datos que pueden obtenerse (Mercado-Silva & Escandón-Sandoval 2008) y por consecuencia, sobre las inferencias que se hacen con respecto a la calidad ambiental de los ecosistemas dulceacuícolas utilizando un índice biológico de integridad.

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de Biología Acuática “Javier Alvarado Díaz” por las facilidades otorgadas. A todas las personas que colaboraron en el trabajo de campo y de laboratorio en especial a los compañeros y colegas Rodolfo Pérez Rodríguez, Xavier Madrigal Guridi, Edgar Solorio Ornelas, Zulema Rodríguez Alvarez, Matt Helmus, Carlos Ignacio Salazar Tinoco, Miguel Piñón Flores, Ulises Torres García, Víctor Santoyo Guzmán y Berenice Vital

Rodríguez. Agradecemos el financiamiento parcial otorgado por el Zoológico de Chester del Reino Unido, por el proyecto CGL2006-12325/BOS, la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo e Ignacio Doadrio Villarejo. Juan Pablo Ramírez Herrejón agradece a María Martha Herrejón Almanza, Juan José Ramírez Becerra y Erika Ruíz Torres por su apoyo logístico.

RESUMEN

Las acciones para detener el deterioro de los ecosistemas dulceacuícolas del centro del México requieren herramientas de biomonitoring que permitan el análisis de su integridad biológica. En este trabajo se analizó la viabilidad del uso de dos índices biológicos de integridad (IBI) con base en las comunidades de peces en ambientes lóticos y lénticos en la subcuenca del Río Angulo (Cuenca del Lerma-Chapala). Utilizando datos provenientes de recolectas independientes durante dos años consecutivos e información sobre los atributos ecológicos para cada una de las especies, se calcularon los valores de dos IBI en 16 sistemas lénticos y lóticos. Se estimó también la calidad ambiental a través de la evaluación de la calidad del agua y del hábitat en cada sitio. Se encontró integridad biótica pobre, regular y buena. El estudio no mostró sitios con buena calidad ambiental. Los valores de los IBI presentaron correlaciones altas y significativas con aquellos derivados de metodologías independientes de evaluación ambiental. Los IBI reflejaron de forma fehaciente las condiciones ambientales en la mayoría de los sitios de estudio. Con este análisis se logró la expansión de área de uso del IBI para ambientes lóticos y una validación inicial del IBI para ambientes lénticos. Estos resultados sugieren que las herramientas pueden ser utilizadas en futuros esfuerzos de conservación en cuerpos dulceacuícolas en la cuenca del Medio Lerma.

Palabras clave: evaluación ambiental, biomonitoring, conservación, ecosistemas dulceacuícolas, comunidad de peces.

REFERENCIAS

- Alonso, A. & J.A. Camargo. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. Asociación Española de Ecología Terrestre, Alicante. Ecosistemas 14: 87-99.
- Arredondo, J.L. & M.A. Guzmán. 1986. Situación taxonómica actual de la tribu Tilapiini (Pisces: Cichlidae); con énfasis en las especies introducidas en México. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 2: 555-572.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Zinder & J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. EPA 841-B41-99-002. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., EEUU.
- Benítez, A. 1995. Ictiofauna de la laguna de Naranja de Tapia, Municipio de Zacapu, Michoacán, durante el período otoño-invierno. Memoria de actualización profesional, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Ceballos, C.J.A.G., D.A. Ayala, R.I. Fuentes, N.K. Guerrero, R. Maldonado, J.G.A. Ibarra, G. Andrade & A. Salgado. 1994. Análisis limnológico y calidad del agua de la laguna de Bellas Fuentes, Municipio de Coeneo, Michoacán. Ecotonia 55: 22-28.
- CNA. 2000. Gerencia Estatal Michoacán. Subgerencia de Ingeniería. Departamento de Aguas Superficiales. Infraestructura hidroagrícola. Expediente No. 300.915.E.55.4: 071/2000. México.
- Contreras-Balderas, S., M.L. Lozano-Vilano & M.E. García-Ramírez. 2005. Index of biological integrity, historical version, of the lower Río Nazas, Coahuila, México, p. 225-237. In J. Rinne, R.M. Hughes & B. Calamusso (eds.) Historical changes in large river fish assemblages. American Fisheries Society, USA.
- de la Lanza-Espino, G., S. Hernández Pulido & J.L. Carballo Pérez. 2000. Moluscos, p. 309-404. In Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Comisión Nacional del Agua, Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Comisión Nacional del Agua. Organismos indicadores de la calidad ambiental y la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdés, D.F., México.
- Domínguez-Domínguez, O., E. Martínez-Meyer, L. Zambrano & G. Pérez-Ponce de León. 2006. Using ecological-niche modeling as a conservation tool for freshwater species: the live-bearing fishes in Central Mexico. Conservat. Biol. 20: 1730-1739.
- Domínguez-Domínguez, O., L. Boto, F. Alda, G.P. Pérez-Ponce de León & I. Doadrio. 2007. Human impacts on drainages of the Mesa Central, Mexico, and its genetic effects on an endangered fish, *Zoogoneticus quitzeoensis*. Conservat. Biol. 21: 168-180.
- Fausch, D.K., J. Lyons, R.J. Karr & L.P. Angermeier. 1990. Fish as indicators of environmental degradation. Am. Fish. Soc. Symp. 8: 123-144.
- Ganasan, V. & R.M. Hughes. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kasipra (Madhya Pradesh), India. Fresh. Biol. 40: 367-383.

- Goldstein, R.M., T.P. Simon, P.A. Bailey, M. Ell, K. Schmidt & J.W. Emblom. 1994. Proposed metrics for the index of biotic integrity for the streams of the Red River of the North basin. *Proceedings of the North Dakota Water Quality Symposium* 30: 169-180.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Lizhu, W., J. Lyons, P. Rasmussen, P. Seelbach, T. Simon, M. Wiley, P. Kanehl, E. Baker, S. Niemela & P.M. Stewart. 2003. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, U.S.A. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 491-505.
- Lyons, J. 1992. Using the index of biotic integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin. General Technical Report 149. U.S. Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, Minnesota, USA.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, A.P. Cochran, C.E. Santana & M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. *Conservat. Biol.* 3: 569-584.
- Lyons, J., G. González-Hernández, E. Soto-Galera & M. Guzmán-Arroyo. 1998. Decline of freshwater fishes and fisheries in selected drainages of best-central México. *Fisheries* 23: 10-18.
- Lyons, J., H.A. Gutiérrez, E. Díaz-Pardo, E. Soto-Galera, M. Medina-Nava & L.R. Pineda. 2000. Development of preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central México. *Hydrobiología* 418: 57-72.
- Mandaville, S.M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters-taxa tolerante values, metrics and protocols. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Canada.
- Mathuriau, C., N. Mercado-Silva, J. Lyons & L.M. Martínez-Rivera. 2011. Fish and Macroinvertebrates as Freshwater Ecosystem Bioindicators in Mexico: Current State and Perspectives. *HESP* 7: 251-261.
- Meador, M.R. & D.M. Carlisle. 2007. Quantifying tolerance indicator values for common stream fish species of the United States. *Ecol. Indicat.* 7: 329-338.
- Medina-Nava, M. 1997. Ictiofauna de la subcuenca del río Angulo, cuenca Lerma-Chapala. Michoacán. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. *Zoología Informa* 35: 25-52.
- Medina-Nava, M. 2003. Utilización del Índice de Integridad Biotica (IIB) para determinar áreas de conservación de peces en la cuenca Lerma-Chapala en Michoacán. Tesis de Maestría, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Medina-Nava, M., J. Lyons, T. Zubietta, E. Solorio, J.P. Ramírez & R. Galván. 2005. Conservation of two sites in central Mexico with a high diversity of livebearing fishes, p. 499-504. In M.C. Uribe & H.J. Grier (eds.). *Viviparous Fishes*, New Life Publications, Florida, EEUU.
- Mercado-Silva, N., D.J. Lyons, M.G. Salgado & M. Medina-Nava. 2002. Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central Mexico. *Rev. Fish Biol. Fish.* 12: 179-191.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, A. Gutiérrez-Hernández, C.P. Ornelas-García, C. Pedraza-Lara & J. Vander Zanden. 2006a. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquat. Conservat. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 16: 533-546.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons & S. Contreras-Balderas. 2006b. Mexican fish-based indices of biotic integrity, their use in the conservation of freshwater resources, p. 138-150. In M.L. Lozano-Vilano & A.J. Contreras Balderas (eds.). *Studies of North American Desert Fishes in Honor of E.P. (Phil) Pister, Conservationist*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, Mexico.
- Mercado-Silva, N. & D.S. Escandón-Sandoval. 2008. A comparison of seining and electrofishing for fish community bioassessment in a Mexican Atlantic Slope montane river. *N. Am. J. Fish. Manag.* 28: 1725-1732.
- Miller, L.D., M.P. Leonard, M.R. Hughes, R.J. Karr, B.P. Moyle, H.L. Schrader, A.B. Thompson, A.R. Daniels, D.K. Fausch, A.G. Fitzhugh, R.J. Gammon, B.D. Halliwell, L.P. Angermeier & J.D. Orth. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries* 13: 12-20.
- Miller, R.R., W.L. Minckley & S.M. Norris. 2005. Freshwater fishes of México. University of Chicago, Chicago, EEUU.
- Moncayo-Estrada, R. 1996. Estructura y función de la comunidad de peces de la laguna de Zacapu, Michoacán, México. Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, México.
- Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny & J.P. Porcher. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwat. Biol.* 47: 1720-1734.
- Orbe, M.A.A., J. Acevedo G. & J. Lyons. 2002. Lake Patzcuaro fishery management plan. *Rev. Fish Biol. Fish.* 12: 207-217.
- Pérez-Munguía, R., R. Pineda & M. Medina. 2007. Integridad biótica en ambientes acuáticos, p. 71-11. In Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Ó. Sánchez, M. Herzog, E. Peters, R. Márquez & L. Zambrano (eds.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, INE, U.S. Fish &

- Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C., Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Ramírez-Herrejón, J.P. 2008. Análisis temporal de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos en la subcuenca del río Angulo, cuenca Lerma-Chapala. Tesis de Maestría, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Schmitter-Soto, J.J., L.E. Ruiz-Cauch, R.L. Herrera & D. González-Solis. 2011. An index of biotic integrity for shallow streams of the Hondo river basin, Yucatan Peninsula. *Sci. Total Environ.* 409: 844-852.
- Soto-Galera, E., E. Díaz-Pardo, E. López-López & J. Lyons. 1998. Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. *Aquat. Ecosys. Health Manag.* 1: 267-276.
- Soto-Galera, E., M.J. Paulo, L.E. López, H.J. Serna & J. Lyons. 1999. Change in fish fauna as indication of aquatic ecosystem condition in Río Grande de Morelia-Lago de Cuitzeo basin, Mexico. *Environ. Manag.* 24: 133-140.
- SAS Institute Inc., 1995. JMP, Statistic Mode Visual Version, 3.1.6.2. SAS Campus Drive Cary, N.C.
- StatSoft, 2001. Statistica. StatSoft Inc., Tulsa, EEUU.
- Weigel, B.M., L.J. Henne & L.M. Martínez-Rivera. 2002. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *J-NABS* 21: 686-700.
- Weigel, B.M., J. Lyons & P.W. Rasmussen. 2006. Fish assemblages and biotic integrity of a highly modified floodplain river, the upper Mississippi, and a large, relatively unimpacted tributary, the lower Wisconsin. *River. Res. Appl.* 22: 923-936.
- Zubieta-Rojas, T., M. Medina-Nava & V. Segura-García. 2005. Ficha Informativa de los Humedales de Ramírez: laguna de Zacapu. (Consultado: 21 septiembre, 2009, www.conamp.gob.mx/humedales.html).
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Nueva Jersey, EEUU.