

## 4.3 CALIDAD DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS EN LA SUBCUENCA DEL RÍO LACANTÚN

Carlos Ramírez-Martínez, Edna Naranjo,<sup>1</sup>  
Juan Manuel Caspeta,<sup>2</sup> Rafael Barba,<sup>1</sup> Héctor Espinosa-Pérez<sup>1</sup>

### 4.3.1 INTRODUCCIÓN

La preocupación sobre la disminución de la biodiversidad en los ecosistemas tropicales ha sensibilizado a la opinión mundial. En los últimos años se han realizado una gran cantidad de acciones dirigidas a preservar los océanos y los bosques húmedos tropicales. Sin embargo, existen otros ecosistemas igualmente frágiles e importantes como los ambientes acuáticos continentales, que están siendo afectados por la acción de factores antropogénicos no sustentables como las grandes obras de ingeniería, los cambios en el uso del suelo, la introducción de especies no nativas, la sobreexplotación de sus recursos, la contaminación, la ocupación de las planicies de inundación, la derivación de canales para usos agropecuarios, entre otras (Allan y Flecker 1993). La pérdida o fragmentación de los ecosistemas acuáticos continentales causada por actividades antropogénicas no sustentables es considerada la principal causa de la pérdida de hábitats naturales y biodiversidad a nivel mundial (Lassuy 2000; Baillie *et al.* 2004).

El creciente deterioro que presentan los ecosistemas acuáticos ha venido demandando el desarrollo de métodos que permitan conocer con mayor precisión el grado de alteración producida por causas naturales y/o antropogénicas. Hacia finales de la década de los setenta del siglo xx, los análisis químicos eran los métodos más utilizados para evaluar la calidad de las aguas, aunque eran ineficaces para detectar cambios en las condiciones naturales de los ríos cuando ellos son el resultado de perturbaciones no puntuales de origen difuso. Ante esta si-

tuación se han revalorizado los métodos biológicos cuyo uso en el monitoreo de las condiciones de los cuerpos de agua ha tenido un gran auge en las dos últimas décadas y se han convertido en una herramienta valiosa y complementaria de los métodos químicos. En términos generales se puede decir que la biota acuática cambia su estructura y funcionamiento al modificarse las condiciones ambientales de sus hábitats naturales. De modo que es posible usar algunas características o propiedades estructurales y funcionales de los diferentes niveles de organización biológica para evaluar en forma comparativa el estado de la biota acuática, cuya condición es reflejo del estado ecológico del cuerpo de agua.

Los primeros intentos para usar los organismos vivos para medir el grado de deterioro de ambientes acuáticos continentales estuvieron dirigidos a detectar la contaminación orgánica de las aguas. Así comenzaron a desarrollarse listas de especies presentes en sitios con diferente grado de alteración. Debido a lo difícil que resultaba hacer comparaciones con estas listas generales de especies, las mismas se sustituyeron por listas de especies indicadoras, es decir por especies que pueden vivir bajo condiciones ambientales particulares.

Entre las aproximaciones metodológicas más recientes se encuentra la integridad biótica, que conjuga elementos estructurales y funcionales de los ecosistemas acuáticos para conocer el estado de sus procesos ecológicos y evolutivos. Este concepto se desarrolló principalmente para ecosistemas

<sup>1</sup> Instituto de Biología, UNAM.

<sup>2</sup> Centro de Investigación en Biotecnología, UAEM.

lóticos de agua dulce, que están entre los más afectados por las actividades humanas y, poco a poco, se ha ido incrementando su nivel de aplicación a otros sistemas acuáticos (Pérez-Munguía *et al.* 2007).

Los estudios cuantitativos de la biodiversidad se han centrado en la búsqueda de parámetros para caracterizarla como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas (Moreno 2001). La valoración biótica es una evaluación de las condiciones de un cuerpo de agua usando estudios y medidas directas de la biota residente en aguas superficiales (Barbour *et al.* 1999). Las técnicas desarrolladas para estas evaluaciones son conocidas como "protocolos rápidos de evaluación biótica" y fueron concebidas como estrategias con buen balance costo beneficio, científicamente válidas y orientadas a: a) facilitar el análisis de múltiples sitios en campo; b) obtener resultados rápidos para la toma de decisiones; c) proveer reportes científicos de fácil acceso para el público y d) promover procedimientos ambientalmente sanos.

Además de estos objetivos, los protocolos que se han desarrollado también pueden aplicarse para caracterizar la existencia y severidad de daños en los recursos acuáticos; ayudar a identificar las fuentes y causas de los daños; evaluar la efectividad de las acciones de control de la contaminación y restauración en ambientes acuáticos; validar estudios accesibles y acumular valoraciones de impacto; y caracterizar los atributos bióticos de las condiciones de referencia, es decir, de hábitat en buen estado de conservación (Barbour *et al.* 1999).

Estos protocolos parten del principio de que las alteraciones de cualquier tipo en los sistemas acuáticos se reflejan en daños sobre la condición y el funcionamiento de sus comunidades bióticas; entre ellos están la pérdida de los taxa sensibles y los cambios en la estructura de las comunidades. El monitoreo biológico es esencial para evaluaciones de riesgo ecológico, porque mide las condiciones biológicas presentes y no solo las químicas, y se convierte en una fuente significativa de comparación con las condiciones esperadas en ausencia de los impactos humanos (Gibbson *et al.* 1999).

Los índices bióticos, frecuentemente llamados índices bióticos rápidos o protocolos rápidos de biovaloración, parecen ser los mejores métodos para evaluar la calidad del ambiente de los sistemas lóticos, aunque lo deseable es combinar la medición de la diversidad con índices sapróbicos y con el uso de organismos indicadores (Dall 1995). Estos índices emplean con frecuencia como nivel deseable de identificación taxonómica la familia y/o el género (excepto los índices sapróbicos que requieren del nivel de especie), por lo que exhiben un buen nivel costo-beneficio y son fáciles de usar.

Por lo general no se evalúa la condición de toda la comunidad biótica sino la de algunas agrupaciones de organismos. Un bioindicador será eficaz en la medida que pueda discriminar entre sitios poco o nada perturbados y sitios impactados. La selección de los dos tipos de ambientes debe hacerse con base a criterios no biológicos como son los relacionados con el uso de la tierra, la calidad fisicoquímica del agua y la condición del hábitat. La capacidad de discriminación de un bioindicador se puede evaluar comparando la distribución de sus valores en un conjunto de sitios impactados contra su distribución en un conjunto de sitios en buenas condiciones.

#### 4.3.2 LA FRAGMENTACIÓN DE HÁBITAT

La pérdida o fragmentación de vegetación natural, especialmente en las zona ribereñas, tiene importantes impactos negativos en los ecosistemas acuáticos debido a que esta vegetación influye directamente en la trama trófica a través de efectos directos e indirectos sobre distintas comunidades (invertebrados, plancton, peces), tanto litorales como pelágicas. Además, la interacción del plancton y los invertebrados tiene un papel muy importante en el consumo y descomposición de la vegetación acuática, y constituye una fuente fundamental de alimento para otras comunidades, particularmente peces y aves (Meerhoff *et al.* 2003). La vegetación riparia afecta diferencialmente la eficiencia de los peces en la captura de las presas y su forma de ali-



CRM

mentación, así como la capacidad de refugio contra depredadores (Persson y Eklov 1995).

Los cambios en la estructura de ecosistemas acuáticos naturales y la pérdida de la riqueza biológica que poseen se encuentra asociada, entre otros, a los siguientes factores que son consecuencia de la fragmentación o pérdida de la vegetación riparia:

*Pérdida de la productividad.* La pérdida de cubierta forestal original provoca una disminución de aportes de materia orgánica a los ambientes acuáticos debido a que la cantidad de hojarasca que ingresa a los ríos durante la temporada de lluvias disminuye sensiblemente en aquellos sitios que se encuentran deforestados (Rosas 2001). Esta situación pudiera estar relacionada con una pérdida de la productividad, ya que, en general, la biodiversidad y abundancia de individuos en los ríos se incre-

menta en donde existe un sustrato estable y con abundante materia orgánica (Allan & Castillo 2007). Una buena parte del suministro de energía proviene de la materia orgánica, la cual es utilizada principalmente por organismos heterótrofos que son la base de la producción primaria en este tipo de ambientes.

*Aumento en la temperatura.* La destrucción de la vegetación riparia provoca un incremento en la temperatura del agua de ríos y arroyos debido a la incidencia de una mayor radiación solar sobre las aguas por falta de sombreado, lo que puede provocar el desplazamiento de diferentes especies de peces (Ongley 1997).

*Aumento en la turbidez.* La turbidez del agua en ríos y arroyos es consecuencia del aumento de la cantidad de sedimentos que se depositan en los ambientes acuáticos por la erosión de los suelos

provocada por la deforestación. La sedimentación daña las branquias de los peces, lo que puede provocar su muerte o la aparición de enfermedades (Navarro y Sanz 2007).

#### 4.3.3 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Para evaluar el grado de afectación sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos provocado por la pérdida o fragmentación de los ecosistemas terrestres que se ha presentado en esta región durante los últimos treinta años (capítulo 4.1), se utilizaron los resultados obtenidos en el monitoreo de ambientes acuáticos a través del uso de cuatro grupos de bioindicadores (helmintos parásitos de peces, moluscos e insectos acuáticos y peces) (capítulo 2.4), así como los obtenidos en el monitoreo de la calidad del agua (capítulo 4.2) entre 2010 y 2014, en doce sitios ubicados en la ribera del río Lacantún (desde el cañón del Colorado hasta la confluencia con el río Lacanjá).

Se definieron tres rangos para determinar la calidad ambiental de los ecosistemas estudiados (bueno 7 a 10, regular de 5 a 6.9 y pobre de 1 a 4.9), de acuerdo con las modificaciones hidrológicas registradas, la diversidad del hábitat, la presencia de refugios para peces, el grado de sedimentación y la presencia de vegetación riparia.

Según estos criterios, se puede identificar un primer grupo de “buena” calidad formado por los ríos Lacantún, Tzendales y San Pedro y los arroyos Miranda, José y San Pablo; todos ubicados dentro de la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Un segundo grupo de calidad “regular” conformado por el río Chajul y los arroyos Danta, Lagarto y Puerto Rico que se ubican en los territorios que ocupan los ejidos. Y un tercer grupo de calidad “pobre”, también de ríos y arroyos que atraviesan los ejidos, formado por el río Ixcán y el arroyo Manzanares (cuadro 4.3.1).

Por otra parte, la información proporcionada por los bioindicadores acuáticos (capítulo 2.4) se relacionó y comparó con la calidad de los ambientes mencionados anteriormente, obteniéndose re-

**Cuadro 4.3.1** Calidad del hábitat de los ambientes acuáticos estudiados

<i>Calidad ambiental</i>	<i>Atributos de calidad hábitat</i>	<i>Ríos y arroyos estudiados</i>
Bueno	Natural, sin modificaciones en su hidromorfología. Diversidad en el rango de micro y macrohábitats. Cobertura y refugios para peces. Poco lodoso. Vegetación riparia bien desarrollada.	Río Lacantún Río Tzendales Río San Pedro Arroyo Miranda Arroyo José Arroyo San Pablo
Regular	Algunas modificaciones de canalización evidentes. Limitada heterogeneidad del hábitat. Poca cobertura y refugios o aguas profundas. Sedimentación (lodo) común. Vegetación riparia pobremente desarrollada en algunas áreas.	Río Chajul Arroyo Danta Arroyo Lagarto Arroyo Puerto Rico
Pobre	Fuertemente modificado por canalización u otras modificaciones hidráulicas. Refugios y cobertura para peces ausentes. Poca variación de la profundidad del agua a lo largo del cauce. Vegetación riparia pobremente desarrollada y extensas áreas desnudas; tierra expuesta. Agua en sitios con gran estancamiento o con flujo de excesiva velocidad. Gran cantidad de sedimentos. Excesivo crecimiento de algas o macrofitas.	Arroyo Manzanares Río Ixcán

sultados importantes arrojados por cada uno de los grupos de bioindicadores.

*Helminthos parásitos de peces:* la mayor biodiversidad de este grupo se registró en el arroyo Miranda y los ríos Lacantún y Tzendales, todos con una buena calidad ambiental y ubicados dentro de la RBMA. En el caso de los arroyos Puerto Rico y Danta también se registró una alta diversidad de este grupo, pero en ambos casos la calidad ambiental fue regular. En contraste, la menor diversidad de este grupo se registró en el arroyo Manzanares, que presenta una calidad ambiental pobre.

*Moluscos acuáticos:* el mayor número de especies y de individuos se registró en los ríos y arroyos ubicados dentro de la RBMA, los que además presentan una calidad ambiental buena.

*Insectos acuáticos:* la mayor biodiversidad de este grupo se registró en el arroyo José que presenta una buena calidad ambiental y que se ubica dentro de la RBMA, así como en el arroyo Lagarto que presenta una calidad ambiental regular y que se ubica en el territorio ocupado por ejidos.

*Peces:* en el caso de este bioindicador, la mayor diversidad y abundancia se registró en los ríos Lacantún y Tzendales que presentan una buena calidad ambiental; en el caso del arroyo Lagarto que presenta una calidad ambiental regular; y el río Ixcán, de calidad ambiental pobre, también registró un alto número de especies, pero algunas de estas son especies no nativas e invasoras.

Por otra parte, en el análisis de los resultados del monitoreo de la calidad del agua (capítulo 4.2), se observa en primer lugar, que la calidad de agua de todos los ríos y arroyos analizados es buena de acuerdo con el índice simplificado de calidad del agua (ISCA). Sin embargo, existen algunos focos de atención como los siguientes. El cloro en el caso del arroyo Lagarto registró altos niveles de concentración. En el caso de los fosfatos, se registraron concentraciones altas en los arroyos Puerto Rico y Lagarto, asociados al uso de fertilizantes en áreas agrícolas situadas en zonas cercanas a los cauces. Los valores registrados de sulfatos en el arroyo Lagarto fueron altos, lo cual está asociado a la gran

cantidad de excremento de ganado vacuno que ingresa a su cauce durante la temporada de lluvias, debido a que se localiza en una zona donde la vegetación original ha sido retirada para convertirla en potreros. Finalmente, en el caso del arroyo José, los valores de sulfatos están muy por encima de los valores límite, pero no es debido a problemas de contaminación, sino por procesos naturales relacionados al origen geológico de las rocas de la zona en donde se ubica.

La suma de toda esta información, permite afirmar que los ecosistemas acuáticos de la subcuenca del río Lacantún se encuentran aún en muy buen estado de conservación, tanto por la calidad del agua, como por la biodiversidad que en ellos habita. Sin embargo, es posible observar que la calidad ambiental de los ríos y arroyos que se encuentran dentro de la Reserva de la Biosfera Montes Azules es mejor que la que presentan los ubicados en los ejidos, en donde existen grandes zonas deforestadas.

Particular atención requiere el caso de la presencia de los contaminantes orgánicos, cuya baja concentración aún no representa un problema, pero que su propia existencia es motivo de alerta. En el caso de los registros de DDT es aún mayor la alerta, debido a que se trata de una sustancia prohibida en México desde hace varios años, y su presencia indica presuntas violaciones a la legislación vigente en materia de sustancias peligrosas. Existe la posibilidad de que este tipo de agroquímicos provenga de Guatemala en donde aún se comercializa.

#### 4.3.4 PRESENCIA DE ESPECIES ACUÁTICAS NO NATIVAS E INVASORAS EN AMBIENTES DEGRADADOS

Las especies nativas se encuentran de manera natural en una región como resultado de un largo proceso de adaptación a las condiciones ambientales existentes y del desarrollo de complejas interacciones con otras especies. En muchos ecosistemas, junto con las especies nativas, se encuentran las especies no nativas invasoras, organismos trans-

portados por medios naturales o por actividades humanas que llegan a establecerse fuera de su área de distribución natural. Si bien se conocen los principios básicos que dan lugar a la introducción de especies a nuevos ambientes, la magnitud de los daños que su presencia puede causar a los ecosistemas, a sus servicios ambientales y a la salud humana, animal y vegetal todavía no han sido lo suficientemente estudiados (Caneil 2010).

Las especies no nativas representan una grave amenaza para la conservación de los ecosistemas acuáticos. Una especie no nativa se considera introducida cuando sobrevive y se reproduce en su nuevo rango de distribución y mantiene poblaciones autosustentables; se considera invasora cuando mantiene poblaciones autosustentables a lo largo de múltiples ciclos de vida, se dispersa a distancias considerables desde su sitio de introducción y sus poblaciones llegan a ser muy numerosas (Gozlan *et al.* 2010). Y aunque sólo una pequeña fracción de las especies naturalizadas se convierten en invasoras y causan impactos negativos (Catford *et al.* 2012), representan una de las mayores amenazas para la biodiversidad debido a que provocan el desplazamiento de especies nativas y causan graves daños a los ecosistemas. Estos incluyen desequilibrios ecológicos entre las poblaciones silvestres, hibridación, competencia por alimento y espacio, depredación, alteración del hábitat, desplazamiento de especies nativas, alteración de la estructura de los niveles tróficos, introducción de parásitos y enfermedades y reducción de la diversidad genética, los cuales afectan directamente la estructura y estabilidad de los ambientes acuáticos naturales y las especies nativas que en ellos habitan, especialmente las endémicas (Courtenay y Williams 1992).

Los impactos causados por la introducción de especies acuáticas no nativas varían con la geografía, el tiempo y las especies (Courtenay 1995), por lo que es difícil hacer predicciones sobre los efectos que este tipo de especies pueda causar a los ecosistemas. En general, el número de invasiones siempre está subestimado, ya que aquellas registradas siempre se asocian con megainvasiones (un gran

número o una gran abundancia de especies) y con especies invasoras que son obvias por causar daños ecológicos o económicos inmediatos. La falta de registros de especies invasoras son consecuencia de la falta de datos biológicos, biogeográficos y de sistemática (incluyendo la taxonomía). Por ello, las especies invasoras pueden alterar las condiciones ambientales y generar impactos ambientales profundos cuando incrementan su abundancia, provocando incluso consecuencias económicas negativas, aunque estas se manifiestan más tarde.

Aunque las invasiones biológicas pueden ser parte de un proceso natural de dispersión y colonización de nuevos hábitats, en las últimas décadas las actividades humanas han acelerado la dispersión de especies de diferentes grupos taxonómicos (Álvarez-León y Gutiérrez-Bonilla 2007). Hasta la fecha, una gran variedad de organismos siguen siendo transportados e introducidos a nuevas áreas con fines productivos. En el último siglo, derivado de la modernización del transporte y la apertura de nuevas rutas comerciales, el movimiento intencional y accidental de especies exóticas se incrementó hasta alcanzar niveles sin precedentes (Burgiel *et al.* 2006). Al mismo tiempo, los cambios en el uso de suelo, la alteración de los ecosistemas y el cambio climático están incrementando la vulnerabilidad de muchos hábitats a las invasiones, aun en las áreas naturales más remotas.

Las especies no nativas se han agregado a la ictiofauna norteamericana por varias razones, algunas han sido introducidas para aumentar los recursos alimenticios disponibles para la población, otras como nuevas especies para la pesca deportiva, o bien para actuar como bioreguladores de algunas otras especies. En varias de las introducciones las especies no han cumplido el cometido por el que fueron introducidas; por el contrario, se han convertido en un problema para el ecosistema debido a que depredan a las especies nativas, o bien las llegan a desplazar (Courtenay y Stauffer 1990). Este fenómeno está relacionado con la extinción de 54% de la fauna acuática nativa mundial, 70% de los peces de Norteamérica y 60% de los peces mexicanos (IMTA 2007).

De acuerdo con McArthur y Wilson (1967), la introducción de una especie puede desencadenar la desaparición de una o varias más, o por el contrario, no tener efecto en el nicho de las especies nativas similares. Entre mayor sea el número de especies de la comunidad, menor será la posibilidad de que se establezca la especie introducida, pues el número de especies capaces de ser acogidas en un ecosistema está en función de la diversidad de hábitats y de la concentración de recursos. Además, una comunidad rica en especies y bien estructurada, es más resistente a la invasión (por competencia); un ecosistema sometido a perturbaciones tiene una mayor disposición a ser invadido que otro estable.

La resistencia que muestran la mayor parte de las especies no nativas, combinada con la desaparición de las especies nativas producida por la degradación ecológica que sufren gran parte de los ambientes acuáticos, ha permitido el establecimiento y propagación de las primeras en ambientes naturales (Boydston *et al.* 1995).

La composición de las especies acuáticas introducidas en los ríos tropicales de México es aún poco

conocida. Por ello, la determinación del listado de especies no nativas y la caracterización del nivel de expansión (en extensión o severidad) observada en un ecosistema, así como el entendimiento de las tendencias del nivel de invasión en el tiempo y el espacio, resultan muy importantes para detectar de manera temprana los signos de degradación ecológica y aplicar medidas preventivas para controlar su expansión o bien realizar un adecuado manejo de sus poblaciones; y en los casos en las que sea necesario determinar medidas para restaurar los ecosistemas dañados.

*Registro de especies acuáticas no nativas e invasoras*

En los ecosistemas acuáticos localizados en la Selva Lacandona se han reportado especies acuáticas no nativas (Gaspar-Dillanes 1996; Rodiles-Hernández *et al.* 1999; Lozano-Vilano *et al.* 2007), cuya presencia se encuentra asociada a ambientes degradados, en donde se presentan condiciones para que organismos no nativos oportunistas se establezcan.

**Cuadro 4.3.2** Especies acuáticas no nativas por sitio de muestreo

Especie no nativa	San								Puerto			
	Lacantún	Pablo	Tzendales	Miranda	José	Chajul	Ixcán	Danta	Lagarto	Manzanares	Rico	Lacanjá
<b>HELMINTOS - PARÁSITOS DE PECES</b>												
<i>Centrocestus formosanus</i>		X					X			X		
<i>Bothriocephalus acheilognathi</i>	X	X		X	X	X	X	X			X	
<b>MOLUSCOS ACUÁTICOS</b>												
<i>Corbicula fluminea</i>	X					X			X	X		
<i>Tarebia granifera</i>	X		X		X	X	X		X			
<i>Thiara (Melanoides) tuberculata</i>							X					
<b>PECES</b>												
<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	X											
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	X					X	X					
<i>Cyprinus carpio</i>	X					X	X					
<i>Oreochromis aureus</i>	X				X	X	X				X	
<i>O. mossambicus</i>	X					X	X	X	X		X	
<i>O. niloticus</i>						X	X					
<i>Parachromis managuensis</i>	X								X			
<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i>	X		X			X	X		X			X
<i>P. pardalis</i>	X			X	X	X	X					
<i>Pterygoplichthys sp.</i>			X									

Cuadro 4.3.3 Origen y vías de introducción de las especies

Nombre de la especie no nativa	País o área de introducción	Fecha de introducción	
		a México	a Lacantún
<b>HELMINTOS</b>			
<i>Centrocestus formosanus</i> (Nishigori 1924)	Sureste de EUA Islas del Caribe	1985	SR
<i>Bothriocephalus acheilognathi</i>	Introducido a México desde China	1964-1965	SR
<b>MOLUSCOS</b>			
<i>Corbicula fluminea</i> (Muller 1774)	Asia	1970	SR
<i>Tarebia granifera</i> (Lamarck 1822)	Asia	2005	SR
<i>Thiara (Melanoides) tuberculata</i> (Muller 1774)	África, del este del Mediterráneo, India, este de Asia, Malasia y sur de China, norte de las islas Ryukyu, algunas islas del Pacífico, norte de Australia y Nuevas Hébridias.	1960	SR
<i>Cichlasoma urophthalmus</i> (Günther 1862)	Cuenca del río Coatzacoalcos hacia el este, incluida la península de Yucatán e Isla Mujeres, en Campeche, norte de Chiapas, Quintana Roo, Tabasco, Veracruz, Yucatán, al sur de Nicaragua	ND	SR
<b>PECES</b>			
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes 1844)	Asia (río Amur, China)	1964-1965	SR
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus 1758)	Europa (mar Negro; mar Egeo; río Danubio)	1872	SR
<i>Oreochromis aureus</i> (Steindachner 1864)	África; introducido a México desde Auburn, Alabama, EUA.	1964	1978
<i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters 1852)	África	1968	1978
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	África	1982	1978
<i>Parachromis managuensis</i> (Gunther 1867)	Centroamérica (Nicaragua)	SR	SR
<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i> (Weber 1991)	Sudamérica, Amazonas	1995	2009
<i>Pterygoplichthys spardalis</i> (Castelnau 1855)	Sudamérica, Amazonas	1997	2009
<i>Pterygoplichthys</i> sp.	Sudamérica, Amazonas	1997	2009

SR: Sin registro.

**Registros de las especies no nativas:** 1. Allen 1980; 2. Álvarez del Villar 1959; 3. Álvarez del Villar y Cortés 1962; 4. Álvarez del Villar y Navarro 1957; 5. Amador del Ángel *et al.* 2012; 6. Bequaert y Miller, 1973; 7. Branson *et al.* 1960; 8. Conabio 2008, 9. Contreras-Balderas 1967; 10. Contreras-Balderas 1969; 11. Contreras-Balderas 1978; 12. Contreras-Balderas y Contreras-Balderas 1989; 13. Contreras-Balderas y Escalante 1984; 14. Contreras-Balderas *et al.* 1976; 15. Delgadillo 1976; 16. Escalante y Contreras 1984; 17. Follett 1961; 18. Fox 1970; 19. GISD 2005; 20. Guzmán y Barragán 1997; 21. Hendrickson *et al.* 1980; 22. Hillis y Mayden 1985; 23. López-Jiménez 1981; 24. López-Jiménez 1987; 25. López-López *et al.* 2009; 26. Lyons y Mercado-Silva 1999; 27. Meek 1904; 28. Mendoza *et al.* 2007; 29. Mendoza *et al.* 2009; 30. Miller y Chernoff 1980; 31. Ramírez-Martínez *et al.*, 32. Ramírez-Soberon *et al.* 2004; 33. Rangel *et al.* 2011; 34. Rosas 1976; 35. Salgado-Maldonado 2006; 36. Salgado-Maldonado *et al.* 2011; 37. Salgado-Maldonado y Pineda-López, 2003; 38. Scholz y Salgado-Maldonado 2000; 40. Taylor 1981; 41. Torres-Orozco y Revueltas-Valle 1996; 42. Treviño-Robinson 1959;



no nativas registradas en los sitios de muestreo

<i>Vía de introducción</i>	<i>Estado</i>	<i>Primer registro en México</i>	<i>Otros registros y referencias</i>
<b>HELMINTOS</b>			
Dispersión secundaria por el caracol <i>Thiara tuberculata</i> , y transportado por aves acuáticas			
Acuacultura	Registrada	1987	24, 35, 38
	Establecida	1981	24, 35, 37
<b>MOLUSCOS</b>			
Por aves acuáticas; transporte accidental de malezas; agua de lastre de barcos			
Acuarios	Establecida	1970	6, 18, 22, 25, 40, 41
Plantas acuáticas	Establecida	2005	33
	Registrada	1973	25, 45-49
Acuacultura	Registrada	SR	74, 75, 76
<b>PECES</b>			
Acuacultura; control de malezas acuáticas	Establecida	1976	5, 8, 15, 16, 34, 65, 69, 70, 71, 73
Pesquerías; para consumo humano	Establecida	SR	1, 2, 3, 4, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 17, 21, 26, 27, 29, 42, 65, 69, 70, 71, 73
Acuacultura	Establecida	1983	8, 13, 65, 66, 67, 69, 70, 72, 73
Acuacultura	Registrada	1987	8, 19, 65, 66, 67, 69, 70, 72, 73
Acuacultura	Establecida	1982	65, 66, 67, 69, 70, 72, 73
Acuacultura	Registrada	1994	2, 35, 50, 64, 65, 68, 69, 70, 73
Acuacultura	Registrada	1995	5, 8, 20, 28, 29, 31, 32, 43, 44, 65, 69, 70, 73
Acuacultura	Establecida	2007	5, 8, 29, 31, 43, 44, 65, 69, 70, 73
Acuacultura	Registrada	SR	74

43. Valdez Moreno y Salvador Contreras, com. pers. 2006; 44. Wakida-Kusunoki *et al.* 2007; 45. Naranjo *et al.* 2005; 46. López-López *et al.*, 2009; 47. Millán 2012; 48. Gutiérrez Amador *et al.* 1995; 50. Olvera-Novoa *et al.* 1994; 51. Pineda-López 1994; 52. Scholz y Salgado-Maldonado 1994; 53. Salgado-Maldonado *et al.* 1997; 54. Contreras-Balderas, 1999; 55. López-Jiménez y García-Magaña 2000; 56. Mendoza-Franco *et al.* 2000; 57. Vidal-Martínez *et al.* 2001; 58. Kifune *et al.* 2004; 59. Barrientos-Medina 2004; 60. Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda 2005; 61. Salgado-Maldonado *et al.* 2005; 62. Amador del Ángel *et al.* 2009; 63. Mendoza-Carranza *et al.* 2010; 64. Castillo-Domínguez *et al.* 2011; 65. Toledo y García 2000; 66. Reséndez 1981; 67. Olvera-Novoa *et al.* 1994; 68. Contreras-Balderas, 1999; 69. Espinosa y Ramírez 2015; 70. Amador del Ángel y Wakida-Kusunoki 2014; 71. Contreras-MacBeath *et al.* 2014; 72. Amador del Ángel *et al.* 2014b; 73. IMTA 2007; 74. Comunicación personal Héctor Espinosa 2015; 75. Miller *et al.* 2009; 76. Contreras-B. y Escalante-C. 1984.

En el presente estudio, realizado entre 2010 y 2014, en doce sitios de la subcuenca del río Lacantún se colectaron e identificaron taxonómicamente especies acuáticas no nativas, ubicando los sitios en donde se registró su presencia (cuadro 4.3.2). Posteriormente, se identificó el origen y las posibles rutas de introducción de las especies acuáticas no nativas (cuadro 4.3.3).

Los resultados muestran la presencia de 15 especies no nativas: peces (10), moluscos (3) y helmintos parásitos (2). De las 10 especies no nativas de peces registrados, tres están consideradas de alto impacto y pertenecen a los peces de la familia Loricariidae.

Los ambientes acuáticos en donde se colectó la mayor cantidad de especies acuáticas no nativas e invasoras, y el mayor número de individuos de las mismas, fueron los ríos y arroyos que atraviesan los ejidos, en donde se presentan alteraciones debido a actividades humanas no sustentables. Debido a esta situación, de continuar la pérdida de la vegetación ribereña y el abuso de agroquímicos, así como la introducción de especies no nativas, potencialmente invasoras, se podrían presentar severos impactos en las poblaciones de especies acuáticas nativas.

#### *Registro de la invasión de peces de la familia Loricariidae*

Los peces comúnmente conocidos como *peces armados*, *plecos*, *limpia-peceras* o *limpia-vidrios* (Loricariidae) constituyen una de las mayores amenazas para la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos continentales y para las pesquerías de agua dulce en México. Desde su introducción en los cuerpos de agua epicontinentales del país (ríos, lagos, lagunas, esteros), se han expandido de forma alarmante en tan sólo unos cuantos años. Los plecos son un grupo de peces originarios de las cuencas de los ríos Amazonas y Orinoco en Sudamérica, se conocen hasta el momento más de 800 especies y aún existen varias sin descubrir (Mendoza *et al.* 2009).

La presencia de peces de la familia Loricariidae en ambientes acuáticos naturales en México fue registrada por primera vez en 1995 en el río Mezcala, en la cuenca del río Balsas. Posteriormente, la presencia de este tipo de peces ha sido registrada en diversos sitios del país como la presa Infiernillo en los límites de los estados de Guerrero y Michoacán; en Tecpatán, Chiapas; en la cuenca del río Grijalva; en varias localidades cercanas a Villahermosa, Tabasco; en diversos sitios más de la cuenca baja del río Usumacinta y sus vertientes; así como en la cuenca del río Palizada en el estado de Campeche (Ramírez-Soberón *et al.* 2004; Barba *et al.* 2007; Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel 2009).

Algunas de las características que favorecen el establecimiento y propagación de los peces de la familia Loricariidae en ambientes naturales son las siguientes:

- Tienen una reproducción precoz y alta tasa de fecundación.
- Son territoriales y agresivos.
- Presentan altas tasas de crecimiento.
- Ecológicamente son muy adaptables, ya que algunos son capaces de respirar aire atmosférico, por lo que pueden resistir la desecación durante varios días.
- Están adaptados para nadar en corrientes muy rápidas.
- Pueden desplazar a las especies endémicas al ingerir sus huevos o competir por algas y detritus.
- Al desplazarse en grandes cardúmenes dañan o arrancan la vegetación nativa, la cual es utilizada a menudo como fuente de alimento, sitio de anidación o de refugio de especies endémicas.

Durante el periodo 2010-2014 se determinó la presencia, ubicación, fuente de propagación y gravedad de la invasión de peces de la familia Loricariidae (recuadro 4.3.1 y Fig. 4.3.1) en los ambientes acuáticos naturales de la zona de estudio, obteniendo los siguientes resultados.

La presencia de los peces de la familia Loricariidae en la porción media del río Lacantún se debe primordialmente a la migración de este tipo de pe-

#### Recuadro 4.3.1 MÉTODOS UTILIZADOS PARA REALIZAR EL DIAGNÓSTICO DE LA INVASIÓN DE PECES DE LA FAMILIA LORICARIIDAE EN LA ZONA DE ESTUDIO

Con el fin de identificar y registrar las colonias de la familia Loricariidae en los márgenes del río Lacantún, desde el Cañón del Colorado hasta el río Lacanjá y once de sus tributarios, se realizaron recorridos en lancha a una velocidad menor de 30 km/h y a una distancia aproximada entre 5 y 10 metros de la orilla, en tramos de 20 kilómetros promedio al día. Se tomaron las coordenadas iniciales y las finales del recorrido, utilizando un GPS marca Magellan modelo explorer 600, además de obtener registro fotográfico de los mismos.

Una vez ubicados los sitios de anidación de los peces loricáridos, en primer lugar se observaron y registraron las características del hábitat donde se encuentran y en segundo lugar se obtuvo información sobre su ciclo de vida. Para cumplir con estos dos objetivos se registraron diversos datos en dos diferentes tipos de hojas de registro. En la primera se tomaron en cuenta aspectos como: la posición geográfica, la altitud, características visuales del agua y del fondo, condiciones ambientales, forma del río, anchura, profundidad y corriente; además de determinar los tipos de vegetación presente en las áreas de anidación, ya sea nativa o no nativa.

A cada colonia se le asignó un número y se contó, para cada caso, el número de madrigueras que la conformaron. Del total de madrigueras observadas se seleccionaron cinco cavidades al azar, de las cuales se tomaron las siguientes medidas: altura del túnel (de la base al punto más alto), anchura del túnel (longitud de la base) y la longitud del túnel (de la entrada hasta el fondo).

En la hoja de registro de aspectos biológicos se consideró la obtención de información que permitió determinar la época del año en que este tipo de peces se reproducen, así como características generales sobre su ciclo de vida.

Las características que se registraron de los peces que se capturaron, utilizando diversas técnicas de pesca, incluyeron: la longitud total (de la parte media de la boca hasta donde termina la aleta caudal), la longitud patrón (de la parte media de la boca hasta el abanico hipural donde empieza la aleta caudal), el peso total del ejemplar, la fórmula de las aletas (conteo de espinas y radios), el peso de la gónada y su longitud, conteo de ovocitos, sexo del ejemplar, coloración del ejemplar (patrones de manchas en el dorso y vientre, cabeza y aletas) y por último el estadio de madurez gonádico observado de acuerdo a Nikolsky (1963).

La profundidad de cada madriguera se registró por medio de una vara o estaca y una cinta métrica, la vara fue introducida por la cavidad y posteriormente se registró la profundidad de la cavidad utilizando una cinta métrica. Al introducir la vara en las madrigueras se trató de detectar la presencia de individuos adultos y/o hueva de peces loricáridos, y en los casos en donde se encontró alguno de estos dos, se realizó su extracción y fueron conservados para su análisis.

Una vez identificados los sitios de anidación de los peces loricáridos se realizó un monitoreo trimestral, especialmente durante la época de transición entre el periodo de secas a lluvias y viceversa, por ser estas épocas del año cuando los ambientes acuáticos naturales sufren grandes cambios hidrológicos que influyen sobre el proceso de reproducción de los peces que los habitan.

ces desde dos fuentes de propagación: la cuenca baja del Usumacinta y el río Ixcán que nace en la sierra de los Cuchumatanes en Guatemala y desemboca en el río Lacantún; en ambos casos, al parecer, el vector de introducción fue la acuacultura. El primer registro de los plecos en la zona de estudio se dio en el año 2009 y desde ese momento a la fecha se ha registrado un crecimiento paulatino de colonias de anidación, primordialmente humedales y ríos y arroyos localizados en Marqués de Comillas.

La velocidad con la que se han expandido las colonias de peces de la familia Loricariidae en la zona de estudio ha sido menor a la que ha sido observada en otras regiones del país. Esto se debe al alto grado de conservación que aún presentan los ambientes acuáticos naturales, especialmente aquellos que se localizan dentro de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, lo que permite que mecanismos de resiliencia como la competencia por nicho ecológico que tiene con otros peces del orden silúrida (bagres) y la depredación de la que son objeto juveniles y

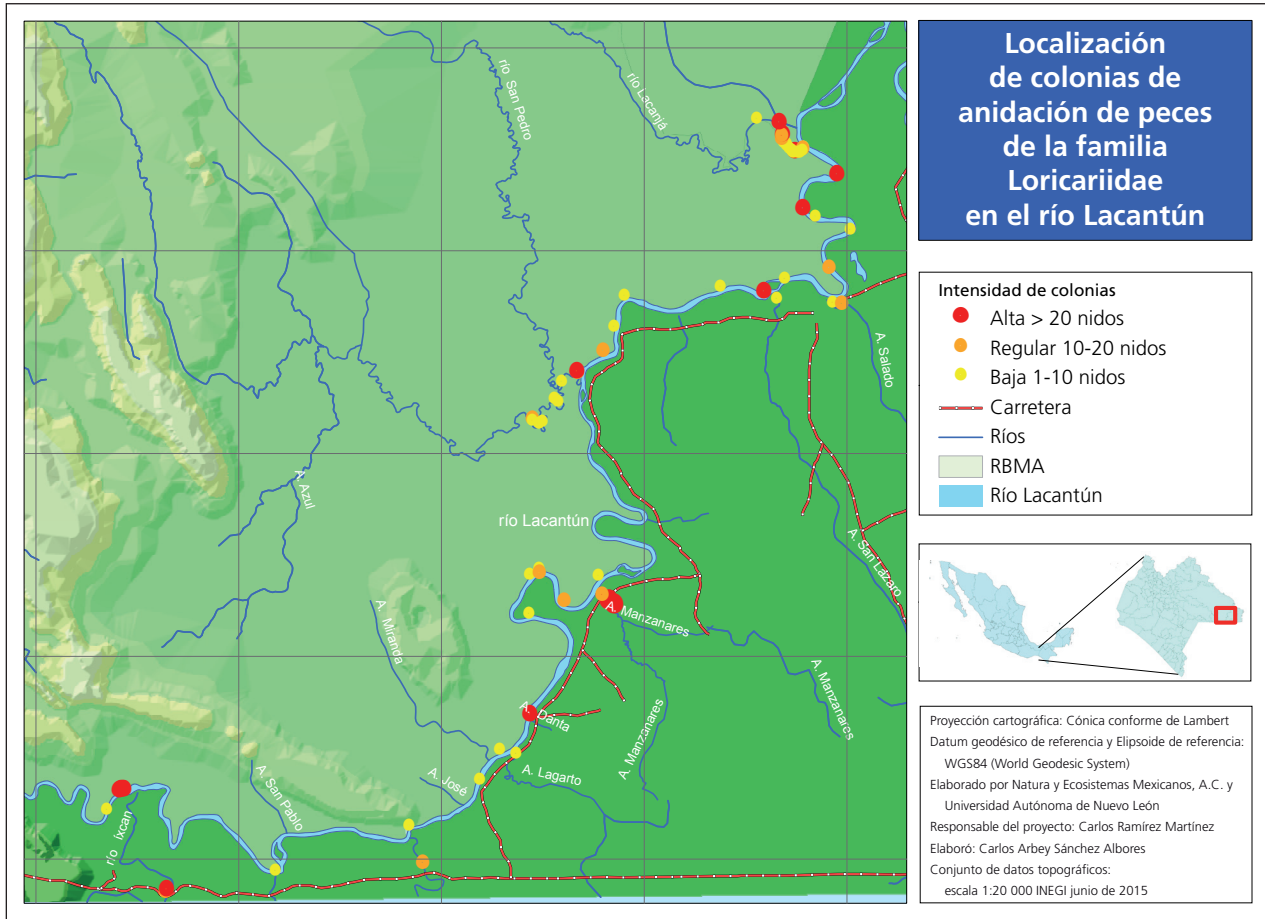


Figura 4.3.1 Ubicación de colonias de anidación de peces de la familia Loricariidae.

adultos por parte de mamíferos acuáticos como la nutria, anfibios como las ranas y sapos y por reptiles como el cocodrilo, iguanas y serpientes.

A los pecos no les es fácil encontrar sitios para establecer áreas de anidamiento, debido a que la velocidad de corriente presente en varios de los ríos y arroyos no les es favorable, así como tampoco la baja presencia de perifiton provocada por la misma velocidad de corriente y la baja luminosidad que se presenta en los lechos de varios de los tributarios debido a la vegetación riparia.

Un factor fundamental para lograr controlar el crecimiento de los peces Loricariidae en la zona de estudio consiste en frenar la degradación ambiental de los ambientes acuáticos naturales y revertir este

fenómeno en aquellos sitios en donde se ha presentado. En este último caso, es de especial interés la recuperación de la vegetación ribereña de ríos, arroyos y humedales, así como la recuperación de zonas arboladas estratégicas en las áreas de la cuenca en donde se ha deforestado la vegetación natural. Un elemento más que favorecería la recuperación de los ambientes acuáticos naturales sería el controlar las grandes cantidades de materia orgánica y agroquímicos que ingresan a los cauces producto de actividades agropecuarias no sustentables practicadas por los habitantes de las comunidades.

El control de las poblaciones de los Loricariidae en la zona de estudio requiere de la realización de acciones de control en los sitios de propagación: la



Mediciones en nidos de pez diablo.



El pez diablo sobrevive fuera del agua varias horas. CRM

cuenca baja del Usumacinta y la cuenca del río Ixcán, ya que si esta condición no se cumple la migración de este tipo de peces hacia la cuenca media del río Lacantún seguirá presentándose. Esto provo-

cará el eventual crecimiento de las poblaciones de este tipo de peces, disminuyendo la efectividad de las acciones de control que se realicen por parte de los habitantes de la región y sus autoridades.

## 4.3.5 CONCLUSIONES

En la zona de estudio la pérdida o fragmentación de ambientes terrestres naturales ocurrida durante los últimos 30 años en amplias porciones de los territorios ejidales y, particularmente de la vegetación ribereña (capítulo 4.1), está produciendo cambios en la dinámica y estructura de los ecosistemas acuáticos, que fueron evidenciados a través de la evaluación de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos, el monitoreo de la calidad del agua y el uso de bioindicadores, además del monitoreo de especies acuáticas no nativas.

Los indicadores evaluados mostraron que en la subcuenca del río Lacantún y sus tributarios, que se ubican en la porción sur de la RBMA, presentan una buena calidad ambiental, en especial los que se ubican dentro de la Reserva. En cambio, los ríos y arroyos que se localizan en los ejidos presentan indicios de que su calidad ambiental está disminuyendo debido a los efectos provocados por la deforestación que se registra en estas áreas.

Esta situación aún no debe ser considerada como grave, pero debe servir para promover acciones orientadas a evitar que los ecosistemas terrestres continúen sufriendo un mayor deterioro, lo que permitirá frenar una de las principales causas de deterioro de los ecosistemas acuáticos de la región y permitir su recuperación ecológica, ya que la situación en la que se encuentran aún tiene punto de retorno.

## REFERENCIAS

- Allan, J.D., y A.S. Flecker, 1993. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43(1): 32-43.
- Allan, J.D., y M. Castillo, 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. 2ª ed., Países Bajos, Springer.
- Álvarez-León, R., y F.P. Gutiérrez-Bonilla, 2007. Situación de los invertebrados acuáticos introducidos y transplantados en Colombia: antecedentes, efectos y perspectivas. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 31(121): 557-574.
- Baillie, J.E.M., C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart, 2004. IUCN Red List of Threatened Species, Global Species Assessment. IUCN, Gland.
- Barba, E., C. Escalera-Gallardo y M.P. Cano, 2007. El pleco, del acuario al humedal: ¿especie invasora o recurso alternativo? *Produce Tabasco* 5(2): 16-18.
- 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*. 2ª ed., EPA/841-B-99-002. Washington, D.C.
- Burgiel, S., G. Foote, M. Orellana y A. Perrault, 2006. *Invasive Alien Species and Trade: Integrating Prevention Measures and International Trade Rules*. Washington, D.C., Center for International Environmental Law and Defenders of Wildlife.
- Boydston, Ch., P. Fuller y J.D. Williams, 1995. Nonindigenous Fish, en *Our Living Resources. A Report the Nation on Distribution, Abundance, and Health of U.S. Plants, Animals, and Ecosystems*. Florida, U.S. Department of the Interior. National Biological Service.
- Catford, J.A., P.A. Vesik, D.M. Richardson y P. Pysek, 2012. Quantifying levels of biological invasion: Towards the objective classification of invaded and invulnerable ecosystems. *Global Change Biology* 18: 44-62.
- CANEI (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras), 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México; prevención, control y erradicación*. México, Conabio-Conanp-Semarnat.
- Courtenay, W.R., Jr., 1995. The case for caution with fish introductions. *American Fisheries Society Symposium* 15: 413-424.
- Courtenay, W.R., Jr., y J.R. Stauffer, Jr., 1990. The introduced fish problem and the aquarium fish industry. *Journal of the World Aquaculture Society* 21: 149-159.
- Courtenay, W.R., Jr., y J.D. Williams, 1992. Dispersal of exotic species from aquaculture sources, with emphasis on freshwater fishes, en A. Rosenfield y R. Mann (eds.) *Dispersal of Living Organisms into Aquatic Ecosystems*. College Park, Maryland Sea Grant College, pp. 49-81.
- Dall, P.C., 1995. Commonly used methods for assessment of water quality, en M.J. Toman y F. Steinman (eds.) *Biological Assessment of Stream Water Quality*. Special Issue TEMPUS S\_JEP 4724. University of Ljubljana, pp. 49-70.
- Gaspar-Dillanes, M.T., 1996. Aportación al conocimiento de

- la ictiofauna de la Selva Lacandona, Chiapas. *Zoología* forma 33: 41-54.
- Gibbson, G.R., M.T. Barbour, J.B. Stribling, J. Gerritsen y J.R. Karr, 1999. *Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers*. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency. EPA 822-B-96-001.
- Gozlan, R.E., J.R. Britton, I. Cowx y C.H. Copp, 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* 76: 751-786.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua), 2007. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México*. I.J. March Mifsut y M. Martínez Jiménez (eds.), Jiutepec, Morelos, IMTA-Conabio-GECI-AridAmérica-The Nature Conservancy.
- Lassuy, D.R., 2000. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species, en *Workshop Management, Implications and Co-occurring Native and Introduced Fishes Proceedings*, Portland, Oregon.
- Lozano-Vilano, M.L., M.E. García-Ramírez, S. Contreras-Balderas y C. Ramírez-Martínez, 2007. Diversity and conservation status of the Ichthiofauna of río Lacantún basin in the Biosphere Reserve Montes Azules, Chiapas, México. *Zootaxa* 1410: 43-53.
- McArthur, R., y E. Wilson, 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, Princeton University Press.
- Meerhoff, M., N. Mazzeo, B. Moss y L. Rodríguez-Gallego, 2003. The structuring role of free-floating vs. submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology* 37: 377-391.
- Mendoza, R., E. Alfaro, B. Cudmore, R. Orr, J.P. Fisher, S. Contreras-Balderas, W.R. Courtenay, P. Koleff-Osorio, N. Mandrak, P. Álvarez-Torres, M. Arroyo-Damián, C. Escalera-Gallardo, A. Güevara-Sanguinés, G. Greene, D. Lee, A. Orbe-Mendoza, C. Ramírez-Martínez y O. Stabridis-Arana, 2009. *Trinational Risk Assessment Guidelines for Aquatic Alien Invasive Species. Test Cases for the Snakeheads (Channidae) and Armored Catfishes (Loricariidae) in North American Inland Waters*. Quebec, Commission for Environmental Cooperation Montreal.
- Moreno, C.E., 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, Zaragoza.
- Navarro, H.J., y F.J. Sanz, 2007. Impactos en la fase de construcción de la central hidroeléctrica "Salto de Hermida" sobre el ecosistema acuático y sobre la piscifactoría "Truchas del UMIA". Informe Técnico. Palencia, Universidad de Valladolid.
- Nikolsky, G.V., 1963. *The Ecology of Fishes*. Nueva York, Academic Press.
- Ongley, E.D., 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje N° 55. Roma, FAO.
- Pérez-Munguía, R.M., R. Pineda López y M. Medina Navarro, 2007. Integridad biótica de ambientes acuáticos, en M. Herzig E., Peteres Recagno, O. Sánchez, L. Zambrano y R. Márquez Huitzil (eds.), *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, pp. 71-111.
- Persson L., y P. Eklov, 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology* 76(1): 70-81.
- Ramírez-Soberón, G., X. Valencia y M.T. Gaspar-Dillanes, 2004. Nuevo récord de bagres sudamericanos en las lagunas de Catazajá y Medellín, Chiapas. IX Congreso Nacional de Ictiología. Resúmenes. Villahermosa.
- Rodiles-Hernández, R., E. Díaz-Pardo y J. Lyons, 1999. Patterns in the species diversity and composition of the fish community of the Lacanjá River, Chiapas, Mexico. *J. Freshwater Ecol.* 14(4): 455-468, 3 Figs.
- Rosas, R.H., 2001. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Universidad Politécnica de Cataluña. <[http://www.tesisenxarxa.net/TESIS\\_UPC/AVAILABLE/TDX-0712101-075103/](http://www.tesisenxarxa.net/TESIS_UPC/AVAILABLE/TDX-0712101-075103/)>.
- Wakida-Kusunoki, A.T., y L.E. Amador del Ángel, 2009. Nuevos registros de los plecos *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau 1855) y *P. disjunctivus* (Weber 1991) (Siluriforme: Loricariidae) en el Sureste de México. *Hidrobiológica* 18(3): 251-256.

