



Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona

JULIA CARABIAS • JAVIER DE LA MAZA • ROSAURA CADENA
coordinadores

Primera edición, 2015

DR © NATURA Y ECOSISTEMAS MEXICANOS, A.C.

Plaza San Jacinto 23-D, San Ángel, 01000 México, D.F.

www.naturamexicana.org.mx

ISBN 978-607-97102-0-0

Editado e impreso en México

Producción editorial

REDACTA, S.A. DE C.V.

Composición tipográfica y formación: Socorro Gutiérrez

Revisión de textos y cuidado de la edición: Antonio Bolívar

Impresión

OFFSET REBOSÁN, S.A. DE C.V.

Forma sugerida de citar:

Carabias, J., J. de la Maza y R. Cadena (coords.), 2015. *Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona. 25 años de actividades y experiencias*, México, Natura y Ecosistemas Mexicanos.

CONSERVACIÓN Y DESARROLLO SUSTENTABLE EN LA SELVA LACANDONA

25 AÑOS DE ACTIVIDADES Y EXPERIENCIAS

JULIA CARABIAS • JAVIER DE LA MAZA • ROSAURA CADENA
COORDINADORES



NATURA Y ECOSISTEMAS MEXICANOS, A.C.
MÉXICO, 2015

SECCIÓN 4

EL DETERIORO

La repartición de tierras en el municipio Marqués de Comillas fue un proceso que duró más de tres décadas. De hecho, los últimos núcleos agrarios fundados fueron el de Santa Marta Caracol, en 2004 y la pequeña propiedad de 10 000 hectáreas otorgada a ejidatarios de Emiliano Zapata II, en 2013. De esta forma, poco a poco, el Estado mexicano se fue desprendiendo de la totalidad de sus terrenos nacionales y no destinó ninguna superficie a la conservación de los ecosistemas únicos de esta región que corresponden a las selvas inundables.

Los ejidatarios fueron abriendo los terrenos de selva de sus ejidos para el establecimiento de cultivos y ganado. Posteriormente, con el dominio pleno de sus parcelas (con la aplicación del Procede) las selvas que quedaron parceladas también se fueron deforestando. Además, muchos ejidos incluso se repartieron internamente sus terrenos de uso común.

Aunque el marco jurídico mexicano no lo permite, se llevó a cabo una deforestación desmedida, provocada por el debilitamiento de la figura ejidal, el incumplimiento de las reglas internas, la falta de aplicación de la ley e incluso su violación por parte de las mismas autoridades agrarias al parcelar las selvas. En la primera década (1976 a 1986) se deforestó 14% de la selva; en una década posterior esta superficie deforestada alcanzó la cuarta parte del municipio y en la siguiente década, hasta 2007, la deforestación era ya de 50% del territorio. La selva ha quedado así fragmentada, aunque algunos de estos remanentes son aún extensos y tienen una gran importancia biológica y ecológica, proporcionan servicios ambientales vitales a la población local y constituyen corredores biológicos de gran valor.

Las presiones no disminuyen y en la actualidad la ganadería y las plantaciones de palma africana siguen deforestando los remanentes de selva en Marqués de Comillas.

Lamentablemente, la deforestación alcanza las riberas de los ríos y arroyos con nefastas consecuencias en los ecosistemas acuáticos: se pierden aceleradamente los terrenos de las orillas por erosión en cada creciente de los ríos; los arroyos se desecan en el estiaje; se pierden los sitios de reproducción de la fauna acuática que depende de las raíces de los grandes árboles ribereños, así como del alimento proporcionado por sus frutos; la temperatura del agua aumenta por la falta de sombra, entre otras consecuencias.

La alteración de estos factores aunada a los contaminantes provenientes de agroquímicos ha ido cambiando la calidad del agua en los ríos y arroyos que fluyen por los ejidos, lo cual contrasta con la alta calidad de aquellos ubicados en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, en donde gracias a su agua limpia, el río Lacantún —en donde confluyen las aguas de ambos lados— aún es un río de buena calidad. Pero la amenaza está latente.

El debilitamiento de los ecosistemas acuáticos del lado de los ejidos se manifiesta en la presencia de especies exóticas, particularmente el pez diablo, que constituye una amenaza real para la ictiofauna nativa de la región y en consecuencia para los ecosistemas.

La presión sobre la selva no para en la deforestación: se incrementa con la cacería y la pesca furtivas. Los fragmentos de selva, sin llegar a estar completamente defaunados, han visto disminuidas las poblaciones de mamíferos de manera alarmante debido a la cacería. Esta actividad está prohibida por acuerdo de asamblea en la mayoría de los ejidos; sin embargo, sigue ocurriendo sin control y las autoridades de la Profepa no están presentes para castigar estos delitos. Lo mismo ocurre con la pesca; aunque los ejidos han adoptado sus ordenamientos pesqueros, la pesca furtiva sigue ocurriendo y no se aplica la ley.

Dramático resulta el saqueo de pollos de guacamaya, especie en peligro de extinción, cuyas poblaciones están muy menguadas, su distribución se limita a esta región en la selva. Los saqueadores de pollos actúan con impunidad e incluso contra la voluntad de muchos de los dueños de los árboles, quienes se ven indefensos para proteger los nidos.

En esta sección presentamos una evaluación de la deforestación y deterioro de la selva y los ecosistemas ribereños mostrando las tendencias en la pérdida de vegetación natural. También se presentan resultados de estudios de calidad del agua y una evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos, así como el análisis de la presencia de especies acuáticas no nativas e invasoras. Además, se analizan las consecuencias de las actividades ilegales que amenazan a la flora y fauna silvestres en Marqués de Comillas.



4.1 LA DEFORESTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS NATURALES EN MARQUÉS DE COMILLAS

Paula Meli, Gilberto Hernández-Cárdenas,¹ Julia Carabias, Lucía Ruiz, Rocío Aguilar-Fernández, Alma Toledo-Guzmán¹

4.1.1 INTRODUCCIÓN

La deforestación es una de las principales causas de la pérdida regional de biodiversidad (MEA 2005), por lo que su monitoreo resulta fundamental para el entendimiento de los procesos de deterioro y transformación de los ecosistemas naturales y, en consecuencia, para la implementación de acciones que modifiquen los factores de presión.

En México, en términos relativos, los ecosistemas más deforestados han sido las selvas húmedas (Challenger y Dirzo 2009). Estas selvas ocupaban una superficie potencial de 19.2 millones de hectáreas en el país, desde el sur de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, parte de Chiapas, Oaxaca, Campeche, Yucatán y Quintana Roo; pero para el año 2007 se habían reducido en más de 50%, quedando sólo apenas un poco más de 9 millones de hectáreas, considerando la vegetación primaria y secundaria (Semarnat 2012). De la más húmeda de estas selvas (clasificada en México como selva alta perennifolia) sólo quedan 1.4 millones de hectáreas de vegetación primaria ubicada en extensos macizos como la Selva Lacandona (Chiapas) y la Selva Zoque (Oaxaca), además de fragmentos aislados en Los Tuxtlas (Veracruz), Chiapas y Oaxaca (De la Maza y Carabias 2011; Ortega del Valle *et al.* 2011). La selva inundable —que anteriormente caracterizaba a las selvas de Tabasco y a la región de Marqués de Comillas—, sólo se encuentra representada en áreas muy pequeñas y aisladas de este municipio debido a los intensos procesos de deforestación del trópico húmedo (UNAM-INE 2008).

La ocupación del territorio de Marqués de Comillas fue fomentada por el gobierno a partir de los años setenta (capítulo 3.1). Durante este proceso fueron reubicados miles de campesinos provenientes de diversos estados de la República, carentes de tradición en el uso de los ecosistemas tropicales; esto provocó que, con los apoyos de las políticas agropecuarias gubernamentales, los nuevos habitantes deforestaran de manera acelerada sus nuevas tierras cubiertas de selva. Además, un problema muy serio es que la deforestación incluye la vegetación ribereña, lo que determina alteraciones importantes en los cauces y en las poblaciones de fauna acuática (capítulo 4.2; Ramírez-Martínez 2010). Conocer el estado de conservación de la vegetación de selva remanente en Marqués de Comillas, así como de la vegetación ribereña, tiene particular importancia debido al escaso remanente de este tipo de ecosistemas en el país.

En este capítulo se evalúa la deforestación en Marqués de Comillas desde los inicios de su ocupación hasta el año 2007, así como el estado de conservación de los ecosistemas ribereños en el municipio.

4.1.2 DEFORESTACIÓN Y DETERIORO DE LA SELVA

La deforestación se evaluó mediante un análisis diacrónico de cuatro imágenes de satélite de los sensores Landsat 5 y Landsat 7 correspondientes a 1986, 1997, 2000 y 2003 (30 m de resolución), y una imagen del sensor Spot 5 del año 2007 (20 m de resolución). En primer lugar se procesaron las

¹ División de Ciencias Biológicas y de la Salud, UAM-Iztapalapa.

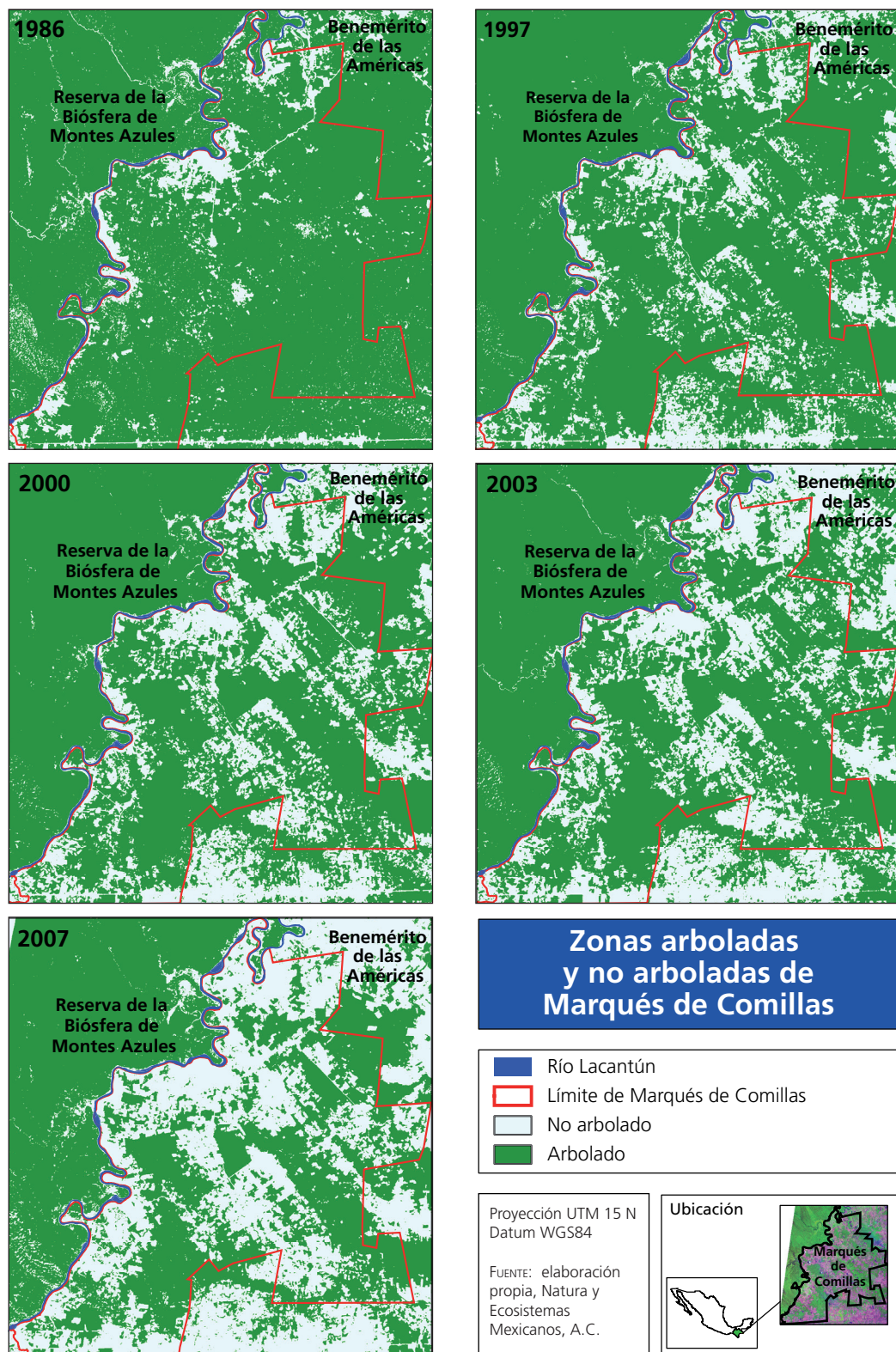


Figura 4.1.1 Variación espacial de las áreas arboladas (selva) y no arboladas en Marqués de Comillas en el periodo 1986-2007.

imágenes para disminuir los errores de comparación entre ellas debido a las diferencias en la hora de toma, las condiciones climáticas al momento de la toma y las condiciones del terreno (El Hajj *et al.* 2008). Para ello, se realizó la corrección geométrica de las escenas de la imagen Spot 5 y posteriormente la corrección atmosférica absoluta, convirtiendo los niveles digitales de las imágenes a valores de reflectividad, para lo cual se utilizaron los datos aportados por los metadatos de cada escena, como fechas y horas de toma. Los valores de reflectividad obtenidos se reescalaron a 8 bytes. Dada la diferencia espectral entre sensores se seleccionaron las bandas de cada sensor que tuvieran un intervalo de longitud de onda equivalente o similar. De esta manera, se utilizaron dos bandas del espectro visible (2: verde y 3: rojo) y dos bandas del infrarrojo (4: infrarrojo cercano y 5: infrarrojo medio) de Landsat, que se corresponden con las cuatro bandas que provee el sensor Spot.

Se generaron capas digitales de arbolado de selva (A) y no arbolado (NA) que permitieran cuantificar la cantidad de selva perdida. Estas capas se obtuvieron usando el algoritmo MaxEnt (Elith *et al.* 2011), un método fiable para hacer predicciones o inferencias a partir de información incompleta (Phillips *et al.* 2004, 2006). En este caso la información incompleta se expresa como los píxeles de la imagen en donde se observa la presencia de selva. A partir de esta información se estima una distribución de probabilidad más cercana a la uniformidad. El algoritmo MaxEnt se utiliza para modelar la presencia de arbolado de selva en donde los píxeles con valores de reflectividad para el área de estudio definen la distribución de probabilidad, los píxeles con presencias conocidas de arbolado de selva constituyen los puntos de muestreo, y las características son las bandas que representan diferentes longitudes de onda de las imágenes satelitales usadas (Phillips *et al.* 2004, 2006).

Para modelar esta distribución de probabilidad se utilizó un muestreo de 505 puntos sobre una grilla regular de 2 x 2 km de distancia sobre la imagen. Se asignaron valores de cero y uno a cada

punto de acuerdo con cada fecha de imagen, detectando visualmente cuando un punto coincide con un parche de arbolado de selva (A) o cuando el punto coincide con áreas agrícolas, pastizal, suelo desnudo, deforestación reciente o agua (NA, no arbolado). La grilla regular se prefirió sobre otros métodos para evitar sesgos y disminuir la incertidumbre. Dado que MaxEnt modela datos de presencia y no de ausencia, los valores de cero y los valores de uno fueron modelados de manera independiente (Meli *et al.* en revisión). A las capas de A/NA resultantes se les aplicó un filtro de mayoría para eliminar píxeles dispersos y asignarles el valor de los píxeles que rodean el pixel analizado. Todo este procedimiento se realizó en ArcGIS.

La tasa de deforestación se calculó a partir de Semarnat (2002) como $r = (S_2/S_1)^{1/t} - 1$, donde S_2 y S_1 son las superficies ocupadas por los usos de suelo al final e inicio, y t es el tiempo transcurrido.

La pérdida total de vegetación natural en el periodo de 21 años (1986-2007) fue de 33 759 hectáreas (42.2%), lo que equivale a una tasa de deforestación de 2.6% anual. Pero considerando que para 1976 el 95% del municipio estaba cubierto por selva (De Jong *et al.* 2000), se podría decir que en 31 años se perdieron 46 642 hectáreas (50.2%) de selva a una tasa de pérdida de 2.2% anual (cuadro 4.1.1).

Es importante destacar que esta pérdida no fue constante a lo largo del periodo estudiado. Durante la primera decena de colonización (1976-1986) se deforestaron 12 883 hectáreas (13.9%), que equivalen a 1 288 hectáreas anuales en promedio y corresponden a una tasa de deforestación de 1.5% anual. Las áreas deforestadas se ubicaban principalmente en la ribera del río Lacantún, los caminos y en Zamora Pico de Oro, que hoy es la cabecera municipal (Fig. 4.1.1). Durante los siguientes 11 años (1986-1997) la deforestación disminuyó ligeramente a 1.2%, y se perdieron 9 801 hectáreas en total, lo que corresponde en promedio a 891 hectáreas anuales (31% menos que en el periodo anterior). Sin embargo, sólo en tres años más (1997-2000) se perdieron 7 504 hectáreas, que

Cuadro 4.1.1 Área de selva perdida por periodo y pérdida total acumulada entre 1986 y 2007 en Marqués de Comillas

Año	Área arbolada (hectáreas)	Pérdida total (hectáreas)	Pérdida acumulada (porcentaje)	Pérdida anual (hectáreas)	Deforestación anual (porcentaje)
Potencial	92 946				
		12 883	13.9	1 288	1.5
1986	80 063				
		9 801	24.4	891	1.2
1997	70 262				
		7 504	32.5	2 501	3.7
2000	62 758				
		4 456	37.3	1 485	2.4
2003	58 302				
		11 998	50.2	3 000	5.6
2007	46 304				

representan 2 501 hectáreas anuales y una tasa de 3.7% anual, tres veces más elevada respecto al periodo anterior. Entre 2000 y 2003 estas tendencias se estabilizaron relativamente y la tasa de deforestación disminuyó a 2.4%, con una pérdida de 4 456 hectáreas totales y 1 485 hectáreas anuales en promedio. Finalmente, es de destacarse la deforestación ocurrida en los últimos cuatro años del periodo analizado (2003-2007), durante el cual la pérdida total de selva fue de 11 998 hectáreas, que corresponden a 3 000 hectáreas al año y equivalen a una tasa de deforestación de 5.6%. Para este año la selva ocupaba sólo la mitad de la superficie del municipio.

Al contrario de las tendencias observadas para el trópico húmedo mexicano, que a partir de los años noventa se estabilizaron, la deforestación en el municipio aumentó en los últimos años y alcanzó un pico de 5.6% para el periodo 2003-2007, lo que indica que la frontera agropecuaria continúa avanzando (Fig. 4.1.2). La deforestación ocurrida en los primeros 20 años de ocupación (1970-1990) fue consecuencia del proceso de colonización y el aumento poblacional, así como de inadecuadas políticas de desarrollo que sólo promovieron la ganadería extensiva en la región a costa de la selva (Mendoza 1997; Meli *et al.* en revisión). La población se incrementó de manera acelerada durante las décadas de

los años setenta y ochenta (Fig. 4.1.2) (De Jong *et al.* 2000), principalmente durante el gobierno de Juan Sabines Gutiérrez (1979-1982) (Vázquez-Sánchez *et al.* 1992), cuando arribaron a la zona 10 000 colonos de los estados de Veracruz, Tabasco, Guerrero, Oaxaca, Hidalgo y Chiapas (González-Ponciano 1996; Harvey 2001, 2006) [debe recordarse que la zona conocida como Marqués de Comillas en ese momento incluía también al municipio Benemérito de las Américas (capítulo 3.1)]. En ese periodo la única forma de acceso a la región era por avioneta y por río. Por eso la población se fue ubicando en las orillas del Lacantún (Fig. 4.1.1).

Otros factores asociados al aumento demográfico también influyeron en el proceso de transformación. La construcción de caminos y la exploración petrolera contribuyó a la dispersión de la ocupación de la región durante estos primeros 20 años (Pemex 1986; Hernández 1992; Vázquez-Sánchez *et al.*, 1992; De Jong *et al.* 2000; De Vos 2002). De hecho, las áreas desmontadas que se observan en 1986 hacia el interior del municipio (áreas blancas en la Fig. 4.1.1), se encuentran a lo largo de la carretera ribereña. Además, entre 1981 y 1984 llegaron al municipio unos 12 000 refugiados de la guerra civil en Guatemala (De Vos 2002; Harvey 2006). La mayor parte destinó su fuerza de trabajo a la apertura de las tierras de los antiguos habitantes, a

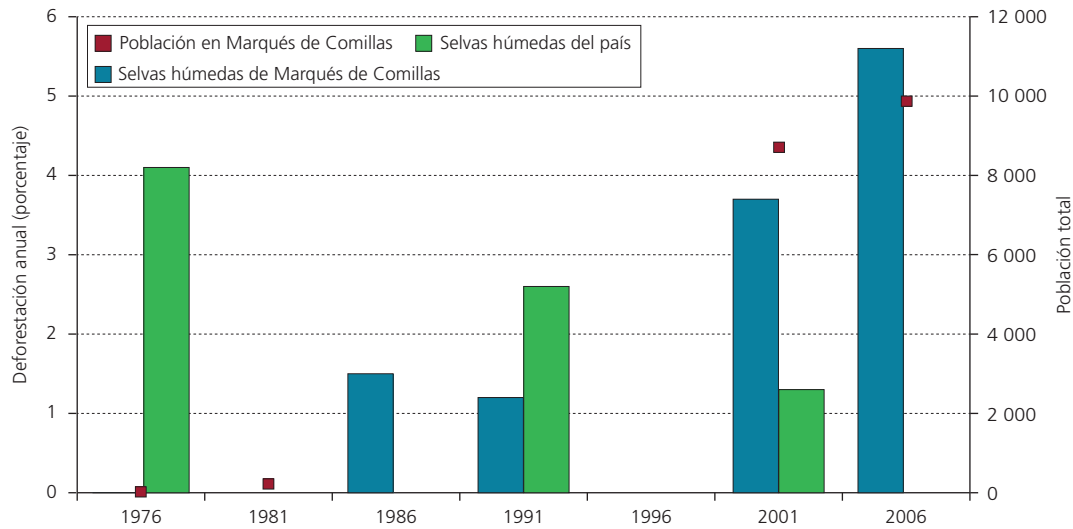


Figura 4.1.2 Pérdida de selvas húmedas en México (Challenger y Dirzo 2009) y en el municipio Marqués de Comillas, y población total en este último. FUENTE: INEGI 1990, 2000, 2005, 2010.

cambio de un espacio para producir su alimento y albergarse (De Vos 2002). Esta situación se sumó a los subsidios que promovieron en gran medida la ganadería, pero a costa de terrenos de vocación agrícola y forestal, con bajo nivel técnico y bajos rendimientos de producción de carne (Vázquez-Sánchez *et al.* 1992), orientada a un mercado extrarregional y provocando una dependencia financiera de los productores (Calleros y Brauer 1983).

A partir de 1994, cuando se expresó el conflicto armado del Ejército Zapatista de Liberación Nacional (EZLN), aunque no tuvo presencia en la región, sí tuvo efectos indirectos en el municipio. El gobierno federal consideró que la veda forestal establecida a inicios de la década de los noventa debía levantarse para evitar la expansión del descontento campesino (Harvey 2006). Sin embargo, debido a la falta de programas de fomento forestal sustentable y de vigilancia, la extracción de madera se convirtió en saqueo ilegal en muy pocos meses. Además, en el año 2000 se concluyó la carretera fronteriza que cerró el circuito entre las localidades de Palenque y Comitán, lo que promovió la llegada de nuevos pobladores a la región (Harvey 2001, 2006) y un aumento en las actividades agropecuarias para atender sus demandas de alimento (De Jong *et al.* 2000).

Un factor adicional que promovió la deforestación ocurrida en los últimos años del siglo xx, fue el Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares Urbanos (Procede), que había sido creado en 1994 pero fue de implementación progresiva en la región. Este programa definió el mecanismo para otorgar certeza a los ejidatarios sobre sus parcelas mediante el certificado de parcelación agraria, avalado en la reforma del artículo 27 constitucional en 1992. Sin embargo, la Ley Agraria en su artículo 59 prohíbe en los ejidos la parcelación de tierras con selvas y bosques y las destina a tierras de uso común. Muchos ejidatarios que se habían posesionado de selvas, para lograr que les extendieran su certificado deforestaron la selva antes de que el programa fuera implementado en sus ejidos. Este proceso de parcelación pudo haber sido otro incentivo para la deforestación de la selva. Finalmente, la intensa deforestación del último periodo analizado puede responder a los subsidios mediante programas del sector agropecuario como Procampo y Progan, que obligan al campesino al cambio de uso de suelo (Meli *et al.* 2015a). En ese entonces no habían iniciado los programas de estímulo a la conservación como es ahora el Programa de Pago por Servicios Ambientales (capítulo 5.2).



Apertura de caminos. JME

4.1.3 DETERIORO DE LOS ECOSISTEMAS RIBEREÑOS

Para evaluar el estado de conservación de los ecosistemas ribereños se definieron cinco clases de vegetación de acuerdo con la cobertura arbórea presente (cuadro 4.1.2). La clase I representa la mayor transformación, sin cubierta vegetal arbórea, pues se trata de tierras destinadas al cultivo agrícola (chile, maíz y frijol, principalmente) o a la ganadería. La clase II está representada por humedal de caña brava (*Phragmites australis*). Esta especie presenta un crecimiento tan denso que prácticamente no permite que se establezca cobertura arbórea alguna. Se trata de vegetación original, que sin embargo carece de la presencia de árboles. Las clases III y IV corresponden a un gradiente de proceso de sucesión ecológica de los acahuales. La clase III incluye áreas que fueron desmontadas hace pocos años, después abandonadas y que actualmente se encuentran en un proceso de regeneración secundaria, donde predominan especies herbáceas pero con presencia de algunas arbustivas. Las especies arbóreas no son abundantes y, en caso de estar presentes, son pocas y comúnmente están representadas por especies de etapas tempranas de la sucesión, como *Cecropia obtusifolia* (guarumbo) y *Schizolobium parahyba* (plumillo). La clase IV también está representada por acahuales, con la diferencia de que presentan edades de entre 10 y 15 años, encontrándose en un proceso más avanzado en la sucesión; el número de árboles es mayor, alcanzan alturas de hasta 20 m (con algunas excepciones de mayor altura), presentan coberturas arbóreas superiores a 60% y la cantidad de especies herbáceas y arbustivas es menor. Ambas clases están definidas por distintas etapas de sucesión, y la cobertura arbórea y la posibilidad de mantener en buenas condiciones el suelo, la escorrentía y la infiltración de agua pueden variar según el sitio donde se desarrollen dichas comunidades. En el extremo opuesto del gradiente, la clase V representa la vegetación ribereña original. Esta clase fue definida según la cobertura y la altura observada de los árboles, siendo la primera supe-

rior a 80%. Esta clase está dominada por árboles con alturas superiores a 30 m y en los distintos estratos verticales también presenta una importante diversidad de especies arbustivas y herbáceas.

Para la caracterización de las riberas se realizaron recorridos por el río Lacantún y por dos de sus tributarios: Chajul y Lagarto. En el Lacantún el muestro incluyó un recorrido en lancha de 57 km a lo largo de la ribera de los ejidos Boca de Chajul, Playón de la Gloria, Galacia, Adolfo López Mateos, Reforma Agraria y Pico de Oro, del municipio Marqués de Comillas, y de los ejidos Loma Bonita y Trece de Septiembre, del municipio Ocosingo. En el arroyo Chajul se realizó un recorrido a pie a lo largo de 8.4 km (ejido Boca de Chajul), mientras que en el Lagarto fue de 5.5 km de largo (ejido Playón de la Gloria). Se registraron las coordenadas de cada punto donde se presentó un cambio de clase

Cuadro 4.1.2 Clasificación utilizada para describir la distribución y el estado de conservación de la vegetación ribereña en Marqués de Comillas

Clase	Descripción
I	Sin vegetación ribereña original y con presencia de pastos. Espacios con pastos nativos inducidos y/o introducidos, así como completamente transformados para ser ocupados por actividades agropecuarias.
II	Humedal de caña brava (<i>Phragmites australis</i>). Especie nativa que alcanza hasta 5 m de altura. Presencia de árboles escasa.
III	Achual joven. Espacios con vegetación secundaria, principalmente herbácea y arbustiva. Zonas en los primeros estados de regeneración, con escasa presencia de árboles.
IV	Achual maduro. Espacios de vegetación secundaria con 15 o más años de regeneración. Zonas compuestas principalmente por árboles con alturas menores de 20 m.
V	Vegetación ribereña original. Espacios dominados por especies nativas, con abundancia de árboles que alcanzan una altura de 30 m o más.

FUENTE: Ruíz 2011.

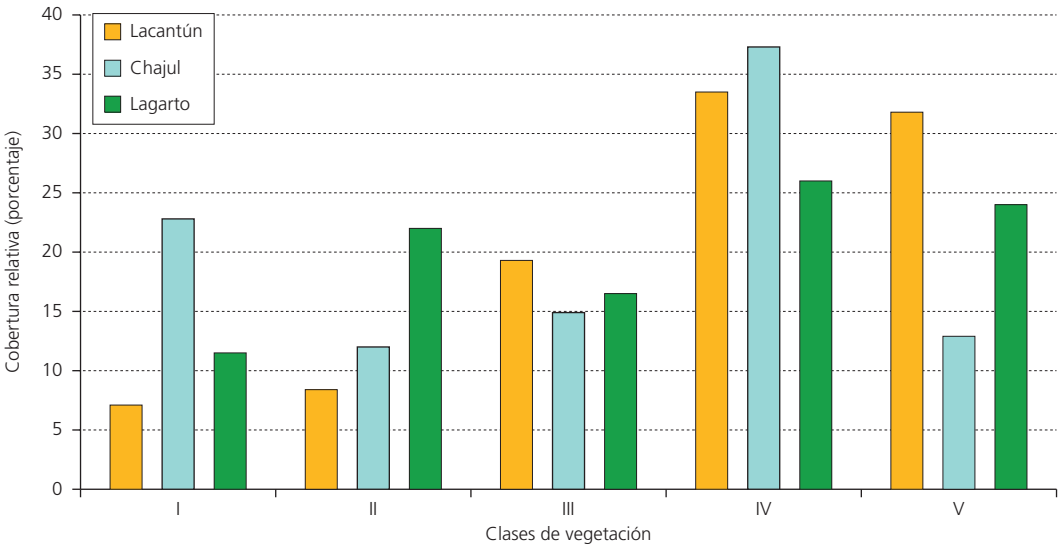


Figura 4.1.3 Distribución porcentual de las categorías de vegetación registradas en la ribera del río Lacantún y de los arroyos Chajul y Lagarto.



de vegetación y la información obtenida se compiló en una base de datos.

En el río Lacantún predominan las clases IV y V con una alta presencia de especies arbóreas, que representan en conjunto 66% del tramo recorrido (Fig. 4.1.3). Existe también una considerable presencia de acahuals jóvenes (III: 19%), mientras que las clases II (8%) y I (7%) son las menos representadas. Sin embargo, sólo 37% de la extensión de la franja de vegetación ribereña que está dominada por árboles (clases IV y V) tiene más de 10 metros de ancho. Esto sugiere que aun cuando existe una buena proporción de vegetación natural remanente, estas áreas son, en una extensa superficie, muy angostas, por lo que es probable que no ocurra la totalidad de los procesos biológicos que permiten su permanencia en el tiempo y su capacidad de regresar al estado natural después de una perturbación. La poca anchura de las franjas hace a estos ecosistemas más

frágiles ante los disturbios. Tampoco se puede garantizar la presencia de todas las funciones ecológicas que derivan en los servicios ecosistémicos típicos de las riberas (capítulo 2.2). Los ecosistemas ribereños resultan indispensables para la estabilización de las márgenes de ríos y arroyos, la contención de la erosión y la regulación de nutrientes del suelo y el mantenimiento de hábitats para la biodiversidad, especialmente de la fauna local, entre otros; pero la provisión de todos estos servicios dependerá de su estado de salud y correcto funcionamiento.

En el arroyo Chajul la transformación de la vegetación original ha sido más severa. La mayor parte corresponde a acahual maduro (IV: 37%), pero la segunda clase más representada es la que corresponde a los pastizales, sin presencia de vegetación original (I: 23%) (Fig. 4.1.3). Esto es atribuible, nuevamente, a que la mayor parte de las actividades productivas de la zona, como la ganadería y las



JME

plantaciones agrícolas, han propiciado el desmonte de los terrenos que originalmente estaban cubiertos por selva. Estas zonas son las más importantes en cuanto a prioridades de restauración debido a que han perdido la totalidad de su cobertura vegetal natural y sus funciones ecológicas, como por ejemplo la retención del suelo. El otro 50% de la superficie se encuentra cubierta por las tres clases restantes de manera prácticamente proporcional (alrededor de 13% cada una).

En el arroyo Lagarto la superficie cubierta por distintas clases de vegetación es más proporcional entre clases. Las riberas en uso productivo (I: 11%) y los acahuales jóvenes (III: 16%) se encuentran ubicados rodeando áreas abiertas para la producción, mientras que las riberas con vegetación con mayor presencia de árboles (IV: 26% y V: 24%) se ubican cerca de áreas menos perturbadas. Se observa un área grande de uso productivo en la parte central del tramo evaluado entre el río Lacantún y la carretera ribereña (Fig. 4.1.3). Si consideramos las categorías en mejor estado de conservación (IV y V), los resultados indican que las riberas del arroyo Lagarto, al menos en el tramo estudiado, no han sufrido perturbaciones graves en su mayor parte y en conjunto ocupan una superficie similar a la observada en el arroyo Chajul. Sin embargo, en el Lagarto la superficie de la clase V es mucho menor que la del Chajul.

Es recomendable un análisis más detallado acerca de la condición de los acahuales jóvenes (III). Este tipo de vegetación puede ser la clase más vulnerable a un nuevo desmonte, dado que se encuentra en las primeras etapas sucesionales y resulta más fácil de transformar a otros tipos de uso de suelo que la selva conservada, y, en muchos casos, forma parte del sistema de roza-tumba-quema en el que las parcelas se dejan descansar unos años para luego volver a ser parte del sistema productivo. También es recomendable revisar en mayor detalle la presencia de síntomas de erosión y degradación del suelo en los sitios de uso productivo.

De manera general, podríamos decir que el tramo estudiado del río Lacantún presenta un mayor estado de conservación que sus dos tributarios. Más de

65% de sus riberas se encuentran cubiertas por vegetación original (V) aunque en franjas muy estrechas, mientras que en los arroyos Chajul y Lagarto esta vegetación apenas alcanza 50% de la superficie ribereña. Esta situación resulta previsible si consideramos la diferencia en el tamaño y caudal de estos cuerpos de agua. Las áreas ribereñas (vega) en general presentan suelos considerablemente fértiles, por lo que son muy valoradas para el establecimiento de actividades agrícolas. Los arroyos Chajul y Lagarto tienen un tamaño y caudal menor que el río Lacantún, lo que los hace más vulnerables al cambio de uso de suelo. En el Lacantún, debido a la dinámica hidrológica y la fuerza del agua durante las crecientes, resulta indispensable la conservación de la vegetación para mantener la estructura de las riberas.

Aunque de manera general la mitad de las áreas ribereñas de estos tres cuerpos de agua presenta cobertura arbórea y vegetación natural, la sola presencia de esta vegetación no garantiza el mantenimiento de las márgenes de estos ríos y la permanencia en el tiempo de los ecosistemas (Ruiz 2011). Resulta indispensable un estudio más detallado de la composición de especies dentro de estas franjas para evaluar su diversidad, así como un estudio a mayor profundidad del ancho mínimo que deberían tener estas franjas para garantizar su funcionalidad y la provisión de sus servicios ecosistémicos. Una opción posible constituye el estudio de la anchura mínima que deberían tener estas franjas ribereñas conservadas, para sostener la totalidad de sus funciones ecológicas como ecotono entre los ecosistemas terrestre y acuático. También resulta indispensable buscar mecanismos de integración de las riberas a los sistemas productivos como componentes del paisaje y promover su valor natural entre las comunidades locales (Meli *et al.* 2015b).

4.1.4 REFLEXIONES FINALES

El cambio de uso del suelo en Marqués de Comillas desde los primeros asentamientos permanentes y hasta 2007 no ha sido constante a lo largo del tiem-

po. Los resultados demuestran que para ese año la deforestación no se había estabilizado; por el contrario, las tendencias regionales aumentaron sobre todo en los últimos años del periodo de estudio.

Al igual que la Selva Lacandona y otras selvas tropicales húmedas del mundo, la presión demográfica no parece ser el factor principal detrás de los patrones observados de deforestación (Mendoza y Dirzo 1999; Barbier y Burgess 2001; Lambin *et al.* 2001; Benhim 2006), sino que este proceso ha estado asociado a incentivos económicos, muchas veces indirectos, de programas promovidos por políticas públicas inadecuadas (De Jong *et al.* 2000). En el municipio la población pasó de ser de unos pocos habitantes hace 34 años a casi 10 000 en la actualidad (INEGI 2010). La producción no se ha incrementado a la par de la demanda de la población, entre otras razones porque los rendimientos de los cultivos agrícolas y de la ganadería son muy bajos (Obregón 2007; Ceiba 2009).

Las causas próximas de esta transformación residen en las actividades humanas inmediatas a escala local, como por ejemplo la apertura de tierras para la expansión agrícola, y éstas impactan de manera directa en la cobertura de selva y su transformación. Sin embargo, existen causas últimas relacionadas sobre todo con procesos sociales, económicos y políticos, que subyacen a las causas próximas y por tanto pueden operar a escala local u originarse a escala regional o hasta nacional (Geist y Lambin 2002). En este caso, estas causas últimas podrían estar relacionadas con incentivos gubernamentales que de manera colateral favorecen la deforestación, ya sea por medio de subsidios para la producción o por cambios en el régimen de tenencia de la tierra (Meli *et al.* 2015a); un ejemplo de esto es el Procede, que permitió la acumulación de tierras por parte de personas foráneas cuyas metas productivas no están relacionadas con las necesidades de la unidad familiar, sino con la producción masiva de ganado.

En síntesis, podemos aseverar que la transformación de la selva no conllevó una mejora en la calidad de vida de las poblaciones locales, y en cambio provocó la degradación del medio natural.

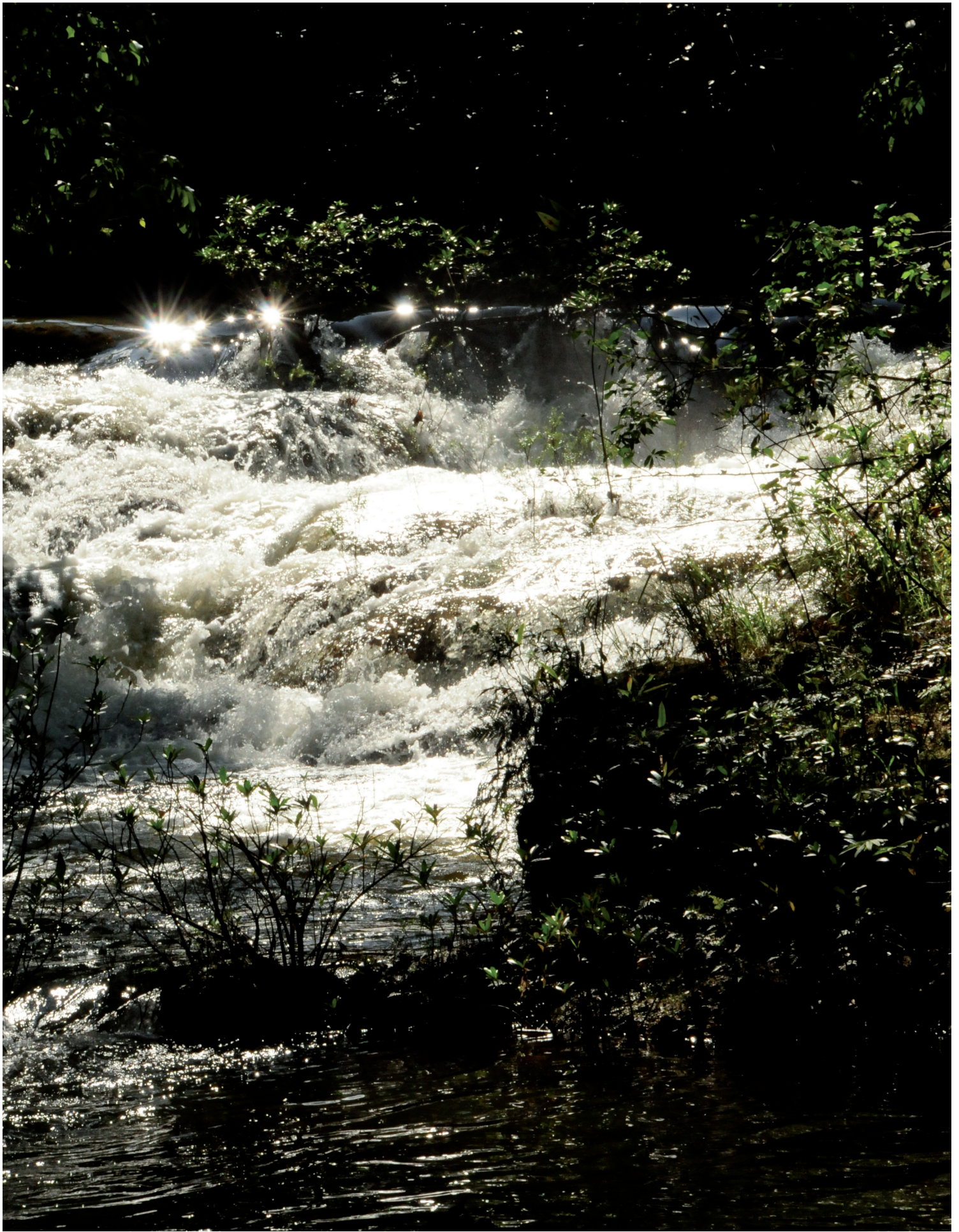
REFERENCIAS

- Barbier, E.B., y J.C. Burgess, 2001. Tropical deforestation, tenure insecurity and unsustainability. *Forest Science* 47: 497-509.
- Benhim, J.K., 2006. Agriculture and deforestation in the tropics: A critical theoretical and empirical view. *Ambio* 35: 9-16.
- Calleros, G., y F.A. Brauer, 1983. Problemática regional de la Selva Lacandona. Dirección General de Desarrollo Forestal, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Coordinación Ejecutiva del Programa Ecológico de la Selva Lacandona, Palenque, México.
- Ceiba, 2009. Análisis, sistematización y difusión de lecciones aprendidas de la implementación de políticas públicas y programas de conservación y manejo sustentable de recursos naturales en Marqués de Comillas, Chiapas, Selva Lacandona. México, Centro Interdisciplinario de Biodiversidad y Ambiente, A.C.–USAID.
- Challenger, A., R. Dirzo *et al.*, 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital Natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. México, Conabio, pp. 37-73.
- De Jong, B.H.J., S. Ochoa-Gaona, M.A. Castillo-Santiago, N. Ramírez-Marcial y M.A. Cairns, 2000. Carbon flux and patterns of land-use/land-cover change in the Selva Lacandona, Mexico. *Ambio* 29: 504-511.
- De la Maza J., y J. Carabias (eds.), 2011. *Usumacinta. Bases para una política de sustentabilidad ambiental*. México, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua–Natura y Ecosistemas Mexicanos, A.C.
- De Vos, J., 2002. *Una tierra para sembrar sueños. Historia reciente de la Selva Lacandona, 1950-2000*. México, Fondo de Cultura Económica.
- Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudik, Y.E. Chee y C.J. Yates, 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43-57.
- El Hajj, M., A. Bégué, B. Lafrance, O. Hagolle, G. Dedieu y M. Rumeau, 2008. Relative radiometric normalization and atmospheric correction of a Spot 5 time series. *Sensors* 8: 2774-2791.
- Geist, H.J., y E.F. Lambin, 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52: 143-150.
- González-Ponciano, J., 1996. Marqués de Comillas: cultura y sociedad en la selva fronteriza México-Guatemala, en



JME

- J.P. Viqueira y M.H. Ruz (coords.), *Chiapas, los rumbos de otra historia*. México, UNAM-Ciesas, pp. 425-444.
- Harvey, N., 2001. *La remunicipalización en Marqués de Comillas y Benemérito de Las Américas, Chiapas: entre la vía institucional y la vida cotidiana*. México, Ciesas.
- Harvey, N., 2006. *Benemérito de las Américas y Marqués de Comillas*. Tuxtla Gutiérrez, Biblioteca Popular de Chiapas.
- Hernández, J.L., 1992. Impacto socioeconómico de Pemex en el distrito de Ocosingo. Tesis de licenciatura, Unach, Tuxtla Gutiérrez.
- INEGI, 2010. XIII Censo general de población y vivienda. México, Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Lambin, E.F., B.L. Turner, H.J. Geist, S.B. Agbola, A. Angelsen, J.W. Bruce, O.T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P.S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leeman, X. Li, E. Moran, M. Mortimore, P.S. Ramakrishnan, J.F. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G.D. Stone, U. Svedin, T.A. Veldkamp, C. Vogel y J. Xu, 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11: 261-269.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and well-being*. Washington, Island Press.
- Mendoza, E., 1997. Análisis de la deforestación de la Selva Lacandona: patrones, magnitud y consecuencias. Tesis de licenciatura. México, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Mendoza, E., y R. Dirzo, 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): Evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8: 1621-1641.
- Meli, P., G. Hernández-Cárdenas, A.D. Toledo-Guzmán, J. Carabias. Deforestación en la Selva Lacandona, México: Algunos factores socioeconómicos causales. *Interciencia* (en revisión).
- Meli, P., R. Landa, X. López-Medellín y J. Carabias, 2015a. Social perceptions of rainforest and climatic change from rural communities in Southern Mexico. *Ecosystems* doi: 10.1007/s10021-015-9903-8.
- Meli, P., G. Hernández, E. Castro y J. Carabias, 2015b. Vinculando paisaje y parcela: un enfoque multi-escala para la restauración ecológica en áreas rurales. *Investigación Ambiental* 7: 1-11.
- Obregón, R., 2007. Programa Preliminar de Desarrollo Agroecológico del Municipio Marqués de Comillas. Reporte Final para el Corredor Biológico Mesoamericano-México, CBM-M/UTRCH/2C/010/2007, México.
- Ortega del Valle, D., T. Carranza y J. Martínez, 2010. *Una mirada desde el corazón de la Jícara de Oro*. México, WWF-USAID.
- Pemex, 1986. Desarrollo y preservación de la Selva Lacandona. (Diagnóstico de las áreas con posibilidades de desarrollo petrolero). México, Petróleos Mexicanos.
- Phillips, S.J., M. Dudik, R.E. Schapire, 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, Banff, Princeton University.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, R.E. Schapire, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Ramírez-Martínez, C. 2010. Efectos de la desaparición de la selva sobre ambientes acuáticos, en S. Chediack (comp.), *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales ¿para qué?*, Serie Diálogos/núm. 3, Colección Corredor Biológico Mesoamericano. México, Conabio.
- Ruiz, L., 2011. Herramientas legales para la conservación y restauración de la vegetación ribereña: un estudio de caso en la Selva Lacandona. Tesis de licenciatura, México, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Semarnat, 2002. Avances y perspectivas de las estadísticas e indicadores ambientales, visión de la Semarnat, México.
- Semarnat, 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México. México, Semarnat.
- UNAM-INE, 2008. Análisis comparativo de la deforestación de los ejidos de Marqués de Comillas, y determinación de corredores biológicos que conecten los fragmentos de selva de los ejidos con la Reserva de la Biosfera Montes Azules. México, UNAM-Instituto Nacional de Ecología.
- Vázquez-Sánchez, M.A., I.J. March y M.A. Lazcano-Barrero, 1992. Características socioeconómicas de la Selva Lacandona, en M.A. Vázquez-Sánchez y M.A. Ramos (eds.), *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación*. Publicación especial *Ecosfera* 1: 287-323.



4.2 CALIDAD DEL AGUA EN LA SUBCUENCA DEL RÍO LACANTÚN

Piotr Álvarez-Porebski,¹ Lucía Hernández Garcíadiego,¹
Humberto Gómez-Ruiz,¹ Carlos Ramírez-Martínez

4.2.1 INTRODUCCIÓN

En diversos estudios ecológicos se ha reconocido la influencia que tienen los ecosistemas terrestres sobre la calidad del agua y el estado de conservación de los ecosistemas acuáticos naturales (Allan y Castillo 2007). El estudio de los aspectos físicoquímicos del agua en estos ecosistemas es de gran importancia ya que permite entender y conocer la interacción e integración de estos dos ambientes.

Los estudios sobre la calidad físicoquímica y biológica del agua han servido como indicadores para determinar el estado de conservación de ambientes acuáticos naturales o bien para evaluar el grado de perturbación que presentan en el corto plazo. En los casos en los que se presenta algún tipo de

deterioro estos estudios han servido para diseñar y ejecutar acciones dirigidas a preservar la diversidad biológica que en ellos habita (Karr 1981; Dodds 2002; Casatti *et al.* 2006).

Con el fin de determinar el estado de conservación y/o deterioro de los ecosistemas acuáticos de la región, se llevó a cabo un estudio basal en la porción del río Lacantún y sus tributarios que se localiza en la zona limítrofe sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA) (cuadro 4.2.1 y Fig. 4.2.1), en el periodo 2008-2014. La metodología utilizada en el estudio se diseñó tomando en cuenta los programas de monitoreo para evaluar la calidad del agua de ambientes acuáticos naturales,

¹ Facultad de Química, UNAM.

Cuadro 4.2.1 Georreferencia de los sitios de muestreo para determinar el estado de conservación o deterioro que presentan los ecosistemas acuáticos de la región

Código	Localidad	Coordenadas	Altitud (m)
1	Cañón del Colorado	16° 07' 20.7" N, 91° 06' 39.8" W	167
2	Río Ixcán	16° 07' 17.5" N, 91° 05' 11.3" W	166
3	Arroyo Puerto Rico	16° 05' 04.4" N, 91° 01' 11.2" W	157
4	Arroyo San Pablo	16° 06' 10.0" N, 91° 00' 52.2" W	156
5	Río Chajul	16° 05' 58.2" N, 90° 57' 30.1" W	152
6	Arroyo José	16° 06' 50.0" N, 90° 56' 03.3" W	150
7	Arroyo Miranda	16° 08' 08.1" N, 90° 55' 14.9" W	147
8	Arroyo Lagarto	16° 08' 14.0" N, 90° 54' 24.4" W	150
9	Arroyo Danta	16° 09' 08.1" N, 90° 54' 06.3" W	155
10	Arroyo Manzanares	16° 10' 14.6" N, 90° 50' 36.2" W	151
11	Río Tzendales	16° 17' 10.8" N, 90° 53' 12.6" W	158
12	Río Lacantún (embarcadero)	16° 06' 38.4" N, 90° 56' 23.6" W	154
13	Arroyo en Lacanjá	16° 24' 27.2" N, 90° 46' 56.3" W	116
14	Humedal Lacanjá	16° 24' 33.3" N, 90° 46' 54.4" W	124

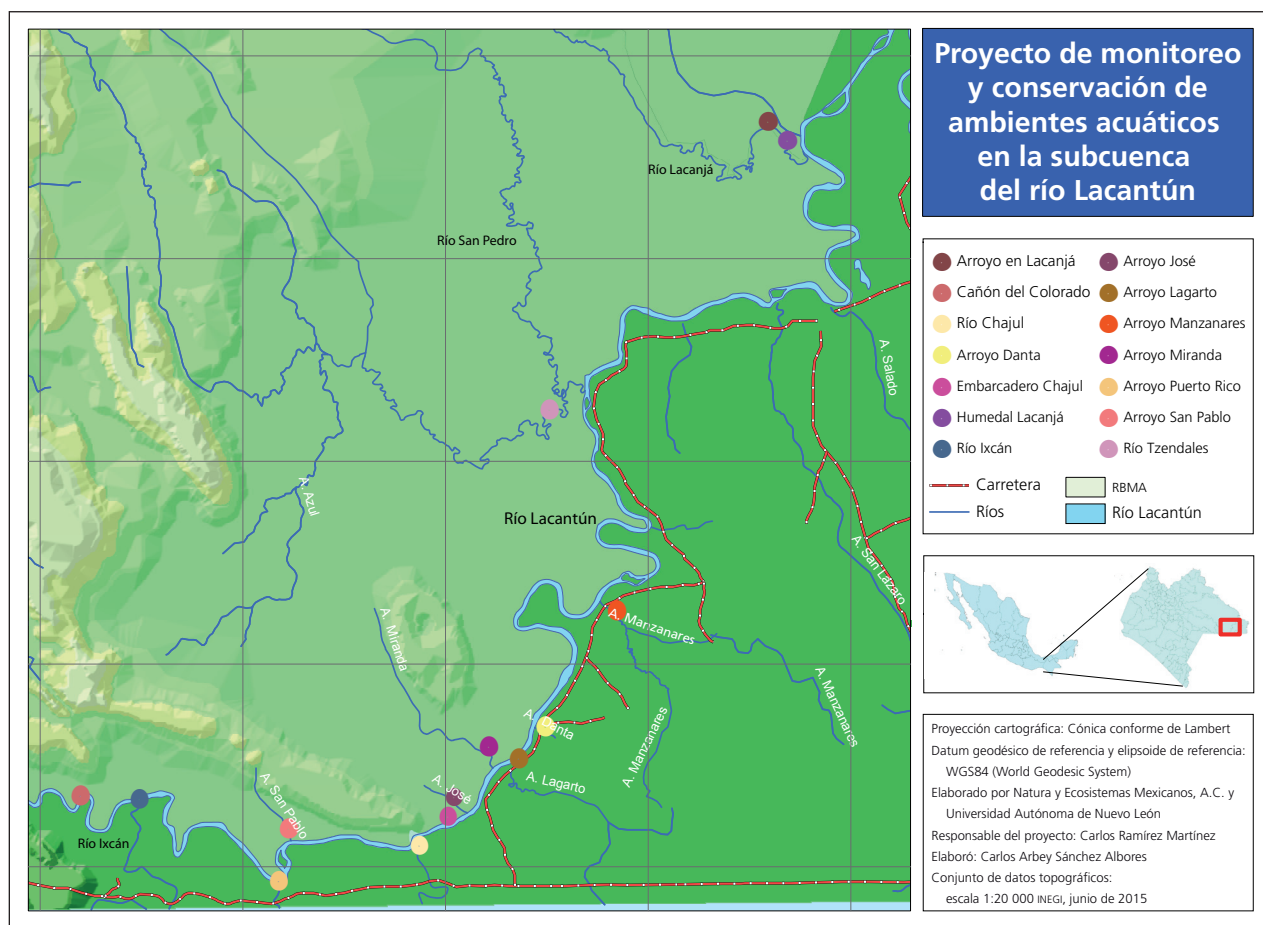


Figura 4.2.1 Localización de las estaciones de muestreo del estudio para determinar el estado de conservación y/o deterioro de los ecosistemas acuáticos de la región.

así como los métodos para realizar la interpretación de dichos resultados propuestos por la Organización Mundial para la Salud (1996); la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA 2004); Hem 1985, y Swietlik *et al.* 1991.

En las comunidades localizadas frente a la porción sur de la RBMA el uso de pesticidas es muy común para el control de plagas en los cultivos agrícolas, así como para el control de ectoparásitos en el ganado. El uso de este tipo de sustancias químicas tiene un impacto desfavorable sobre el ambiente, debido a su toxicidad aguda y/o crónica derivada del proceso de biomagnificación, además de su persistencia en el ambiente y organismos, y su movili-

dad (Richter *et al.* 1996; Matolcsy 1998; Steven 1998; Walker 2001; Chiou 2002; Neff 2002; Plimmer *et al.* 2003; Hutzinger *et al.* 2006; Reemtsma Jelkel 2006; Cornell University 2008). Asimismo, durante la quema de pastos y de la vegetación natural provocada por la ampliación de la frontera agropecuaria se forman hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) que tienen una elevada persistencia en el ambiente y una elevada movilidad, ya que durante su formación se adhieren fácilmente a partículas de polvo y cenizas suspendidas en el aire (Walker 2001; Neff 2002; Doubden 2003; Luch 2005).

Los HAP están considerados como carcinógenos, mutágenos y teratógenos potenciales, ya que ac-

túan como iniciadores y promotores de tumores (ej., benzo[a]pireno y dibenzo[a,h]antraceno). Sin embargo, por sí solos los HAP son poco reactivos y prácticamente no tóxicos. Su toxicidad es consecuencia de su transformación/activación a productos más reactivos por procesos químicos o bioquímicos. Numerosas especies de bacterias, levaduras, hongos y algas son capaces de degradar los HAP. Las bacterias son el principal grupo de microorganismos involucrados en la degradación de los HAP en suelos y sedimentos. La degradación aeróbica ha sido la más estudiada y ha demostrado que resulta ser más abundante y eficiente respecto a la degradación anaerobia. La eficiencia de degradación depende en gran medida de la biodisponibilidad del HAP, condición ligada a las propiedades fisicoquímicas del suelo/sedimento, el/los tipo(s) de microorganismos, entre otros factores, como la temperatura, las corrientes y el contenido de oxígeno. El tiempo de vida media de los HAP en suelos/sedimentos muy reactivos es por lo general < 10 días para HAP de dos anillos, < 100 días para HAP de 3 anillos y mayor a 100 días para HAP de 4 o más anillos.

4.2.2 METODOLOGÍA

Los procedimientos tradicionales para determinar la presencia de contaminantes en ambientes acuáticos naturales utilizan muestras de agua; sin embargo, cuando este tipo de contaminantes se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles en aguas superficiales, es necesario que cada muestra contenga una concentración en un orden de por lo menos 100:1 para que puedan ser detectados. Con este método se hubieran requerido muestreos muy frecuentes de calidad de agua para observar las tendencias de las concentraciones de estos compuestos a lo largo del año. Debido a la imposibilidad de llevar a cabo estos muestreos de manera muy frecuente, se optó por realizar el monitoreo de contaminantes en el agua utilizando sedimentos, por su elevado contenido de materia

orgánica. Esta característica favorece su adsorción y concentración y permite obtener un perfil de la calidad del agua, así como identificar las regiones en donde hay una mayor presencia de este tipo de contaminantes, como agroquímicos y HAP.

Durante el periodo contemplado entre junio de 2008 y octubre de 2014 se realizó el registro periódico de los valores *in situ* de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica (CE, $\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos totales disueltos (STD, ppm) y oxígeno disuelto (OD %), así como la toma periódica de muestras de agua y sedimentos en el río Lacantún y sus afluentes. En cada sitio de muestreo se tomó una muestra de aproximadamente 100 ml de agua, utilizando envases de plástico, los cuales fueron sellados y etiquetados, además de una muestra de aproximadamente 300 g de sedimento, utilizando una draga mecánica. Las muestras fueron refrigeradas, en el caso del agua, y posteriormente empaçadas para ser enviadas al laboratorio de química analítica de la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México, en donde se procesaron para determinar la presencia de contaminantes orgánicos y la concentración de nitratos, nitritos, fosfatos, sulfatos y cloro (recuadro 4.2.1).

4.2.3 RESULTADOS

A continuación se muestran los resultados del monitoreo de la calidad del agua, llevado a cabo en la zona de estudio, durante el periodo 2008-2014.

pH: el CO_2 producido por los procesos de respiración de plantas y animales acuáticos tiende a bajar el pH, y por el contrario la remoción del CO_2 y bicarbonato por procesos de fotosíntesis tiende a elevar el valor de este parámetro. Los valores de pH que favorecen el florecimiento de la vida en el agua van de 5.0 a 8.5. Durante el tiempo en que se llevó a cabo el monitoreo de ambientes acuáticos naturales en la región se registraron valores promedio de entre 7 y 8 (cuadro 4.2.2), existiendo variaciones cíclicas debidas a los periodos de lluvias y estiaje.

Recuadro 4.2.1 MÉTODOS UTILIZADOS EN EL ANÁLISIS DE MUESTRAS EN EL LABORATORIO

Preparación de las muestras de agua: un litro de agua se filtró a través de una membrana de celulosa correspondiente a un tamaño de poro $0.45\mu\text{m}$, la cual se ajustó a un pH de 3.0 ± 0.1 empleando ácido clorhídrico. Posteriormente, la muestra se extrajo empleando un cartucho para extracción en fase sólida (C-18) J.T. Baker, acondicionado previamente, el cual se mantuvo en un flujo aproximado de 35ml/min . El proceso de la desorción se llevó a cabo empleando 15 ml de una mezcla acetona/cloruro de metileno (1:1). Para finalizar, los extractos se concentraron mediante flujo a base de nitrógeno antes de ser analizados instrumentalmente.

Análisis instrumental: los extractos se analizaron mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas, empleando un cromatógrafo de gases HP-6890 acoplado a un detector selectivo de masas HP-5973. La inyección de la muestra se realizó en modo sin división de flujo (*splitless*), la temperatura del inyector se mantuvo en 270°C y la temperatura del detector y la interfaz entre el cromatógrafo y el detector fueron de 150°C y 280°C , respectivamente. Se realizó una elución por gradiente de temperatura, empleando el siguiente programa: 60°C 1 min (30°C/min) – 150°C 1 min (10°C/min) – 220°C 1 min (10°C/min) – 300°C 5 min. La detección se realizó mediante un monitoreo selectivo de iones (SIM); los iones para cuantificación y confirmación se seleccionaron de acuerdo con el método EPA-3540C-1996 para la mayoría de los analitos.

Control de calidad: los criterios para llevar el control de calidad de los resultados se basaron en el método EPA-3540C-1996, evaluando el porcentaje de recobro de un subrogado. Las muestras que presentaron un recobro inferior a 70% fueron descartadas y se volvieron a preparar. Se evaluó periódicamente la reactividad del inyector mediante la medición del porcentaje de degradación del DDT en sus respectivos isómeros (DDD y DDE); cada vez que se observó un porcentaje de degradación superior a 15 % se tomaron medidas correctivas sobre el inyector. Bimestralmente se inyectó una disolución de calibración y se estableció una variación máxima de 10% como límite para recalibrar el instrumento.

Análisis de iones inorgánicos en muestras de agua: la concentración de nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-) y fosfatos (PO_4^{3-}) en las muestras de agua se determinó mediante Análisis por inyección en flujo (AIF) empleando un equipo construido en el laboratorio empleando una bomba peristáltica, un inyector Rheodyne de baja presión y un espectrofotómetro UV-VIS Perkin Elmer Lambda-25 como sistema de detección. No fue necesario realizar tratamientos previos a las muestras; los principios de los métodos para determinar estos iones se describen a continuación:

Fosfatos: este elemento se hizo reaccionar con ácido molibdic para formar el ácido 1,2-molibdofosfórico, el cual posteriormente se redujo con ácido ascórbico para formar un compuesto colorido azul de molibdeno que pudo determinarse espectrofotométricamente.

Nitritos: se provocó la reacción de estos en medio ácido para formar ácido nitroso que reacciona con la sulfanilamida y formar una sal de diazonio, la cual por acoplamiento con el diclorhidrato de N-(1-naftil) etilendiamina forma un azocompuesto altamente colorido que se midió espectrofotométricamente.

Nitratos: estos se redujeron cuantitativamente a nitritos empleando un reactor de cadmio-cuperizado; posteriormente se procedió de la misma manera que en la determinación de nitritos, obteniéndose una respuesta equivalente a la suma de nitratos y nitritos, por lo que el contenido de nitratos se obtuvo por diferencia. En el control de calidad, se analizaron de manera simultánea las muestras correspondientes al blanco y las muestras correspondientes al control de cada uno de los iones evaluados.

Cloruros: los cloruros se determinaron mediante la reacción con el tiocianato de mercurio y nitrato férrico.

Amonio: se hizo reaccionar con hipoclorito y fenol para formar el azul de indofenol, el cual absorbe a 620 nm .

Sulfatos: se determinaron por turbidimetría agregando cloruro de bario, y posteriormente fue medida la absorbancia de la suspensión del sulfato de bario a 420 nm .

Metales pesados: se llevó a cabo un análisis por fluorescencia de rayos-X en sedimentos obtenidos en los sitios de muestreo con el fin de detectar la presencia de metales pesados.

Análisis de sedimentos

Compuestos orgánicos: HAP: acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo[a]antraceno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, bifenilo, dibenzo[a,h]antraceno, dibenzofurano, dibenzotiofeno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno, naftaleno y pireno.

Compuestos de plaguicidas: aldrín, cumafos, dieldrín, endosulfan, endrín, fosadona, heptacloro, lindano, metil-azinfos, metil-paratión, metoxicloro, mirex, p,p-DDD, p,p-DDE, p,p-DDT, paratión y permetrina.

Compuestos de herbicidas: atrazina, benfluralina, cicloato, EPTC, hexazinona, isopropalina, metalocloro, metribuzina, molinato, oxadiazón, oxifluorfen, pebulato, penoxalina, profluralina, propacloro, propazina, simazina, sután, trifluralina y vernolato.

Cuadro 4.2.2 Valores promedio de parámetros registrados *in situ* en los sitios de muestreo entre junio de 2008 y octubre de 2014

	Cañón	Ixcán	Puerto Rico	Chajul	Lagarto	Danta	Manzanares	San Pablo	José	Miranda	Tzendales
pH	8.05	8.06	7.88	7.85	7.44	7.57	7.38	8.10	7.94	7.87	7.85
Conductividad (µs/cm)	437.31	359.78	213.93	254.43	630.16	386.68	152.43	395.10	866.27	477.05	560.32
STD (mg/l)	249.61	198.06	113.17	142.58	379.00	218.33	66.50	212.20	484.49	266.12	323.60
Oxígeno (%)	88.62	89.20	80.35	85.09	80.71	78.59	74.78	82.57	95.66	84.35	85.74
Temperatura (°C)	24.56	24.95	25.55	24.57	26.05	26.00	25.68	24.23	24.50	24.70	25.25

Conductividad eléctrica: refleja la cantidad de iones (aniones y cationes) disueltos en el agua, lo que afecta la fuerza iónica del medio y la solubilidad del oxígeno en el agua. Los valores registrados durante el monitoreo se mantuvieron entre 150 y 800 µs/cm oscilando también entre periodos de lluvias y estiaje. En el caso de los arroyos José (localizado dentro de la RBMA) y Lagarto (en la zona de Marqués de Comillas) se registraron consistentemente valores de conductividad más altos que el promedio registrado en el resto de los sitios (cuadro 4.2.2), lo cual fue atribuido al origen geológico de las microcuencas en el primer caso y a la gran cantidad de sedimentos que ingresan durante la época de lluvias, debido a la pérdida de grandes áreas de vegetación natural en la cuenca, en el segundo.

Sólidos totales disueltos (STD): son básicamente la suma de todos los minerales, metales y sales disueltos en el agua y se considera aceptable en valores menores a 500 mg/l; por arriba de este valor el agua tiene una apariencia turbia. Durante el periodo de monitoreo, en todos los sitios de muestreo se registraron valores promedio de entre 65 y 485 mg/l (cuadro 4.2.2).

Oxígeno disuelto: es captado en la columna de agua por difusión proveniente del aire y como resultado de la fotosíntesis de las plantas acuáticas. La solubilidad del oxígeno en el agua depende de la altitud (presión parcial), la temperatura y la concentración de sólidos disueltos en el agua. Los valores promedio de oxígeno disuelto se encontraron

entre 70 y 100% (cuadro 4.2.2), por lo que en todos los sitios de muestreo los niveles de oxigenación fueron buenos para permitir que la vida acuática se desarrolle.

Temperatura: afecta los procesos de solubilidad de sales y la concentración de oxígeno disuelto, y ambos disminuyen a medida que la temperatura se eleva. La temperatura promedio registrada estuvo en el rango de 24 a 26°C. Los valores promedio de la temperatura en el agua superficial registraron un incremento, respecto a los registrados en los primeros años del monitoreo, en especial en los ríos y arroyos que se encuentran fuera de la RBMA.

Amonio: el nitrógeno amoniacal (NH_4^+) es producto de la actividad microbiológica, y cuando sus valores se elevan puede indicar contaminación por descargas sanitarias. El parámetro que se determina en el laboratorio es el NH_4^+ ; sin embargo el de mayor importancia es el NH_3 debido a que es el que más afecta la vida acuática. La relación de ambos iones depende de un equilibrio ácido-base que va a determinar la proporción de $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3$. El NH_3 se oxida por bacterias a nitritos o nitratos, en un proceso que requiere cuerpos de agua bien oxigenados. El amoníaco como fuente de nitrógeno es un nutriente que favorece el crecimiento de algas y cuando su valor se eleva puede causar la eutrofización de los ambientes acuáticos. El NH_3 es tóxico a la vida acuática en concentraciones por arriba de 0.03 mg/l. La proporción de ion amonio/amoníaco depende del pH y la temperatura (equilibrio ácido-



base); a pH alto se forma más NH_3 y este ion bloquea la transferencia de oxígeno en las agallas de los peces. Los valores aceptables de NH_4^+ se encuentran entre 0.02 y 0.4 mg/l. Durante el periodo en el que se realizó el monitoreo de la calidad del agua se observó una paulatina pero constante elevación de los niveles de pH y temperatura del agua, lo que provocó una ligera elevación del valor de NH_3 a partir de los iones amonio en disolución. Sin embargo, en ninguno de los sitios de muestreo su valor rebasó el límite superior (cuadro 4.2.3).

Nitritos (NO_2): los nitritos se encuentran en los cuerpos de agua como un producto intermedio entre la oxidación de amoníaco o la reducción de nitratos. La presencia de cantidades altas de nitritos es un indicativo de contaminación. Los valores aceptables para mantener la vida acuática son de entre 0.01 a 0.04 mg/l, y valores por arriba de 0.55 mg/l

causan daños a la vida acuática. En todos los sitios de muestreo los valores promedio registrados de este ion se mantuvieron muy por debajo del límite superior (cuadro 4.2.3).

Nitratos (NO_3): Los nitratos son el producto final de la degradación biológica del nitrógeno orgánico, producido a partir de la oxidación del amoníaco. La presencia de concentraciones altas de nitratos se puede deber a escurrimientos de zonas agrícolas en las que se han empleado nitratos como fertilizante. Los valores aceptables de este ion en ambientes acuáticos naturales oscilan entre 0.1 y 0.3 mg/l. Los valores promedio registrados en todos los sitios de muestreo durante el periodo de monitoreo se mantuvieron por debajo del límite superior (cuadro 4.2.3).

Cloruros (Cl): la presencia de cloruros en altas concentraciones puede deberse al paso de aguas

Cuadro 4.2.3 Valores promedio de parámetros fisicoquímicos de 2009 a 2014

	Cañón	Ixcán	Puerto Rico	Chajul	Lagarto	Danta	Manzanares	San Pablo	José	Miranda	Tzendales
NH ₄	0.08	0.28	0.02	0.25	0.03	0.07	0.19	0.18	0.07	0.17	0.06
NO ₂	0.01	0.00	0.00	0.004	0.000	0.005	0.003	0.004	0.001	0.001	0.002
NO ₃	0.23	0.23	0.06	0.18	0.02	0.14	0.09	0.28	0.15	0.07	0.17
Cl	6.44	1.56	0.23	0.35	81.4	0.49	1.85	0.38	2.42	1.52	11.3
PO ₄	0.03	0.03	0.05	0.03	0.11	0.04	0.04	0.00	0.04	0.04	0.03
SO ₄	64.5	58.7	0.19	22.3	97.6	9.34	1.38	32.6	263.0	94.0	84.0

de arroyos por depósitos naturales de sal. Por lo general, los cloruros no presentan un problema de afectación a la vida acuática a menos que el agua se torne salobre. Los valores aceptables de cloruros en agua van de 300 mg/l hasta los 1 000 mg/l (cuando los cationes asociados son calcio o magnesio). Los valores registrados de este parámetro en todos los casos fueron menores de 12 mg/l, excepto en el caso del arroyo Lagarto, en donde se registró una concentración promedio de 81.4 mg/l.

Fosfatos (PO₄): altas concentraciones de fosfatos son indicativas del uso de fertilizantes o de descargas domésticas por el uso de detergentes. Las concentraciones altas de fosfatos favorecen el crecimiento de algas y por ello una disminución de los niveles de oxígeno disuelto. El valor límite para el vertido de compuestos de fosfato a las aguas receptoras es de 1 mg/l. En los arroyos Puerto Rico y Lagarto se registraron los valores promedio más altos de este nutriente, 0.05 mg/l en el primer caso y 0.11 mg/l en el segundo; ambos se ubican en cuencas muy afectadas por la pérdida de su cubierta de vegetación natural, debido al desmonte para actividades agropecuarias no sustentables.

Sulfatos (SO₄): la reacción reversible entre sulfatos y sulfitos en ambiente acuático se conoce como ciclo del azufre. Sin embargo, las concentraciones elevadas de sulfatos sólo pueden deberse a procesos industriales o a la presencia de yacimientos naturales de barita (BaSO₄), epsomita (MgSO₄·7H₂O), o cal (CaSO₄·2H₂O). Se ha reportado daño por sulfatos en organismos acuáticos a valores por enci-

ma de 100 mg/l. Los valores promedio de sulfatos que fueron registrados en los ríos y arroyos monitoreados se mantuvieron por debajo del límite, excepto los arroyos José, en donde se registró un valor promedio de 263.0 mg/l, y Lagarto, con un valor cercano a 100 mg/l (cuadro 4.2.3).

Metales pesados: la contaminación provocada por estos elementos se debe, en la mayor parte de las zonas afectadas, a la actividad industrial o minera presente en las cuencas de los ríos, y en menor grado a la existencia de centros poblacionales con un elevado número de habitantes. A pesar de que en la región estudiada no se presenta ninguna de estas situaciones, se tomó la decisión de realizar un análisis por fluorescencia de rayos-X (evalúa los elementos de la tabla periódica desde el flúor hasta el uranio) en muestras de sedimentos tomadas en el río Lacantún y sus afluentes para descartar la presencia de este tipo de contaminantes. Los resultados muestran que en ningún caso se rebasaron los límites permisibles establecidos para presencia de metales pesados (cuadro 4.2.4). A pesar de que se registró la presencia de cromo, manganeso y níquel, esto fue debido al origen geológico de las rocas, pero en ningún caso se encontró en forma biodisponible.

4.2.4 ÍNDICE SIMPLIFICADO DE LA CALIDAD DEL AGUA

Utilizando toda la información recabada durante el monitoreo se determinó el Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISCA) (recuadro 4.2.2), un valor

Cuadro 4.2.4 Análisis de metales pesados por fluorescencia de rayos-X en muestras de sedimento (porcentajes)

Muestra	Si	Al	Mg	Ca	K	Ti	P	Fe	Os	S	Suma
José*	24.28	5.74	6.75	2.13	0.52	0.1	0.03	8.02	41.94	0.05	89.99
Miranda 1	38.77	1.66	0.67	0.08	0.27	0.05	0	1.55	46.92	0.03	90.00
Lagarto	32.53	4.79	2.36	0.81	0.06	0.09	0.03	3.36	44.97	0	88.99
Cañón 1	39.17	1.51	0.8	0.11	0.18	0.02	0	1.08	47.09	0.02	89.99
Ixcán 1	21.9	5.8	5.86	8.21	0.93	0.14	0.06	6.39	40.57	0.15	89.99
Ixcán 2	21.39	2.98	3.18	19.4	0.45	0.06	0.04	3.45	38.64	0.22	89.79
San Pedro	39.99	1.14	0.52	0.04	0.12	0.02	0.02	0.8	47.34	0	89.99
Chajul	27.83	5.35	3.57	2.95	1.41	0.1	0.04	4.25	42.88	0.07	88.44
Tzendales 1	26.93	5.24	5.47	1.63	0.46	0.09	0.03	6.54	42.89	0.04	89.73
Tzendales 2	23.86	2.28	11.24	8.29	0.43	0.06	0.03	2.29	41.24	0.05	89.99
Manzanares**	39.38	1.23	0.43	0.06	0.2	0.01	0.02	1.06	47.02	0.02	89.43
Manzanares 2	33.21	4.21	1.65	0.48	0.91	0.08	0.03	3.04	44.96	0.01	88.57
Cañón 2***	52.55	3.83	0.82	0.41	1.06	0.06	0.03	2.22	27.78	0.03	88.79
Miranda 2	38.02	2.2	0.67	0.07	0.23	0.04	0	1.37	46.69	0.04	89.33

* Adicionalmente se encontraron: Cr, 0.181%, Mn, 0.056% y Ni, 0.0035%.

** Adicionalmente se encontraron: Cr, 0.146%, Mn, 0.263% y Ni, 0.017%.

*** Adicionalmente se encontraron: Cr, 0.141%, Mn, 0.262% y Ni, 0.020%.

Si (silicio); Al (aluminio); Mg (magnesio); Ca (calcio); K (potasio); Ti (titanio); P (fósforo); Fe (hierro); Os (osmio); S (azufre); Cr (cromo); Mn (manganeso); Ni (níquel).



Recuadro 4.2.2 FÓRMULA PARA DETERMINAR EL ÍNDICE SIMPLIFICADO DE LA CALIDAD DEL AGUA

ICG (Índice de calidad general) = $\sum [F1 \cdot (Ki) \cdot F2 \cdot (Ki)]$

F1: función que transforma el valor analítico de cada parámetro en un valor adimensional. Se obtiene de esta forma el nivel de calidad (Qi)

Ki: valor analítico de cada parámetro, siendo i = 1, 2, 3... 23

F2: función que pondera la influencia de cada parámetro en el global del índice. Se obtiene así el peso específico de cada parámetro (Pi):

$Pi = [(1/ai)/\sum (1/ai)]$

siendo ai = 1 (muy importante), hasta ai = 4 (poco importante).

$ISCA = T (A + B + C + D)$

T: temperatura del agua (en °C). Puede tomar valores comprendidos entre 0.8 y 1, según el valor de cambio que sufra en función del tiempo.

A: demanda química orgánica según la oxidabilidad al permanganato (DQO-Mn en mg/l)

B: sólidos en suspensión totales (SST en mg/l). Puede tomar valores comprendidos entre 0 y 25

C: oxígeno disuelto (O₂ en mg/l). Puede tomar valores comprendidos entre 0 y 25.

D: conductividad (CE en µs/cm a 18°C). Si la conductividad se mide a 25°C, para obtener la conversión a 18°C se multiplicará por 0.86. Puede tomar valores comprendidos entre 0 y 20; este valor es equivalente a STD.

E: nitratos; puede tomar valores comprendidos entre 3 y 97.

F: fosfatos; puede tomar valores comprendidos entre 4 y 7.

G: turbidez; puede tomar valores de 17 a 96.

* * *

Se aplicó un factor de ponderación dependiendo de la importancia de cada parámetro en la calidad del agua:

Factores de ponderación

Factor	Peso específico
Oxígeno disuelto	0.17
Coliformes fecales	0.16
pH	0.11
DBO	0.11
Cambio T °C	0.1
Fosfato	0.1
Nitratos	0.1
Turbidez	0.08
Sólidos totales	0.07

adimensional obtenido a partir de 23 parámetros procesados mediante ecuaciones lineales, de los cuales nueve son considerados básicos y 14 complementarios. Los nueve parámetros básicos son: coliformes total, conductividad, DBO, DQO-Mn, fósforo totales, sólidos en suspensión, nitratos, oxígeno disuelto y pH. A todo ello se le aplicó un factor de ponderación (recuadro 4.2.2) dependiendo de la importancia del parámetro en la calidad del agua.

En el caso del estudio basal realizado en la cuenca del Lacantún se dejaron fuera los valores de coliformes fecales (por la imposibilidad de llevar a cabo la determinación del parámetro, además de considerar el hecho que en la región existe una baja densidad poblacional) y la demanda biológica de oxígeno (no evaluado por razones similares a las de los coliformes).

El Índice Simplificado de Calidad del Agua establece un rango entre 0 y 100. Cuanto más elevado es el valor del índice, mayor es la calidad del agua. En todos los ríos y arroyos el valor del ISCA fue mayor de 70 y el promedio general fue de 77 (Fig. 4.2.2), lo que indica que aún existe una buena calidad ambiental del agua en todos los ecosistemas acuáticos estudiados.

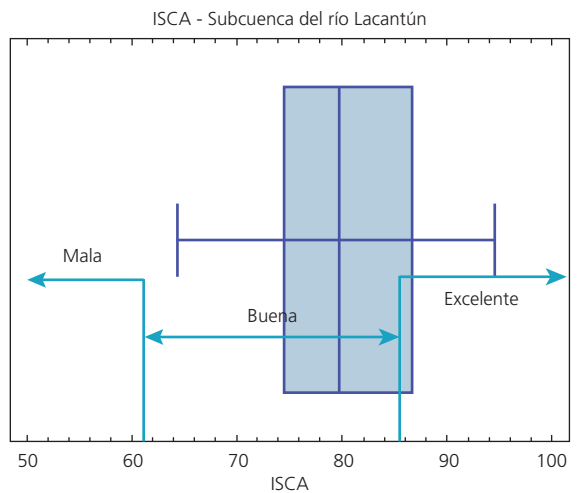


Figura 4.2.2 El Índice Simplificado de Calidad del Agua confirma una buena calidad de los ecosistemas acuáticos de la subcuenca del río Lacantún; se obtuvo un promedio general de 77, registrando los ríos y arroyos un valor superior a 70.

4.2.5 CONTAMINANTES ORGÁNICOS

En las muestras de sedimento procesadas se detectaron pequeñas cantidades de contaminantes orgánicos (cuadro 4.2.5); sin embargo, los niveles de contaminantes en ningún caso representaron algún riesgo para la salud pública o ambiental, debido al enorme grado de dilución que tienen los ambientes acuáticos estudiados. En el caso del río Lacantún su gasto medio anual es de 425.3 m³/s, con un escurrimiento anual del orden de 13 000 millones de metros cúbicos (Avendaño 2004).

Por su parte, los plaguicidas detectados provienen de las regiones de asentamientos humanos y actividad agropecuaria, pero en ningún caso rebasaron los límites permisibles (cuadro 4.2.5). No obstante, su presencia debe ser motivo de preocupación debido a que el uso de la mayoría de los plaguicidas organoclorados fue prohibido en el país desde hace más de dos décadas. Sin embargo, todo parece indicar que se siguen utilizando en la zona. Esta situación refleja que existe en la región una falta de cumplimiento de la ley, así como de información sobre los riesgos que representa el uso de este

tipo de plaguicidas por los habitantes y las autoridades locales. Por esta razón, es urgente realizar acciones para lograr la erradicación de este tipo de agroquímicos potencialmente tóxicos, para ser sustituidos por productos de nueva generación cuyo impacto en la salud pública y el ambiente es menos severo.

En el caso de los HAP, estos se encuentran en concentraciones aparentemente inocuas; sin embargo, es necesario determinar el efecto que podrían ejercer en conjunto estos analitos y no evaluar el efecto individual de cada uno sobre los seres vivos acuáticos. Es posible apreciar una tendencia cíclica a lo largo del periodo de estudio entre la época menos y más húmeda del año, presentándose en los meses de marzo y septiembre, respectivamente (Avendaño 2004). Durante la época de estiaje las concentraciones registradas de HAP se redujeron en comparación con las observadas durante la temporada de lluvias; en el estío la quema de vegetación aumenta considerablemente en la región, provocando que las cenizas se depositen sobre los suelos y en las copas de los árboles, los cuales proveen una superficie de captación muy grande. Posteriormente, durante la temporada de

Cuadro 4.2.5 Concentraciones (µg/l) de contaminantes orgánicos en los sitios de muestreo

	Cañón	Ixcán 1	Puerto Rico	San Pablo	Chajul	José	Miranda	Lagarto	Danta	Manzanares	Tzendales	Embarca	Ixcán 2
Indeno	820.28	580.80	485.74	225.99	376.01	1597.18	1391.35	1077.00	698.91	721.22	632.87	912.66	517.06
Naftaleno	51.29	60.68	44.37		1.01	194.09	177.38	70.30	46.68	50.75	102.34	118.92	62.57
Bifenilo						19.37	13.64				3.39	3.87	
Fenantreno	6.37		0.66			11.39	9.10	4.27	0.34	0.32		0.32	
Antraceno		5.50	0.00	2.48			18.76				5.08	4.35	1.01
Fluoranteno	4.36	0.33				1.90	0.76	0.78					
Lindano						26.59							
Metilparatión	6.54	7.00	5.63	5.29	3.36	38.17	32.60	51.85	12.76	8.09	5.59	8.22	5.38
Heptacloro	10.73	10.34	9.93	9.26	10.08	12.91	12.13	11.26	10.41	9.83	10.17	9.02	10.09
Malatión						2.28	0.76	1.55	0.67			0.64	
Aldrín							5.31		3.69				
Paratión	22.46	17.67	39.24	224.01	3.53	120.79	14.78	25.05	6.05	11.42	7.12	19.34	19.68
Endosulfán I	17.10	5.33	9.27	10.42	7.56	59.25	30.70	15.92	2.52	21.88	23.40	8.06	
Endrín									6.72				
DDD	5.70	5.33	5.63	5.29	5.04	6.46	6.82	9.71	7.39	6.03	7.12	6.45	5.05
DDT	7.37	7.34	8.28	7.61	6.05	18.23	16.68	14.76	7.72	6.66	7.12	6.45	8.41
DDD + DDT								24.47					

lluvias, la precipitación arrastra las cenizas hacia los cuerpos de agua, en donde una buena parte pasa a formar parte de los sedimentos, reflejándose en un incremento en la concentración de los HAP durante esta época del año.

4.2.6 REFLEXIONES FINALES Y RECOMENDACIONES

El monitoreo de las características fisicoquímicas del agua, junto con la identificación y el comportamiento de contaminantes en los ambientes acuáticos estudiados durante el periodo 2008-2014, demostró que la calidad del agua en la porción media del río Lacantún aún es buena; sin embargo, dicha calidad podría estar en riesgo de acuerdo con los siguientes indicios encontrados:

- Las concentraciones de fósforo, nitratos y cloro registradas en algunos arroyos como Lagarto, Manzanares y Puerto Rico, y ríos como el Ixcán y Chajul, presentaron aumentos considerables durante periodos cortos y localizados (*pulsos*). Esta situación es atribuible al hecho de que los cauces de estos arroyos atraviesan grandes áreas deforestadas utilizadas como zonas de pastoreo de ganado vacuno y terrenos agrícolas, lo que provoca que grandes cantidades de excremento y residuos de fertilizantes sean depositados en sus cauces, especialmente durante la época de lluvias.
- En el caso de la conductividad y de los sólidos disueltos totales, sólo se registraron altas concentraciones en el caso del arroyo Lagarto, atribuibles al deterioro que presentan los ecosistemas terrestres aledaños a su cauce.
- El pH y el oxígeno disuelto no registraron variaciones en sus valores significativas, teniendo un comportamiento estable, lo que de acuerdo con Schwoerbel (1975), favorece el desarrollo de la vida acuática.
- Los ríos y arroyos en los que se registraron las más altas temperaturas durante el monitoreo fueron aquellos que tienen mayor grado de perturbación en la zona de ribera, lo que provoca que tengan una menor cobertura vegetal leñosa. Sin em-

bargo, en general durante el periodo del monitoreo se registró una elevación paulatina de la temperatura en la columna de agua de los ambientes acuáticos estudiados, lo cual deberá ser analizado con especial cuidado, ya que las implicaciones de este hecho pueden ser graves para la vida acuática.

Recuadro 4.2.3 RECOMENDACIONES PARA PREVENIR LA CONTAMINACIÓN DE AMBIENTES ACUÁTICOS

1. Brindar asesoría y capacitación en el uso de agroquímicos, especialmente pesticidas, a los productores agropecuarios de la región.
2. Promover el establecimiento y operación de sistemas de producción agropecuarios sustentables como labranza cero, producción en invernaderos, cultivos orgánicos y crías de ganado estabulado.
3. Instalar sistemas de drenaje en las comunidades con mayor población en la región, asociado a sistemas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de evitar el vaciado directo de aguas negras a cauces naturales de ríos y arroyos.
4. Promover campañas para evitar la quema de pastos y vegetación natural.
5. Promover campañas para evitar el lavado de bombas de fumigación en ríos y arroyos, además de realizar la disposición adecuada de los envases de pesticidas.
6. Promover campañas en la región para evitar la existencia de tiraderos de basura a cielo abierto y que las personas realicen el depósito de sus residuos sólidos en barrancas o cauces de ríos y arroyos.
7. Promover la restauración ecológica de las áreas de la cuenca, especialmente en las zonas de ribera, que han sido dañadas por las actividades productivas no sustentables practicadas por los habitantes de las comunidades.
8. Solicitar al gobierno de la República de Guatemala, por medio de las autoridades correspondientes, que estas recomendaciones sean atendidas por las comunidades ubicadas en la cuenca de los ríos Lacantún y Salinas, en el marco de los convenios vigentes sobre la protección y mejoramiento del ambiente en la zona fronteriza y el tratado para fortalecer la comisión internacional de límites y aguas entre el gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el gobierno de la República de Guatemala.
9. Continuar realizando estudios de monitoreo de la calidad del agua y contaminantes.

Algunas consideraciones derivadas del análisis de las concentraciones de contaminantes orgánicos que fueron registradas durante el monitoreo, son las siguientes:

- La concentración de los contaminantes orgánicos en ningún caso supera los límites máximos permisibles; sin embargo, se pudo observar un incremento paulatino de los valores registrados en los últimos muestreos, respecto a los valores regis-

trados en los muestreos realizados al principio del monitoreo.

- En varios casos, los valores de contaminantes orgánicos superaron los valores mínimos para producir daño en organismos acuáticos, pero aún están por debajo de los valores para producir toxicidad severa en dichos organismos. Esta situación muestra que existen factores que están provocando que las concentraciones de contaminantes or-

gánicos se estén incrementando, aunque de forma paulatina.

- Se registró la presencia de plaguicidas organoclorados como endrín y dieldrín, endosulfán I, heptaclo y aldrín. Las concentraciones registradas en el caso de aldrín, endrín y dieldrín aún se encuentran por debajo de los valores para producir toxicidad severa. La presencia de DDD y DDT se mantienen con respecto al tiempo y probablemente se deban a residuales de antiguas campañas antipalúdicas o bien a la importación ilegal de estos productos por parte de habitantes de la región, por la frontera con Guatemala.

- El incremento de las concentraciones de contaminantes orgánicos en los sitios de muestreo pudiera ser atribuido a un aumento en el uso de plaguicidas por productores agropecuarios, combinados con la quema de pastizales y vegetación natural seguidos de una fuerte temporada de lluvia, lo que provocó una movilización de HAP y plaguicidas hacia los ambientes acuáticos.

A pesar del aumento registrado en la presencia de contaminantes, aún es posible afirmar que la capacidad de autodepuración del río Lacantún no ha sido rebasada; sin



JME

embargo, es necesario considerar que si los factores de degradación ambiental continúan creciendo en los ecosistemas terrestres en un futuro no muy lejano pudieran provocar un deterioro permanente de la calidad del agua del Lacantún y sus tributarios.

Debido a lo anterior, es necesario emprender acciones institucionales y ciudadanas orientadas a detener la degradación de los ambientes terrestres y acuáticos de la región, así como llevar a cabo actividades de restauración en los ambientes que han sido perturbados, además de continuar con el monitoreo de ambientes acuáticos con el fin de registrar los cambios en la interacción e integración de los aspectos fisicoquímicos del agua en los ambientes acuáticos de la Selva Lacandona.

REFERENCIAS

- Allan, J.D., M. Castillo, 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. 2ª ed., Países Bajos, Springer.
- Avendaño, M., 2004. Inventario de gasterópodos terrestres y dulceacuicolas del área focal de Ixcán, Chiapas. Informe final del Proyecto Y015. Chiapas, Instituto de Historia Natural y Ecología.
- Casatti, L., F. Langeani, C. Ferreira, 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environ. Manage.* 38: 974-982.
- Cornell University, 2008. *Toxicity of pesticides. Pesticide fact sheets and tutorial, module 4*. Pesticide Safety Education Program. <www.extension.org/pages/Toxicity_of_Pesticides> consultado en junio de 2009.
- Chiou, C., 2002. *Partition and Adsorption of Organic Contaminants in Environmental Systems*. Nueva York, Wiley-Interscience.
- Dodds, W.K., 2002. *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications*. Nueva York, Academic Press.
- Douben, P.E.T., 2003. Introduction, en PAHs: An Ecotoxicological Perspective. Chichester, John Wiley & Sons.
- Environmental Protection Agency, Office of Water, Wetlands, Oceans and Watersheds, 2004. Water quality trading assessment handbook: Can water quality trading advance your watershed's goals? Washington, D.C.: EPA. Disponible en <<http://www.epa.gov/owow/watershed/trading/handbook/>>.
- Hem, J.D., 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Alexandria, U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254.
- Hutzing, O., V. Librando, G. Tringali y M. Aresta, 2004. Supercritical fluid extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons from marine sediments and soil samples, *Chemosphere* 54: 1189-1197.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.
- Luch, A., 2005. *The Carcinogenic Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. EUA, Imperial College Press.
- Matolcsy, G., 1998. *Pesticide Chemistry*. Nueva York, Elsevier.
- Neff, J., 2002. *Bioaccumulation in Marine Organisms*. Nueva York, Elsevier.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 1996. Control de calidad del agua. Análisis de las normas de control de la calidad de las aguas. Lima, Centro Panamericano de Integridad Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Plimmer, J., D. Gammon y N. Ragsdale, 2003. *Encyclopedia of Agrochemicals*. Nueva York, Wiley-Interscience.
- Reemtsma, T., y M. Jekel, 2006. *Organic Pollutants in the Water Cycle*. Alemania, Wiley-VCH.
- Richter, B.E., J.L. Ezzell, D.E. Knowles, F. Hoefler, A.K.R. Matulat, M. Scheutwinkel, D.S. Waddell, T. Gobran, V. Khurana, 1997. Extraction of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans from environmental samples using accelerated solvent extraction (ASE), *Chemosphere*, 34(5-7): 975-987.
- Steven, J., 1998. *Pesticides in Surface Waters. Distribution, Trends, and Governing Factors*. Michigan, Ann Arbor Press.
- Schwoerbel, J., 1975. *Métodos de hidrobiología*. Oviedo.
- Swietlik, B., J. Taft y J. Rommey, 1991. Technical support document for water quality-based toxics control.
- Walker, C., 2001. *Organic Pollutants, an Ecotoxicological Perspective*. EUA, Taylor & Francis.



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

Carlos Ramírez-Martínez, Edna Naranjo,¹
Juan Manuel Caspeta,² Rafael Barba,¹ Héctor Espinosa-Pérez¹

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

¹ Instituto de Biología, UNAM.

² 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 (Canej 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 bio reguladores 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	Lacantún	San Pablo	Tzendales	Miranda	José	Chajul	Ixcán	Danta	Lagarto	Manzanares	Puerto Rico	Lacanjá
HELMINTOS - PARÁSITOS DE PECES												
<i>Centrocestus formosanus</i>		X					X			X		
<i>Bothriocephalus acheilognathi</i>	X	X		X	X	X	X	X			X	
MOLUSCOS ACUÁTICOS												
<i>Corbicula fluminea</i>	X					X			X	X		
<i>Tarebia granifera</i>	X		X		X	X	X		X			
<i>Thiara (Melanoides) tuberculata</i>							X					
PECES												
<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</i> sp.			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
HELMINTOS			
<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
MOLUSCOS			
<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 Hébridas.	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
PECES			
<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>
HELMINTOS			
Dispersión secundaria por el caracol <i>Thiara tuberculata</i> , y transportado por aves acuáticas	Registrada	1987	24, 35, 38
Acuacultura	Establecida	1981	24, 35, 37
MOLUSCOS			
Por aves acuáticas; transporte accidental de malezas; agua de lastre de barcos	Establecida	1970	6, 18, 22, 25, 40, 41
Acuarios	Establecida	2005	33
Plantas acuáticas	Registrada	1973	25, 45-49
Acuacultura	Registrada	SR	74, 75, 76
PECES			
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 huevo 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

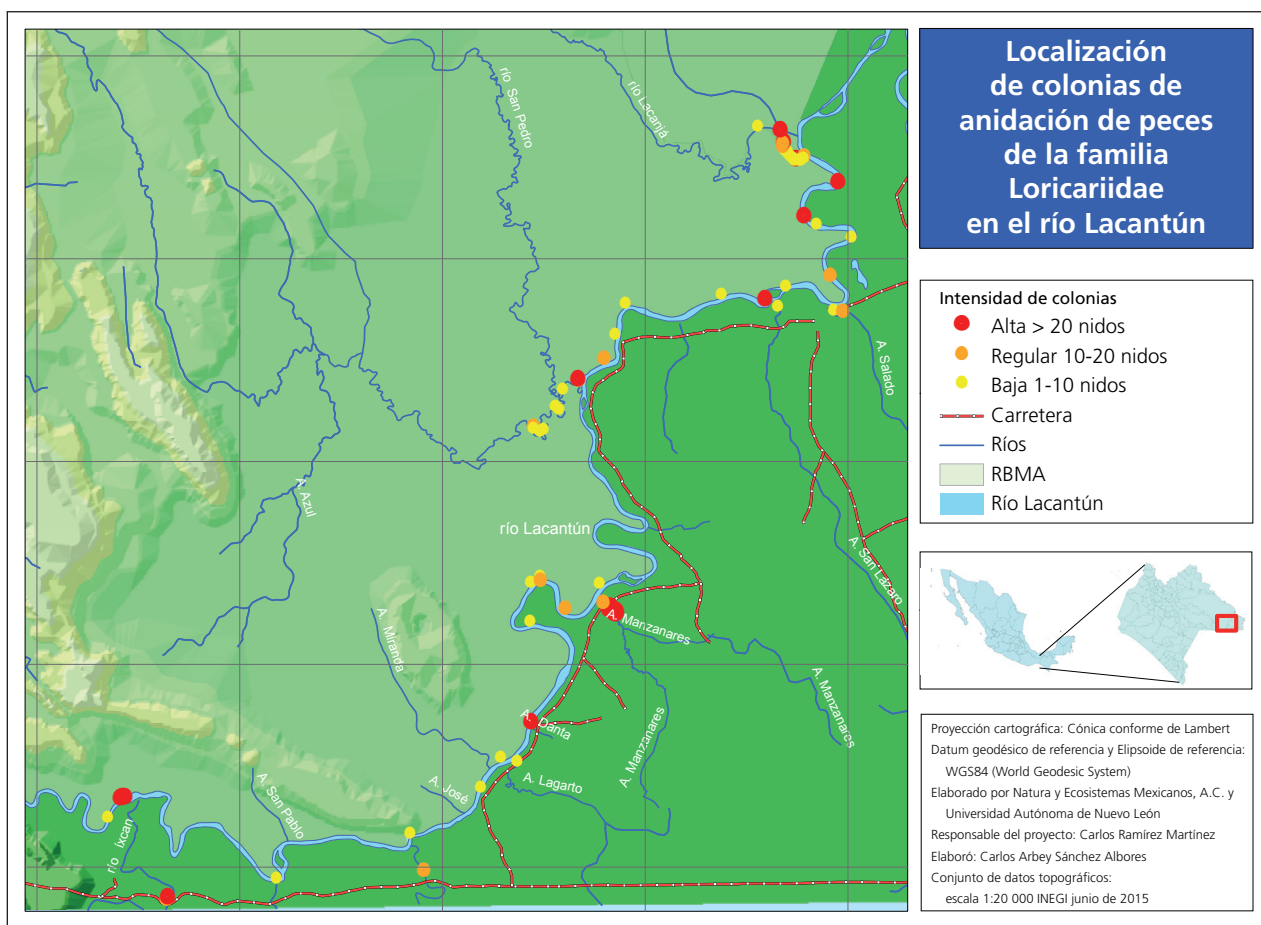


Figura 4.3.1 Ubicación de colonias de anidación de peces de la familia Loricariidae.

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 peces 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. Vesk, 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. *ZoologíaIn-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 FishBiology* 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/>.
- 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.



4.4 ACTIVIDADES ILEGALES QUE AMENAZAN A LA FLORA Y FAUNA SILVESTRES: CACERÍA, TALA, PESCA ILEGAL Y TRÁFICO DE GUACAMAYA ROJA

Alicia Barceinas, Rodrigo León-Pérez, Jorge Alfonzo Mátuz, Valeria Towns, Carlos Ramírez-Martínez, Julia Carabias, Javier de la Maza

4.4.1 INTRODUCCIÓN

La utilización de la flora y fauna silvestres ha sido parte de la cultura tradicional en México desde tiempos precolombinos. Históricamente se han aprovechado una amplia diversidad de especies que son parte importante de las culturas locales y que han sido un elemento indispensable para su subsistencia. Los habitantes del medio rural todavía aprovechan algunas de las especies silvestres del entorno en el que viven. Una de las ventajas que poseen los pobladores de las zonas con mayor biodiversidad es el acceso a las especies silvestres para el autoconsumo en las tierras de las cuales son dueños, siempre y cuando el ecosistema se encuentre en buen estado de conservación, porque éste brinda un servicio ambiental de suministro a las poblaciones humanas que la conservan.

La Ley General de Vida Silvestre (DOF 2000) autoriza la extracción de especies silvestres única y exclusivamente para el autoconsumo (siempre y cuando no estén enlistadas en la NOM 059-SEMAR-NAT-2010) (recuadro 4.4.1). Sin embargo, esta costumbre y la normatividad vigente que pretende respetar las tradiciones se enfrentan a varios problemas que no están considerando la realidad de los impactos en la vida silvestre.

Por un lado, la situación actual del tamaño de las poblaciones humanas y la superficie que ocupan los ecosistemas naturales es muy distinta que en el pasado. En la medida que crece la población humana, los hábitats de la flora y fauna disminuyen por el cambio de uso del suelo y, por ende, las poblaciones de las especies de vida silvestre se re-

ducen hasta, en muchos casos, su inviabilidad. No es el mismo impacto el que provocan las personas cuando son pocas sobre un ecosistema muy extenso, en donde la cacería o extracción de flora no sería un problema mayor, que el de una población grande en un ecosistema reducido; en ese último caso, la extracción tradicional pone en riesgo a las poblaciones de flora y fauna silvestres. Por ello, la legislación vigente está quedando obsoleta y estas tradiciones no corresponden a las condiciones naturales de la nueva era del Antropoceno a las que la humanidad ha llevado al planeta.

Por otro lado, la capacidad de vigilancia institucional de la normatividad es casi nula en sitios aislados, precisamente en donde aún persisten los ecosistemas naturales. Es así que, cuando se abusa de la tradición y de la normatividad, y se extraen animales y plantas para la comercialización de manera ilegal y de forma no sustentable, las poblaciones se sobreexplotan y se afecta la viabilidad de las especies.

Según Naranjo *et al.* (2009), actualmente la sobreexplotación en México ha llevado al deterioro o a la desaparición local o global de las especies más vulnerables o más sobreexplotadas. Estos autores señalan que la extracción representa, después de la destrucción del hábitat, el segundo factor de mayor impacto sobre la biodiversidad silvestre, si bien en algunos casos particulares aparece como el factor de mayor afectación. Además, recientemente se han empezado a entender las consecuencias ecosistémicas de la extracción como el fenómeno global de la defaunación, cuyos alcances aún no se logran dimensionar completamente. En éste se ha

Andamiaje para saqueo de guacamaya roja. VT

Recuadro 4.4.1 LA LEY GENERAL DE VIDA SILVESTRE

La Ley General de Vida Silvestre publicada el 3 de julio del año 2000, en la que se regula la conservación y el aprovechamiento de la vida silvestre en el territorio mexicano, estipula en el artículo 4º que los legítimos poseedores de los predios en donde se distribuye la vida silvestre “tendrán derechos de aprovechamiento sustentable sobre sus ejemplares, partes y derivados” conforme a lo que se establece en esa misma Ley. Además, en el artículo 18 declara que “los propietarios y legítimos poseedores de predios en donde se distribuye la vida silvestre, tendrán el derecho a realizar su aprovechamiento sustentable y la obligación de contribuir a conservar el hábitat conforme a lo establecido en la presente Ley.”

Asimismo, el artículo 92 determina que “las personas de la localidad que realizan aprovechamiento de ejemplares, partes y derivados de vida silvestre para su consumo directo, o para su venta en cantidades que sean proporcionales a la satisfacción de las necesidades básicas de éstas y de sus dependientes económicos, recibirán el apoyo, asesoría técnica y capacitación por parte de las autoridades competentes para el cumplimiento de las disposiciones de la presente Ley y de su reglamento, así como para la consecución de sus fines.” y en el artículo 122 se indica que será causa de infracción “realizar actividades de aprovechamiento con ejemplares o poblaciones de especies silvestres en peligro de extinción o extintas en el medio silvestre, sin contar con la autorización correspondiente.”

Además, en el Reglamento de dicha Ley, publicado el 30 de noviembre de 2006, en su artículo 106 clarifica que “se considerará aprovechamiento de subsistencia al uso de ejemplares, partes o derivados de la vida silvestre para consumo directo o venta, para la satisfacción total o parcial de necesidades básicas relacionadas directamente con alimentación, vivienda y salud, así como las de dependientes económicos.” y en el artículo 107 estipula que “la Secretaría promoverá que los interesados en obtener autorización de aprovechamiento para fines de subsistencia suscriban una carta compromiso en la que manifiesten, bajo protesta de decir verdad, que son miembros de la localidad donde vaya a realizarse el mismo” y que la misma Secretaría “verificará que las condiciones socioeconómicas de las personas a que se refiere el párrafo anterior correspondan con los supuestos que establece la Ley para acceder a este tipo de aprovechamiento.”

observado que la pérdida de poblaciones y especies de animales silvestres produce alteraciones en la composición de las comunidades animales, lo que a su vez tiene un efecto en la vegetación y en las funciones del ecosistema (Dirzo *et al.* 2014).

4.4.2 ILÍCITOS EN MARQUÉS DE COMILLAS

En Marqués de Comillas los habitantes extraen de las áreas comunes o de las parcelas individuales que tienen selva especies maderables como el cedro (*Cedrela odorata*) y el guapaque (*Dialium guianense*) para la construcción de casas y muebles, u otras especies no maderables como las palmas del género *Geonoma* para construir los techos de sus casas. Los mamíferos como el tepezcuintle (*Cuniculus paca*), el armadillo (*Dasypus novemcinctus*), el pecarí de collar (*Tayassu tajacu*) y de labios blancos (*Tayassu pecari*), el venado temazate (*Mazama temama*) y el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*); algunas aves como el hocofaisán (*Crax rubra*), la pava cojolita (*Penelope purpurascens*) y el pato pijije (*Dendrocygna autumnalis*); y reptiles como la iguana verde (*Iguana iguana*), entre otros, han sido cazados para satisfacer necesidades alimenticias. Las mujeres extraen orquídeas silvestres de las parcelas familiares y comunales para adornar la entrada de sus casas, hojas de cuerillo (*Calathea spp*) para envolver los tamales y las inflorescencias de la pacaya (*Chamaedorea tepejilote*) para complementar la alimentación de la familia. También pescan en los arroyos y ríos para su consumo.

Si bien estas acciones son parte de la tradición y están toleradas por la legislación cuando son para autoconsumo, se ha abusado de los volúmenes de extracción y, como se mencionó anteriormente, la frecuencia, el número de gente que practica esta tradición y la reducción de la superficie remanente de selva, está llevando al exterminio a las poblaciones de varias especies de fauna, sobre todo de mamíferos y, por ejemplo, en el caso de las plantas, de la palma del guano.



MA

Además, tanto en Marqués de Comillas como en la porción sur de la RBMA, colindante con Marqués de Comillas, algunos grupos de personas se dedican a la extracción ilícita y en grandes volúmenes de plantas y animales para fines comerciales, como se verá más adelante. Es difícil tener una aproximación de los volúmenes de flora y fauna silvestres que se extraen por estas actividades, ya que en la región no se cuenta con una presencia institucional constante de la Profepa y los aseguramientos de este tipo de actividades ilícitas son más bien raros.

Cacería

La cacería ha sido parte de la cultura campesina. Desde la niñez los hijos aprenden con los padres, e incluso saber cazar es símbolo de adquirir la mayoría de edad en varias culturas. En la actualidad, una parte importante de los habitantes del medio rural mexicano todavía aprovecha algunos animales silvestres como fuente de alimento, pieles, plumas, huesos, aceites, pigmentos, sustancias medicinales y otros materiales que se consumen localmente (Naranjo y Dirzo 2010).

El consumo de carne de monte para complementar la dieta familiar está presente en Marqués de Comillas. Por ello, la posesión de rifles y escopetas en los hogares es normal. Cuando un campesino salía a sus trabajadores, llevaba sus perros y el arma, y era común que si encontraba algún animal en el camino lo cazara con el doble propósito de reducir el daño a sus cultivos y aprovechar la carne para autoconsumo. También era relativamente común la captura de ejemplares juveniles de mamíferos como el mono saraguato (*Alouatta pigra*), el mono araña (*Ateles geoffroyi*) o los coaties (*Nasua narica*) para tenerlos como mascota en casa. Para obtener estos individuos juveniles generalmente es necesario cazar primero a la madre. Sin embargo, por diversos factores, esta tradición ha ido disminuyendo y va quedando acotada en ciertos grupos de los ejidos.

En un estudio realizado por Naranjo *et al* (2004) se observó que 190 cazadores de cinco comuni-

dades indígenas y mestizas de la Selva Lacandona extrajeron un total de 782 animales en un año, lo cual equivale a 8.2 toneladas de carne de 32 especies de mamíferos, aves y reptiles. Sin embargo, seis especies de mamíferos (tepezcuintle, tapir, pecarí de collar, pecarí de labios blancos, venado cola blanca y venado temazate) contribuyeron con casi 87% del peso total de fauna aprovechada en las cinco comunidades.

Estas tendencias están cambiando en Marqués de Comillas debido a varias razones. Por un lado, la producción de carne en los traspatios (aves, cerdos) y la ganadería, constituye una fuente de proteína animal, lo que disminuye la demanda de carne de monte. Por otro lado, el programa de Conafor de apoyo para la conservación de la selva mediante el Pago por Servicios Ambientales (capítulo 5.2) no permite la cacería y la mayoría de los ejidatarios que se benefician de este programa son celosos de que nadie se introduzca a cazar en sus parcelas.

Esto ha llevado también a que en las asambleas ejidales se discuta el tema de la cacería y se adopten acuerdos. En algunos ejidos de manera más formal que en otros, pero por lo general todos los ejidos que están siendo apoyados por PSA tienen reglas internas para regular la cacería.

Natura y Ecosistemas Mexicanos impulsó la elaboración de reglamentos de cacería con las autoridades ejidales y la comisión que algunos ejidos nombraron para estos fines. En el caso de la microregión en donde se elaboró el ordenamiento territorial comunitario, las reglas para evitar la cacería fueron incluidas en dicho ordenamiento y aprobadas por la asamblea general de ejidatarios (capítulo 5.10) (recuadro 4.4.2).

La presencia de la Armada de México en la ribera del río Lacantún (ejido Playón de la Gloria) ha limitado también el libre tránsito de armas de fuego y los campesinos optan por abandonar esta práctica. No obstante, aún quedan grupos de personas que de manera ilícita salen a cazar, no para el autoconsumo, sino para vender. Muchos de ellos se internan en la Reserva de la Biosfera Montes Azules con perros y hieleras, e incluso usan fuego

en las madrigueras. Existen varios puntos de venta de carne de monte en Marqués de Comillas y en Benemérito de las Américas, sobre todo en algunos restaurantes de las cabeceras municipales (Zamora Pico de Oro y Benemérito de las Américas, respectivamente).

Estudios de monitoreo de fauna en el sur de la RBMA (Townes 2013; capítulo 2.3) han demostrado que la presión de cacería afecta negativamente la presencia de pecarí de collar, pecarí de labios blan-

cos y venado cola blanca, ya que su carne es de las más cotizadas en el mercado local y regional. Además, la presencia de las especies estudiadas (jaguar, tapir, puma, venado temazate, venado cola blanca, pecarí de collar y pecarí de labios blancos) tiende a disminuir mientras más cerca esté la cabecera municipal (Townes 2013). Este núcleo poblacional (Zamora Pico de Oro) ejerce una fuerte presión sobre las poblaciones de mamíferos de talla mayor, comparado con otros poblados que, a pesar de estar

Recuadro 4.4.2 REGLAMENTOS PARA REGULAR LA CACERÍA EN EJIDOS DE MARQUÉS DE COMILLAS

Elisa Castro, Fiorella Ortiz, Alejandra Rabasa, Roberto de la Maza

Desde 2011 surgió la iniciativa por parte de ejidatarios de Adolfo López Mateos, Boca de Chajul, El Pirú, Flor de Marqués, Galacia, Playón de la Gloria, Quiringüicharo y Santa Rita de elaborar reglamentos de temas ambientales que ellos consideran importantes como el manejo de las riberas (ver recuadro 5.8.4 en el capítulo 5.8), el uso del fuego y la cacería.

Para esto, se llevaron a cabo talleres para discutir el estado actual de la reglamentación de los ejidos en materia ambiental y cómo se manejan las sanciones por el incumplimiento de la misma. Los asistentes a estos talleres investigaron los acuerdos que se tienen dentro de sus ejidos relacionados con estos temas. Se explicó el funcionamiento del marco jurídico en México, así como su estructura. También se habló de las leyes y normas que conciernen a los temas que se pretenden reglamentar en los ejidos.

Posteriormente se presentaron las primeras propuestas de reglamentos que se elaboraron de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-015, la Ley General de Vida Silvestre y la Ley de Aguas Nacionales. Se discutió ampliamente el contenido de los mismos para poder hacer las modificaciones necesarias, siempre y cuando estén apegados a la ley.

A continuación se mencionan los lineamientos básicos para la elaboración del reglamento de cacería:

1. La asamblea establecerá un Comité de Fauna Silvestre que promueva estrategias para el manejo sustentable de especies silvestres, así como para difundir y verificar el cumplimiento del reglamento de caza.
2. Es deber de todos los habitantes y visitantes de los ejidos conservar la fauna silvestre y su hábitat, así como informar a la autoridad agraria competente cualquier irregularidad o violación a las presentes reglas.
3. Queda prohibido cualquier acto que implique la destrucción, daño o perturbación de la fauna silvestre o su hábitat.
4. La caza únicamente podrá realizarse como una actividad de aprovechamiento sustentable con autorización de la Semarnat y sin utilizar medios no permitidos.
5. Los propietarios de parcelas o predios que tengan conflictos con especies silvestres que afectan los cultivos o el ganado lo informarán al Comité para desarrollar en conjunto estrategias, con asesoría especializada, para compatibilizar la conservación de las poblaciones de fauna silvestre con la protección de las parcelas y el ganado.
6. Quienes realicen acciones que causen daño a la vida silvestre y su hábitat deberán restablecer las condiciones anteriores o pagar una indemnización. La Asamblea establecerá los montos de las indemnizaciones, que se destinarán a compensar a los dueños de los predios afectados y a realizar proyectos y actividades de restauración, conservación y recuperación de la fauna silvestre, así como a la difusión, capacitación y vigilancia.

Hasta ahora las autoridades de los ejidos han discutido estos lineamientos para elaborar sus reglamentos que serán presentados en asamblea para su aceptación e integración al reglamento interno. No obstante, algunos ejidos ya han establecido acuerdos con respecto a la cacería, la pesca y la extracción de psitácidos. Por ejemplo, en el ejido Playón de la Gloria se organizan brigadas de vigilancia y en el ejido Flor de Marqués tienen acordada una multa de 1 500 pesos a quienes comercialicen con psitácidos.

más cerca no parecen afectar significativamente la presencia de estas especies.

Un caso particular es el de los peones guatemaltecos contratados para trabajar en las parcelas de los ejidatarios. Estas personas, por lo general, no reciben alimento de sus patrones y se encuentran viviendo en condiciones de extrema penuria. Ellos generalmente pescan y cazan en el río Lacantún y en la RBMA. También son señalados algunos avecindados (pobladores que no son ejidatarios y por lo tanto no tienen acceso a la tierra) que se dedican a la cacería y pesca para obtener ingresos. Otro tipo de cazadores, los menos, son aquellos que lo hacen por un supuesto "prestigio" o "estatus". Consideran que cazar animales es un valor que refleja valentía.

Existe otra situación compleja que ocurre en las parcelas o potreros colindantes con fragmentos de selva bien conservados que están siendo apoyados por el programa de PSA. En estos espacios las poblaciones de fauna se empiezan a recuperar y en muchas ocasiones salen de la selva a comer en los sembradíos, o los carnívoros (jaguar y ocelote) a cazar becerros u ovejas. En estas situaciones se propician dilemas difíciles de resolver debido a que se pueden generar pérdidas muy significativas para los ejidatarios. Por lo general, han optado por no matar a los animales que salen a las parcelas, pero no ocurre en todos los casos e incluso estas decisiones han causado conflictos internos en las comunidades. La Sagarpa ha implementado un seguro ganadero que cubre los ataques de depredadores como parte del Progan (Sagarpa 2010) pero su implementación no resulta sencilla, no se aplica con eficiencia y, por lo tanto, no es eficaz.

Además, Naranjo (2008) encontró evidencias de comercio ilegal de ejemplares o productos de algunas especies consideradas dentro de la NOM-059-ECOL-2001 (DOF 2002), tales como el mono araña (*Ateles geoffroyi*), tapir (*Tapirus bairdii*), jaguar (*Panthera onca*), ocelote (*Leopardus pardalis*), tigrillo (*Leopardus weirdii*) y nutria de río (*Lutra longicaudis*).

Salvo en el caso de la extracción de especies enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010),

la legalización de la carne de monte de algunas especies podría ser una solución a la demanda de los sitios de compra, particularmente en los restaurantes. Esta carne de monte podría abastecerse mediante criaderos intensivos, conformados en una UMA ligada a parcelas en conservación. Sin embargo, la capacidad técnica y la inversión requeridas, así como la burocracia, hacen muy difícil el establecimiento de una UMA en el trópico como la región que nos ocupa.

Tráfico de guacamaya

La guacamaya roja (*Ara macao cyanoptera*) encuentra su último refugio en México en la cuenca del río Lacantún. Esta ave, de singular carisma y colorido, actualmente se encuentra amenazada de desaparecer por dos razones: la pérdida de su hábitat y el tráfico ilegal del que ha sido objeto.

El grupo de los psitácidos (guacamayas y pericos) es particularmente asediado por el tráfico ilegal. De las 22 especies de psitácidos mexicanos, 20 especies se encuentran oficialmente en alguna categoría de riesgo: seis en peligro de extinción, diez amenazadas y cuatro bajo protección especial. De acuerdo con Cantú Guzmán *et al.* (2007), se capturan entre 65 000 y 78 500 pericos cada año, de los cuales más de 75% mueren antes de llegar al consumidor final; es decir, entre 50 000 y 60 000 cada año.

A pesar de la protección que se ha otorgado a la guacamaya roja por las normas mexicanas desde 1994 con su inclusión en la NOM-059-ECOL-1994 (DOF), la especie sigue siendo capturada y se estimó que durante el periodo 1995-2005 se capturaron anualmente 50 individuos, de acuerdo a los datos obtenidos mediante los aseguramientos de Profepe (144 ejemplares de la especie) en esos años (Cantú-Guzmán *et al.* 2007).

Resulta evidente que el principal problema es la demanda, ya sea nacional o internacional. Aunque estas aves solían contrabandearse en grandes volúmenes hacia Estados Unidos y la Unión Europea hasta el año 2000, se sabe que actualmente entre 86 y 90% de los pericos mexicanos que se captu-

ran son para comercio interno (Cantú Guzmán *et al.* 2007).

En Marqués de Comillas los intermediarios llegan a los ejidos y hacen acuerdos para obtener los ejemplares. La forma más común para obtenerlos es el saqueo de los nidos, para lo cual se contrata a jóvenes locales para subir a los árboles y bajar los polluelos a muy temprana edad, ya que atrapar a un individuo adulto es muy difícil, además de que puede resultar en el daño del ejemplar, lo cual disminuye su valor en el mercado. Aunado a esto, el manejo de los pollos de guacamaya es muy delicado (capítulo 5.9), lo cual resulta en una alta mortalidad de los individuos capturados ilegalmente. Se piensa que de esta forma se extraen una gran cantidad de polluelos de guacamaya en la zona, sobre todo en el área de Pico de Oro y en Quiringüicharo por la cercanía a la cabecera municipal y al alto grado de deforestación que ambos ejidos presentan. Es probable que la deforestación esté favoreciendo que las guacamayas aniden en las ceibas que los campesinos suelen dejar en medio de las áreas abiertas (milpas y potreros). En estos sitios las nidadas son más fácilmente detectadas y son más accesibles a los saqueadores.

En la temporada de anidación de 2015, Natura y Ecosistemas Mexicanos ubicó 28 nidos potenciales en Marqués de Comillas, de los cuales 14 resultaron ocupados por parejas de guacamayas y fueron revisados periódicamente por el equipo técnico (capítulo 5.9). La totalidad de estos nidos estaban en riesgo de ser saqueados por las condiciones mencionadas; se encontraron indicios de que los saqueadores también los visitaban para monitorear el estado de la nidada. Aunque se hizo todo lo posible por obtener los pollos en la etapa más temprana posible, cuatro de los 14 nidos fueron saqueados. La cifra es muy alta, considerando que esta es la última población silvestre de la guacamaya roja en México y que quedan muy pocas parejas (capítulo 2.3).

El pago que se ofrece por nidada sin duda satisface una necesidad económica inmediata de algunos pobladores locales, quienes saquean los nidos

de forma oportunista cuando se les propone. Una vez saqueados los nidos, los ejemplares se llevan a centros de acopio, de donde serán trasladados fuera de la zona. Localmente hay personas que se dedican al tráfico, quienes se quedan con una parte sustancial de las ganancias de este ilícito, y en la temporada de anidación juntan polluelos de los ejidos cercanos en centros de acopio identificados por la Conanp en Pico de Oro y en Quiringüicharo.

El comercio de guacamayas y pericos silvestres se encuentra muy arraigado en la sociedad, ha existido en las regiones neotropicales desde hace cientos de años, los indígenas americanos han valorado las guacamayas, pericos y sus plumas como objetos ornamentales y rituales. En el presente, la posesión de psitácidos silvestres como mascotas, aún cuando se sabe que es ilegal, permanece como una práctica socialmente aceptada (Grajal 2000). Una alternativa para satisfacer la demanda en el mercado era la crianza en UMA, que estaba permitida por la Ley General de Vida Silvestre. Sin embargo con la adición del artículo 60 Bis 2 en el año 2008 se prohibió el aprovechamiento con fines de subsistencia o comerciales de todos los psitácidos mexicanos (DOF 2008).

Paradójicamente, para combatir el tráfico ilegal de ejemplares silvestres de guacamaya roja en México debe resolverse a la brevedad la legalización de la venta de ejemplares criados en UMA. La capacidad de atención de la Profepa es muy incipiente para combatir un mercado ilegal de psitácidos tan grande, poniendo como la alternativa más viable que los precios de los ejemplares certificados criados en UMA compitan con los del mercado ilegal.

Tala

En el corto periodo de tiempo desde la reciente colonización de Marqués de Comillas a la fecha se han otorgado algunos permisos de aprovechamiento forestales (capítulo 3.2), pero todos ellos fueron suspendidos por falta de capacidades técnicas locales, corrupción en el manejo de las ganancias, asesorías técnicas fraudulentas y por el abuso de

Recuadro 4.4.3 EL CASO DEL CORAZÓN AZUL (*SWARTZIA CUBENSIS*)**Juan Báez, Eduardo Ramírez**

Recientemente, en noviembre de 2012, los pobladores de Marqués de Comillas y Benemérito de las Américas observaron numerosos vehículos de carga con madera circulando, provenientes de distintos ejidos de ambos municipios. Cuando se investigó qué sucedía se encontró que se estaba extrayendo clandestinamente una especie: corazón azul (*Swartzia cubensis*). Los árboles de corazón azul son de medio porte, alcanzan alturas de entre 15 y 25 m y diámetros a altura de pecho de 40 a 70 cm, su madera es pesada y dura con propiedades de resistencia mecánica excepcionales (Conafor 2008).

Indagando un poco más, se encontró que en 2011 la Semarnat había otorgado permisos de aprovechamiento de recursos forestales que provinieran de diversos terrenos en el ejido Flor de Cacao, municipio Benemérito de las Américas. En este permiso se mencionaban cinco especies maderables, entre ellas el corazón azul. En ese permiso no se designó un área de extracción, mucho menos existió un plan de manejo para hacer el aprovechamiento de forma sustentable, pero se dio permiso para aprovechar una superficie de 600 ha. Esta falta de regulación y seguimiento dio pie a que se extrajeran árboles de corazón azul en otros ejidos, incluso del municipio vecino Marqués de Comillas. Además, en mayo de 2013, se emitió un nuevo permiso en el que se avalaban cinco áreas a intervenir dentro de una superficie de 120.42 ha para la extracción, esta vez, de tres especies maderables.

La forma en la que se llevó a cabo este ilícito fue que los promotores de la empresa que hizo el negocio se acercaron a diferentes ejidos de Marqués de Comillas y Benemérito de las Américas, en donde lograron acuerdos con los dueños de las parcelas para la extracción de la madera. Algunos de los ejidos fueron Quiringüicharo, San Lázaro, Zamora Pico de Oro, La Victoria, Emiliano Zapata II, El Porvenir, San Isidro, todos ellos del municipio Marqués de Comillas, y Absalón Castellanos, Tierra y Libertad, Río Salinas, Roberto Barrios, Flor de Cacao y Quetzalcóatl del municipio Benemérito de las Américas. Cada promotor de la compra de madera se encargó de ubicar los árboles con el dueño de la parcela, en donde llegaba un camión de carga para trasladarla al centro de acopio.

Los habitantes locales comentaban que toda la madera se dirigía a Jalisco para embarcarla rumbo a Asia (posiblemente China) y de ahí que a la persona que llegó a promover la extracción se le conociera como “El Chino”. Se cree que para transportar la madera se “lavaban” los permisos de aprovechamiento forestal antes mencionados.

Aunque en la tala selectiva del corazón azul se traficó solo con esta especie, para la apertura de brechas y caminos para sacar la madera se abrieron algunos espacios de selva y se tumbaron otros árboles. El precio de la madera se cotizó en 16 pesos por *fitch* (producto en donde la troza ha pasado por un proceso de transformación primaria, es una porción de madera escuadrada con motosierra) cuando el productor cortaba el árbol y entregaba ya cortado a pie de parcela al comprador; o bien a 9 pesos por *fitch* cuando el comprador entraba por su cuenta a la parcela del productor, cortaba y sacaba la madera. Es evidente que la extracción de madera a estos precios no representó una ganancia significativa ni de largo plazo para los productores locales, si bien los intermediarios y el traficante resultaron enriquecidos.

Se estima que entre noviembre de 2012 y agosto de 2013 salieron unos 540 camiones con madera de la zona, lo cual representa aproximadamente 27 300 m³ de madera (cada camión tiene capacidad para llevar 50 m³). Si se calcula que cada árbol equivale a 1.4 m³, llegamos a la conclusión de que en ese corto periodo de tiempo se pudieron haber cortado hasta 19 500 árboles de corazón azul de una superficie de aproximadamente 15 000 ha. Gracias a diversas denuncias la Profepa -aunque muy tardíamente, una vez que el saqueo se había consumado-, realizó en diciembre de 2013 recorridos que tuvieron como resultado la clausura de uno de los centros de acopio, con lo cual se terminaron estas operaciones.

Hoy día existen diversas solicitudes para el aprovechamiento de corazón azul en la región y la Semarnat deberá tener extrema cautela para otorgar cualquier tipo de permiso. Se desconoce el potencial forestal en la región y sería importante evaluarlo e impulsar un proyecto de manejo forestal sustentable del que se puedan beneficiar las comunidades locales en el largo plazo. Para su planeación es necesaria la participación de diversos sectores e instituciones para orientar propuestas técnicas viables y poder llevar a cabo un proyecto integrado adecuado a las condiciones de la región. Un proyecto de este tipo debe ser asesorado con asistencia técnica especializada en selvas tropicales para elaborar un plan de manejo que asegure la sustentabilidad de la actividad; tener acompañamiento técnico que permita echar a andar y fortalecer la organización comunitaria, y contar con recursos institucionales de Conafor, Conabio, Sagarpa y Semarnat para darle seguimiento.



Saqueo ilegal de madera.

los permisos de extracción. Los ejidatarios admiten haber sacado mucha más madera de la autorizada y por ello los permisos fueron cancelados.

El caso más reciente es el del saqueo de corazón azul (*Swartzia cubensis*) realizado entre noviembre de 2012 y agosto de 2013 en Marqués de Comillas y el municipio vecino, Benemérito de las Américas (recuadro 4.4.3). Entre estas fechas un solo comprador hizo acuerdos de manera ilícita con decenas de ejidatarios que sabían que en su parcela había corazón azul y se estima que se llegaron a talar unos 19 500 ejemplares de esta especie en un área de 15 000 ha.

Lamentablemente, la ausencia de un inventario forestal en la región hace prácticamente imposible dimensionar la pérdida que para las poblaciones silvestres de corazón azul representó esta actividad ilícita. Aunque el manejo forestal no tendría por qué considerarse una actividad inadecuada, lo es

en la manera clandestina, corrupta e ilegal como se ha hecho.

Para que esta actividad se pueda hacer sustentablemente y asegurando beneficios económicos de largo plazo para los legítimos dueños de estos recursos forestales, tendría que, primero, realizarse estudios técnicos para saber qué especies y en qué volúmenes se pueden extraer, es decir elaborar un plan de manejo; segundo, propiciar y fortalecer la organización de los campesinos para que, asociados y con capacidades técnicas, busquen los mercados legales en los cuales podrían comercializar sus productos a precios justos. Finalmente, también sería necesario contar con una presencia institucional para proporcionar el acompañamiento técnico y además vigilar que no se extraiga más de lo que establece el plan de manejo.

Pesca ilegal

La pesca ilegal constituye una importante amenaza para las poblaciones de peces de los ecosistemas acuáticos continentales y para la disponibilidad de alimento de la población de las comunidades locales.

Este tipo de pesca es motivada por los beneficios económicos que de ella se obtienen, y aprovecha la falta de programas de vigilancia que aseguren el cumplimiento de lo establecido en la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables (Segob 2007), el Reglamento de la Ley de Pesca (Segob 1999) y la Norma Oficial Mexicana NOM-060-SAG/PESC-2014 (DOF 2014).

En Marqués de Comillas la capacidad de las autoridades locales para regular la pesca ilegal es muy limitada. No existen restricciones al esfuerzo pesquero, ya que no se regula el número de pescadores o embarcaciones. Los gobiernos locales, autoridades municipales y ejidales tienen muy escasa o nula participación en el manejo de las pesquerías. La pesca de subsistencia es de libre acceso y, aunque de baja incidencia en la zona, la pesca comercial tampoco se encuentra regulada.

Los arroyos y ríos que fluyen por los ejidos han sufrido un aprovechamiento desordenado del re-

curso pesquero, el cual se caracteriza por el empleo de prácticas de pesca prohibidas y la captura de peces de tallas no comerciales (lo que impide que las especies alcancen su edad reproductiva).

Debido a la disminución de las poblaciones de peces de los ecosistemas acuáticos en los ejidos, muchos pobladores han ampliado su actividad pesquera hacia el río Lacantún y sus tributarios que nacen en la RBMA, a pesar de que está prohibido, ya que se pone en riesgo la riqueza ictiofaunística que en ellos habita, considerada una de las más importantes de aguas continentales en el país (capítulo 2.4). La presión en estos ecosistemas aumenta durante la época de estiaje, debido a que el descenso de los niveles de inundación facilita la pesca.

Las prácticas de pesca ilegal más comunes en la zona de estudio son las siguientes:

a) Uso de atarrayas en la desembocadura de ríos y arroyos, sitios por donde pasan o se congregan peces de diferentes especies, particularmente en estado juvenil.

b) Colocación de palangres, durante todo el año, en áreas de reproducción y anidación de diferentes especies de peces, provocando la captura de peces adultos en fase reproductiva.

c) Uso de nasas durante la época de estiaje, usualmente en gran número, dentro del cauce principal del río Lacantún y sus tributarios localizados dentro de la RBMA, provocando la captura de gran número de crustáceos adultos en fase reproductiva.

d) Uso de malla o trasmallo en la desembocadura de ríos y arroyos durante todo el año, lo que provoca la captura de peces adultos en fase reproductiva y juveniles de distintas especies.



Grupo de cazadores. JME

e) Pesca con chinchorro, durante la época de estiaje, en la zona de playa del río Lacantún, así como en los ríos y arroyos que se encuentran dentro y fuera la RBMA; además de ser un arte de pesca poco selectivo, daña las áreas de anidación de diferentes tipos de peces, como las mojaras.

4.4.3 INSTITUCIONES QUE SALVAGUARDAN EL CAPITAL NATURAL DEL PAÍS

La Profepa y la Conanp son las instituciones que el estado mexicano ha creado para salvaguardar el capital natural del país, la Conanp a través de la conservación de las áreas naturales protegidas y la Profepa a través de la observancia de la normatividad ambiental. Sin embargo, estas instituciones enfrentan un universo de atención mucho más grande que sus capacidades en presupuesto, personal e infraestructura. Aunque las dos instituciones han tenido avances muy significativos en los últimos años, la Conanp, quien tiene en sus manos la responsabilidad de salvaguardar más de 28 millones de hectáreas de ANP federales, voluntarias y sitios Ramsar en México, en 2010 contaba únicamente con 558 personas trabajando en todo el país (Conanp 2010). Por su parte, en la Profepa trabajan solo 200 inspectores federales capacitados para la inspección, vigilancia y los aseguramientos de los ilícitos que pueden suceder en todo el país (Profepa 2014).

Un ejemplo de las dificultades de estas instituciones para cumplir con su cometido es el aseguramiento que hace Profepa de los psitácidos, pues se estima que asegura aproximadamente 2% de los psitácidos en venta a nivel nacional anualmente (Cantú Guzmán *et al.* 2007), lo cual representa aproximadamente 1 500 ejemplares, que resulta un número muy bajo comparado con las cifras de los ejemplares silvestres que se extraen; además, difícilmente estos individuos pueden reincorporarse al medio silvestre. Aunado a esto, no existe en México una institución capaz de velar por el bienestar de todos los ejemplares asegurados, regu-

larmente los ejemplares se llevan a zoológicos totalmente rebasados en su capacidad de atender a más animales.

La ausencia de la Profepa en Marqués de Comillas no ha permitido controlar los ilícitos ambientales que arremeten contra las poblaciones de especies silvestres, a pesar de que los ejidatarios han hecho las denuncias en las asambleas y las autoridades de muchos ejidos ante el ayuntamiento. Pero las denuncias no prosperan; cuando prosperan no hay sanciones e incluso los denunciantes son amenazados por los cazadores y traficantes. Además, los medios de canalización de las denuncias de Profepa son el teléfono y el internet, ambos de muy complicado acceso en la zona y en general de las áreas remotas, que es en donde se concentra la biodiversidad del país.

Aún cuando la simple presencia del personal de Natura y Ecosistemas Mexicanos, investigadores y estudiantes en las estaciones biológicas son un freno a los ilícitos en el sur de la RBMA, el personal de la Conanp, quien tiene las atribuciones, debe tomar ese papel. Se necesita reforzar profundamente los esfuerzos de aplicación de la ley por parte de las instituciones del gobierno involucradas en estos problemas. La Conanp debe tener una presencia constante, haciendo recorridos de inspección y vigilancia para detectar los ilícitos en las reservas. Por su parte, Profepa debe tener presencia local para dar seguimiento inmediato a las denuncias.

4.4.4 CONSIDERACIONES FINALES

La cacería, tala y pesca ilegal son un reflejo de la falta de empleos e ingresos. Para evitarlos es necesario un desarrollo regional en el que se ofrezcan las alternativas de aprovechamiento de los recursos naturales para que las comunidades locales, organizadas y con planes de manejo, puedan hacer un uso sustentable de los recursos de los cuales son dueños. Además, se deben fortalecer las capacidades institucionales de la Profepa para atender los ilícitos y de la Conanp para la vigilancia en las re-

servas, así como también promover una cultura ambiental en la población mediante la educación ambiental y la difusión de la información.

Un mercado regulado sería benéfico para las especies silvestres, siempre y cuando se tengan las instituciones y las capacidades para vigilar que no se cometan ilícitos o se “laven” permisos. Las UMA vinculadas a la conservación y a la crianza intensiva de las especies de mayor demanda en el mercado pueden ayudar a resolver parte del problema. Los dueños y operadores de estas UMA forzosamente tienen que ser los dueños de la tierra para que las ganancias de la actividad comercial legal y regulada sean ellos y no los intermediarios.

No obstante la vigilancia es muy limitada, algunos ejidos han tomado algunas medidas para combatir el abatimiento de especies. Tal es el caso de Playón de la Gloria, ejido que se organizó para establecer brigadas temporales y combatir la caza y la pesca. Los ejidatarios se turnan para vigilar la entrada a los senderos en la selva y los arroyos, prohibiendo el paso para evitar que cacen la fauna que ellos protegen. En otros ejidos se han integrado comités de vigilancia y brigadas de Profepa en los que ciudadanos nombrados con atribuciones limitadas se encargan de recibir denuncias y actuar. Sin embargo, la ciudadanización de la vigilancia conlleva enormes riesgos de desestabilización en las comunidades por las implicaciones de denunciar a vecinos o familiares. Estos comités son formas que pueden coadyuvar en la vigilancia pero la institución de gobierno no debe trasladar sus funciones a los ciudadanos. Profepa debe asumir la responsabilidad y tener inspectores permanentes en la región, instalados en Pico de Oro, recorriendo las zonas y apoyándose en los comités, la autoridad municipal y el ministerio público. Además, Profepa debe organizar operativos específicos en épocas críticas como la temporada de anidamiento de la guacamaya roja.

Con respecto al seguro ganadero de la Sagarpa a través del programa Progan, se debe capacitar a los pobladores locales para que puedan levantar la denuncia.

Además de estas acciones, es necesaria la difusión de la información y educación ambiental. Un caso que ejemplifica la importancia de la educación ambiental se puede comentar de manera anecdótica y se refiere al caso de los niños que han cambiado su actitud con respecto a la naturaleza. El primer grupo de niños del ejido Boca de Chajul que Natura y Ecosistemas Mexicanos llevó a la Estación Chajul en 2005 para conocer la selva llegó con resorteras y estuvieron a punto de dispararle a las guacamayas del Programa de Recuperación. Ahora, 2015, después de siete intensos años de educación ambiental con las escuelas, al aplicar una encuesta para evaluar los impactos de la educación ambiental (capítulo 5.11, recuadro 5.11.5) se formuló una pregunta vinculada con el tráfico de guacamayas, y 73% de los niños encuestados en Boca de Chajul contestaron que no aceptarían dinero por bajar polluelos de guacamaya de su nido, aún cuando su familia necesitara el dinero.

Profepa debe sumarse a la educación ambiental mediante la organización de campañas de concientización en épocas críticas como la anidación de las guacamayas, la veda de pesca o la reproducción de felinos. Tendría que darle difusión a las leyes ambientales, informando a la población local lo que se puede y no se puede realizar respecto a los recursos naturales y las áreas naturales protegidas con el objetivo central de disuadir a la gente para que no cometa ilícitos.

Si bien la extracción de flora y fauna silvestre en su origen es un tema cultural, en el presente resulta prácticamente inviable para las poblaciones silvestres; es necesario empezar a cambiar tanto la normatividad como las percepciones de las sociedades con respecto al uso que se le da a la naturaleza.

Las actividades que en el presente son ilegales se tendrían que enfrentar mediante tres componentes: formas alternativas de aprovechamiento de los recursos naturales y de desarrollo económico, vigilancia a la normatividad y educación. De esta forma se propiciará una cultura, no sólo de respeto a la naturaleza, sino también a las leyes, en

un contexto en el que se cuente con alternativas para satisfacer las necesidades de las poblaciones humanas locales.

REFERENCIAS

- Cantú Guzmán, J.C., M.E. Sánchez Saldaña, M. Grosselet y J. Silva Gámez, 2007. *Tráfico ilegal de pericos en México, una evaluación detallada*. México, Defenders of Wildlife-Teyeliz.
- Conanp, 2010. 10 años sembrando semillas, cosechando logros. Informe de logros, 2000-2010. México, Conanp-Semarnat.
- Coordinación General de Ganadería, Sagarpa, 2010. Producción pecuaria sustentable y ordenamiento ganadero y apícola (Progan 2008-2012). *Claridades Agropecuarias* 207: 12-18.
- Dirzo, R., H.S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N.J.B. Issac y B. Collen, 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401-406.
- Grajal, A., 2000. The Neotropics, en N. Snyder, P. McGowan y A. Giraldo (eds.), *Parrots, Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004*, Gland, pp. 98-151.
- Instituto de Ecología, 1994. Norma Oficial 059, Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 16 de mayo de 1994.
- Naranjo, E., 2008. Uso y conservación de mamíferos en la selva lacandona, Chiapas, México, en C. Lorenzo, E. Espinoza y J. Ortega (eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos de México II*, San Cristóbal de Las Casas, Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., pp. 675-689.
- Naranjo, E.J., R. Dirzo et al., 2009. Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. México, Conabio, pp. 247-276.
- Naranjo, E.J., J.C. López Acosta y R. Dirzo, 2010. La cacería en México. *Biodiversitas* 91: 6-10.
- Profepa, 2014. Informe de actividades 2014. México, Profepa-Semarnat.
- DOF, 1999. Reglamento de la Ley de Pesca. México.
- DOF, 2007. Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables. México.
- DOF, 2014. Norma Oficial Mexicana NOM-060-SAG/PESC-2014. Pesca responsable en cuerpos de aguas continentales dulceacuícolas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. Especificaciones para el aprovechamiento de los recursos pesqueros. México.
- Semarnat, 2000. Ley General de Vida Silvestre. México, *Diario Oficial de la Federación*, 3 de julio de 2000. Última modificación, *Diario Oficial de la Federación*, 5 de octubre de 2013.
- Semarnat, 2001. Norma Oficial Mexicana 059, Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. México, *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.
- Semarnat, 2006. Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre. México, *Diario Oficial de la Federación*, 30 de noviembre de 2006. Última modificación, *Diario Oficial de la Federación*, 9 de mayo de 2014.
- Semarnat, 2008. Decreto por el que se adiciona un artículo 60 Bis 2 a la Ley General de Vida Silvestre. México, *Diario Oficial de la Federación*, 14 de octubre de 2008.
- Semarnat, 2010. Norma Oficial Mexicana 059, Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. México, *Diario Oficial de la Federación*, 3 de diciembre de 2010.
- Towns, V., 2013. Monitoreo poblacional de algunas especies de mamíferos de talla mayor en la selva alta perennifolia del estado de Chiapas, México. Tesis de maestría, Instituto de Biología, UNAM.