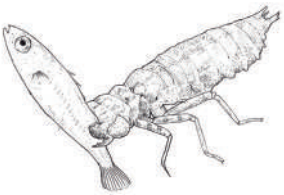
Antropización:

Primer análisis integral



CLAUDIA PATRICIA ORNELAS GARCÍA
FERNANDO ÁLVAREZ
ANA WEGIER
EDITORES

Antropización:
Primer análisis integral

Red Temática de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados
Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Biología

Catalogación en la publicación UNAM. Dirección General de Bibliotecas
Nombres: Ornelas García, Claudia Patricia, editor. | Álvarez, Fernando, 1958- , editor. | Wegier Briuolo, Ana Laura, editor.
Título: Antropización : primer análisis integral / Claudia Patricia Ornelas García, Fernando Álvarez, Ana Wegier, editores.
Descripción: Primera edición. | Ciudad de México : Red Temática de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología : Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, 2019.
Identificadores: LIBRUNAM 2046172 | ISBN 978-607-30-2031-2
Temas: Ecología humana - Estudio de casos. | Naturaleza - Efecto de los seres humanos sobre. | Conservación de la vida silvestre - Estudio de casos. | Fauna marina – Conservación - Estudio de casos.
Clasificación: LCC GF50.A576 2019 | DDC 304.2—dc23

Agradecimientos:
Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo otorgado al proyecto de la Red Temática CONACYT No. 279600 con Título: "III Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados". A las autoridades y personal administrativo del Instituto de Biología, UNAM por su apoyo para la impresión de este libro.

Diseño de portada: Jimena Meza Valdez.
Corrección de estilo y el cuidado de la edición: Juan Carlos H. Vera.

Forma sugerida de citar un capítulo:
Alavez V., Vega, M., Terán, A. H., Escalante, A. E. y Wegier, A. (2019). Enfrentando el reto de evaluar los daños ambientales ocasionados por organismos genéticamente modificados. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM, CONACYT. pp. 125-148.

Primera edición: Junio 2019

Libro de distribución gratuita
Prohibida la reproducción total o parcial por cualquier medio sin
la autorización escrita del titular de los derechos patrimoniales.

D. R. © Universidad Nacional Autónoma de México
Ciudad Universitaria, Alcaldía Coyoacán
C. P. 04510, Ciudad de México
Instituto de Biología
www.ib.unam.mx

Impreso por Colore Arte, Ciudad de México, México.

ISSN digital: 978-607-30-2030-5
ISBN impreso: 978-607-30-2031-2
Catalogación biblioteca: LIBRUNAM 2046172
https://doi.org/10.22201/ib.9786073020305e.2019

Impreso y hecho en México

Índice

Prólogo 11

Antropización un término viejo con un nuevo significado
Fernando Álvarez, Claudia Patricia Ornelas-García y Ana Wegier 13

Incorporación de nuevas tecnologías para el monitoreo
de perturbación en ambientes acuáticos
Yuri V. Albores-Barajas y Cecilia Soldatini 23

Guía sintética para estudiar los servicios ecosistémicos
que provee la fauna silvestre en ambientes agropecuarios
Romeo A. Saldaña-Vázquez, Tuyeni Heita Mwampamba, Christian Rodríguez-Enríquez, Blanca Roldán-Clarà, Karem del Castillo, Leonel Herrera-Alsina, Jesús R. Hernández-Montero y Eduardo Mendoza. 37

Comunidades de macroinvertebrados acuáticos como
bioindicadores de calidad de agua en ambientes urbanos
Manuel Edday Farfán-Beltrán, Maya Rocha-Ortega
y Alejandro Córdoba-Aguilar. 73

Sopas de diversidad para el análisis y monitoreo
de artropofauna en ambientes antropizados
Javier Pérez-López, Valeria Vázquez-Barrios, Melania Vega, Pamela Rodríguez, Denise Arroyo-Lambaer, Valeria Alavez y Ana Wegier 89

Diversidad funcional de peces en ambientes antropizados
Fernando Córdova-Tapia y Norman Mercado-Silva 109

Enfrentando el reto de evaluar los daños ambientales ocasionados por organismos genéticamente modificados
Valeria Alavez, Melania Vega, Alejandra Hernández-Terán, Ana E. Escalante, Denise Arroyo-Lambaer y Ana Wegier 125

La geoinformática en el análisis del estado de conservación de cuencas hidrográficas
Angela P. Cuervo-Robayo, Anuar Iram Martínez Pacheco, Abisay Ortiz-Haro, Víctor Sánchez-Cordero y José Juan Flores 149

¿Cómo seguir la pista de una plaga invasora? Cactoblastis cactorum como ejemplo
Guadalupe Andraca Gómez y Tania Garrido Garduño 167

Comparando perturbación y deforestación *vs*. riqueza de especies en Áreas Naturales Protegidas: un ejemplo con odonatos
Karen Miranda-Huerta, Gerardo Rodríguez-Tapia, Pilar Rodríguez, Maya Rocha-Ortega y Alejandro Córdoba-Aguilar 183

Evaluación de la antropización usando a los moluscos como parámetro
Brian Urbano, Deneb Ortigosa, Jorge Garcés Salazar, Jazmín Aristeo-Hernández, Marbella González-Liano, Laura Regina Álvarez-Cerrillo, Erika Alarcón, Raquel Hernández, Citlalli Martínez, Etelvina Sánchez, Pamela Tapia, Eunice Molina Garduño, Lina Romero, Sofía Peláez, Elizabeth Galindo, Daniela Coca y Martha Reguero 199

Conservación de dos ríos en Los Tuxtlas, Veracruz: la aplicación de índices de integridad biótica
Fernando Álvarez, Gema Armendáriz, Blanca Jiménez, Lilia Millán, Juan Carlos Ojeda y José Luis Villalobos 221

La translocación de enfermedades en crustáceos en ambientes antropizados
José Luis Bortolini Rosales 243

Comparación de la composición y abundancia de la comunidad Íctica del río Teuchitlán, Jalisco, México empleando tres artes de pesca
Yvonne Herrerías-Diego, Omar Domínguez-Domínguez, Martina Medina-Nava, Oscar Ávila y Valentín Mar-Silva. 265

Índice biótico de Integridad para los arroyos San Carlos y San Antonio en el área de protección de flora y fauna, Cañón de Santa Elena, Chihuahua, México
Mauricio de la Maza-Benignos, María de Lourdes Lozano-Vilano, Armando Jesús Contreras-Balderas, María Elena García-Ramírez, Perla Edith Alonso-Eguía, Iris Anahí Banda-Villanueva, Ignacio Alfonso Reyes-Cortés, Velia Patricia Carrillo-Buentello y Oscar Óscar Adrián Leal-Nares. 283

Evaluación de la Diversidad de Linajes en Sistemas Dulceacuícolas tropicales (D-LSD): el Sistema Usumacinta como caso de estudio
Claudia Patricia Ornelas-García, César Francisco Maya Bernal y Rocío Rodiles-Hernández 315

Manejo de peces antropizados: Métodos
Héctor Espinosa-Pérez 331

Estimación de adecuabilidad de especies en ambientes antropizados desde el enfoque de modelado de nicho
Leticia M. Ochoa-Ochoa y César A. Ríos-Muñoz 345

Recomendaciones para el muestreo de aves acuáticas en ambientes lénticos del centro de México
Rubén Pineda-López y Iriana Zuria 363

Diversidad funcional en los mamíferos de México e Integridad Ecosistémica
Mariana Munguía-Carrara, Julián Equihua Benítez, Michael Schmidt
y Miguel Equihua-Zamora 387

Control poblacional del murciélago vampiro (*Desmodus rotundus*)
en México: ¿Qué tan efectiva es para reducir los casos de rabia bovina?
Angel Neftali Osorio-Rodriguez y Romeo A. Saldaña-Vázquez 403

PRÓLOGO

Recientemente ha tenido una gran importancia el término de servicios ecosistémicos, el cual se refiere al amplio número de beneficios que la naturaleza aporta a la sociedad en general; sin embargo, dichos beneficios pueden o no ser recuperables cuando existe abuso y desconocimiento de las amplias interrelaciones entre los diferentes y múltiples servicios; por lo que es recomendable que los científicos difundan a la academia como a la población humana su significado y magnitud.

En México, siendo un país megadiverso, no se cuenta con el conocimiento necesario, detallado e integrativo sobre sus recursos florísticos y faunísticos, así como sus servicios ecosistémicos y mucho menos el grado de deterioro incluso de la desaparición de ciertos grupos biológicos resultante del incesante y no planeado crecimiento poblacional o antrópico y sus diversas actividades.

Históricamente ha habido un buen número de biólogos especialistas en distintos grupos enfocados tanto a la taxonomía como también a la ecología apoyados con técnicas que van desde una colecta *ad hoc* de cada grupo, su identificación y conservación, que se han ido actualizando, según el avance de las ciencias. Dentro de lo anterior se incluye el trabajo de campo consistente en la observación de los organismos en su hábitat y de las características ambientales como se ha realizado tradicionalmente en forma personal y que en la actualidad con mejores herramientas se identifican los efectos antrópicos; ejemplo de ello son los geoposicionadores para ubicaciones puntuales o censales hasta la utilización de drones para aquellos para organismos o sus poblaciones que efectúan migraciones por tierra o vuelos cubriendo mayores áreas.

Con base en lo anterior un libro como el que aquí se presenta "Antropización: Primer Análisis Integral "ofrece al lector ciertos grupos de organismos terrestres y acuáticos que ejemplifican dicho fenómeno y que a consideración del o los autores incluyen desde conceptos introductorios generales sobre los distintos grupos biológicos, métodos de colecta y el equipo empleado en campo y en laboratorio con técnicas rutinarias y en ocasiones más sofisticadas como la biología molecular, para finalmente enfatizar los efectos de la antropización sobre los diferentes grupos abordados en la obra. Dentro del mismo argumen-

to del libro se encuentran temas como los bioindicadores e índices de integridad biótica o ecológica; modelos ecológicos; organismos genéticamente modificados y el daño ambiental que producen, pero que pueden ser utilizados para el control de plagas; manejo de cuencas hidrográficas en las que por factores antrópicos conllevan a pérdidas biológicas, su degradación con repercusión en la flora y fauna, y que, con otros factores antropogénicos, influyen en el cambio del clima.

Por lo anterior, esta obra académica es una aportación aplicable al desarrollo de nuevos conocimientos e incluso para aquel publico interesado en el proceso de antropización, en especial para el sector oficial por la toma de decisiones.

Dra. Guadalupe Judith De la Lanza Espino
Investigadora Titular C
Instituto de Biología

Antropización un término viejo con un nuevo significado

Fernando Álvarez[1*]
Claudia Patricia Ornelas-García[2]
Ana Wegier[3]

[1] Colección Nacional de Crustáceos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Tercer Circuito Exterior S/N. C. P. 04510, México, Ciudad de México.

[2] Colección Nacional de Peces, Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, Tercer Circuito Exterior S/N. C. P. 04510, México, Ciudad de México.

[3] Laboratorio de Genética de la Conservación, Jardín Botánico, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

[*] Autor para correspondencia: falvarez@unam.mx

“Antropización” es un término que ha estado en uso durante mucho tiempo, pero que recientemente empieza a escucharse cada vez más ante una necesidad de reconocer lo evidente, que es la transformación del medio natural por la acción del hombre. Este proceso ha llegado a ser tan intenso y tan extendido que han surgido otras disciplinas como la “biología de la conservación”, el “derecho ambiental” o la “restauración ecológica”, para tratar de contrarrestar el cambio que ha ocurrido en nuestro entorno natural. La antropización podría haber empezado hace más de 5,000 años en algunos lugares de Europa que fueron transformados por el hombre muy tempranamente. A nivel de paisaje se reconocen los efectos de la agricultura y la ganadería, y más tarde de los poblados con la aparición de grupos humanos sedentarios.

Si bien la “antropización” (capítulo 1) se ha estudiado dentro de varias disciplinas históricas de la antropología, ahora cobra un sentido ecológico muy importante para referir el impacto que se ha causado al medio ambiente de una forma profunda que en ocasiones no permite vislumbrar un regreso al “estado natural”. Tanto las causas como los efectos resultantes de la antropización se estudian para derivar los procesos y mecanismos que han operado hasta llegar al estado actual. El estudio de la antropización, en este sentido ambiental contemporáneo, busca describir los procesos de cambio en el medio ambiente, desde el nivel de población hasta el de paisaje, y plantear métodos de estudio, seguimiento y restauración, para escenarios de reciente aparición.

En este libro *Antropización: primer análisis integral*, se ha logrado hacer un compendio de diferentes enfoques y metodologías que permitirán al lector tener un panorama no sólo del estado del arte, sino también de herramientas novedosas que pueden ser aplicadas en el estudio y monitoreo de la fauna nativa en el periodo denominado como el antropoceno.

En el capítulo 2, de Albores y Soldatini (2019), se evalúan nuevas tecnologías (*e.g.* drones), en el monitoreo de aves marinas en dos sistemas marinos diferentes. Sin duda a través de herramientas como ésta se pueden optimizar los costos y mejorar a largo plazo el seguimiento de poblaciones de manera más eficiente.

Saldaña-Vázquez *et al*. (2019), en el capítulo 3, nos muestra un panorama exhaustivo de los servicios ecosistémicos que brinda la fauna nativa, principal-

mente en ambientes agropecuarios, poniendo un especial énfasis en la conservación de las tradiciones culturales y su gran relevancia para un uso sostenible que permite el funcionamiento de los ambientes.

Farfán-Beltrán *et al*. (2019) presentan, en el capítulo 4, la descripción detallada de las herramientas que se pueden utilizar para el biomonitoreo de macroinvertebrados acuáticos, los cuales han sido ampliamente utilizados como bio-indicadores de la calidad del ambiente y que representan un gran potencial para la evaluación y seguimiento de ecosistemas acuáticos en ambientes urbanos.

El capítulo 5, de Pérez-López *et al.* (2019), describe una de las herramientas más novedosas en el análisis de muestras complejas desde el punto de vista taxonómico en ambientes agrícolas. El nuevo enfoque, basado en la secuenciación de nueva generación (sopas de diversidad), se revela como una potente herramienta para la descripción de comunidades agrícolas complejas, y nos brinda la oportunidad de evaluar no sólo aspectos funcionales, sino también interacciones ecológicas que podrían ayudarnos al monitoreo y mitigación de efectos antropogénicos.

En el capítulo 6, Córdoba-Tapia y Mercado-Silva (2019), plantean un enfoque novedoso en el estudio de las comunidades de peces, a partir del entendimiento de la diversidad funcional en un ecosistema. Sin duda este enfoque corresponde con un reto sobre nuestro entendimiento del papel que tienen las especies en los ecosistemas, y como éstos pueden vulnerarse por la actividad humana. Así, mediante el estudio de los cambios en los grupos funcionales de las comunidades nos brindan una nueva dirección en el estudio del impacto que tiene el hombre en el mantenimiento de los ecosistemas.

En el capítulo 7, Alavez *et al*. (2019), plantean uno de los retos que más han preocupado a la comunidad nacional e internacional, y que corresponde al manejo de organismos genéticamente modificados (OGMs). Este estudio es pionero en el desarrollo de metodologías sobre el posible daño de los OGMs. Es a través del desarrollo de estas metodologías que será posible tener un panorama objetivo sobre el efecto e implicaciones de los OGMs, brindando las herramientas a la comunidad científica y tomadores de decisiones en lo que podría ser uno de los grandes retos de los próximos años en la agricultura en México.

De Cuervo-Robayo *et al*. (2019), para el capítulo 8, presentan a la geoinformática como una herramienta potente en el estudio y monitoreo de las cuencas hidrográficas, siendo los ecosistemas hidrológicos uno de los más vulnerables a la acti-

vidad humana, primordialmente por la contaminación y sobreexplotación de este recurso. En él se desarrolla el análisis que permite evaluar el estado de conservación y que puede servir como un criterio para la conservación de las cuencas hidrográficas del país.

Andraca y Garduño (2019) muestran en el capítulo 9, un caso de estudio donde es posible seguir la pista de una plaga de gran relevancia económica para el país, como lo es *Cactoblastis cactorum*, la cual afecta primordialmente a especies del género *Opuntia* spp. En este estudio las autoras recorren diferentes herramientas que nos permiten entender cuáles son los principales factores, tanto antrópicos, como histórico-ambientales, que pueden ser determinantes en los procesos de invasión de esta y otras plagas en nuestro país.

El capítulo 10, de Miranda-Huerta *et al.* (2019), expone una metodología para evaluar el efecto de la deforestación en áreas naturales protegidas. Aunque se discute sobre un grupo de invertebrados en especial (*e.g.* Odonatos), se nos presenta una metodología que puede ser aplicada a otros grupos, a fin de entender la relación entre la perturbación provocada por la pérdida de vegetación y la diversidad de algunos grupos taxonómicos.

Urbano *et al*. (2019), presentan, en el capítulo 11, a los moluscos como un grupo indicador de la perturbación humana, desde un enfoque didáctico tomando como referencia la aplicación de estas metodologías en cursos universitarios.

El capítulo 12, de Álvarez *et al*. (2019), aborda la evaluación de dos ríos de la Reserva de la Biosfera, Los Tuxtlas, en Veracruz, mediante la aplicación de índices de integridad biótica como una herramienta de comparación. En este estudio es posible ver el impacto que tienen las especies exóticas en la homogenización entre comunidades, y resalta la relevancia que tienen el monitoreo y la caracterización del impacto de las especies introducidas en los ensambles de las comunidades acuáticas.

Bortolini (2019), señala, en el capítulo 13, el efecto que ha tenido el hombre en la introducción de enfermedades infecciosas debido a la translocación de especies en diferentes grupos de crustáceos. En general, la introducción de especies para la acuacultura ha provocado un decremento en la conservación de las especies nativas.

En el capítulo 14, Herrerías-Diego *et al.* (2019), contribuyen con un estudio comparativo de las diferentes artes de pesca y el efecto que tienen en las estimaciones de diversidad de las comunidades de peces. En este ensayo los autores muestran un claro efecto debido a las herramientas de muestreo que deben ser tomadas en consideración en los estudios de diversidad biológica en sistemas similares.

De la Maza-Benignos *et al.* (2019), en el capítulo 15, exploran la aplicación de un índice de integridad biótica como una herramienta para estudiar la degradación ecológica en un sistema con un gradiente de perturbación humana. Nos presentan criterios de ponderación, mediante estos índices, para desarrollar estrategias de manejo de especies exóticas, así como actividades de remediación en zonas con alto impacto humano.

El capítulo 17 (Espinosa-Pérez, 2019), analiza un panorama general derivado de la introducción de especies y el efecto que han ocasionado en la fauna nativa de México. Asimismo, comenta métodos para el estudio y monitoreo de las especies invasoras de peces de agua dulce.

Ornelas-García *et al.* (2019) presentan en el capítulo 17 un estudio de caso en el río Usumacinta donde mediante el uso de herramientas genéticas y calidad del ambiente, se proponen estrategias para establecer zonas prioritarias para la conservación de cuencas hidrológicas.

En el capítulo 18, Ochoa-Ochoa y Ríos-Muñoz (2019), utilizan un enfoque novedoso en el modelaje de nicho, combinando datos climático-antrópicos, que nos permiten explorar cuales serían las condiciones propicias para una especie en gradientes de perturbación. El análisis está basado en especies de vertebrados asociados a ambientes acuáticos para determinar la tolerancia a ambientes antropizados.

Pineda-López y Zuria (2019), El capítulo 19, nos presentan recomendaciones para el muestreo de aves acuáticas en ambientes lénticos del centro de México. Las notas metodológicas expuestas abarcan desde el tiempo y la forma de tomar datos, hasta el registro de datos biológicos para estudios poblacionales.

Munguía *et al.* (2019), ofrecen, en el capítulo 20, un estudio donde correlacionan la diversidad funcional en los mamíferos de México con integridad de los ecosistemas. En este ejercicio se puede observar que existe una correlación positiva entre ambos, sugiriendo que tanto la fragmentación como la reducción del hábitat están entre los factores que más afectan la diversidad funcional en los mamíferos.

Finalmente, en el capítulo 21, Osorio-Rodríguez y Saldaña-Vázquez (2019), analizan un claro ejemplo de la relevancia de las campañas de educación ambiental en el conocimiento y control de algunas especies de fauna nativa que requieren atención desde una perspectiva zoosanitaria. Éste es el caso de los murciélagos vampiros, en donde la falta de interacción entre productores-científicos es un obstáculo para alcanzar un manejo integral de estos problemas a nivel regional y nacional.

Como comentario final, los editores del presente volumen agradecemos a todos los autores y a las instituciones que han apoyado esta iniciativa académica para abordar el estudio de los ambientes antropizados. Estamos conscientes de que este volumen será de utilidad como apoyo para ofrecer cursos, delinear investigaciones o evaluar metodologías, entre otros aspectos; pero, sobre todo, debe ser una contribución que mantenga el interés y abierta la discusión sobre este tema de gran importancia y actualidad.

Literatura citada

Alavez V., Vega, M., Terán, A. H., Escalante, A. E. y Wegier, A. (2019). Enfrentando el reto de evaluar los daños ambientales ocasionados por organismos genéticamente modificados. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM, CONACYT, pp. 125-148.

Álvarez F., Armendáriz, G., Jiménez, B., Millán, L., Ojeda, J. C. y Villalobos, J. L. (2019). Conservación de dos ríos en Los Tuxtlas, Veracruz: la aplicación de índices de integridad biótica. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 221-242.

Albores-Barajas, Y. V. y Soldatini, C. (2019). Incorporación de nuevas tecnologías para el monitoreo de perturbación en ambientes acuáticos. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 23-36.

Andraca-Gómez, G., Garrido-Garduño, T. (2019). ¿Cómo seguir la pista de una plaga invasora? Cactoblastis cactorum como ejemplo. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 167-181.

Bortolini-Rosales, J. L. (2019). La translocación de enfermedades en crustáceos en ambientes antropizados. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 243-263.

Córdova-Tapia, F. y Mercado-Silva, N. (2019). Diversidad funcional de peces en ambientes antropizados. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 109-123.

Cuervo-Robayo, A. P., Martínez Pacheco, A. I., Ortiz-Haro, A., Sánchez-Cordero, V., Flores, J. J. (2019). La geoinformación en el análisis de cuencas. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 149-166.

de la Maza-Benignos, M., Lozano-Vilano, M. L., Contreras-Balderas, A. J., García Ramírez, M. E., Leal-Nares, O., Alonso-Eguía, P. E., Banda-Villanueva, I. A., Reyes-Cortés, I. A., Carrillo-Buentello, V. P. y Sepúlveda-Hernández, L.A. (2019). Índice de integridad biológica para los arroyos San Carlos y San Antonio en el

área de protección de flora y fauna, Cañón de Santa Elena, Chihuahua, México. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 248-313.

Farfán-Beltrán, M. E., Rocha-Ortega, M. y Córdoba-Aguilar, A. (2019). Comunidades de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en ambientes urbanos. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 73-87.

Espinosa–Pérez, H. (2019). Manejo de Peces Antropizados: Métodos. En Ornelas-García C. P., Álvarez F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 331-344.

Herrerías-Diego, Y., Domínguez-Domínguez, O., Medina-Nava, M., Ávila, O. y Mar-Silva, V. (2019). Comparación de la composición y abundancia de la comunidad íctica del río Teuchitlán, Jalisco, México empleando tres artes de pesca. En Ornelas-García C. P., Álvarez F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 265-282.

Pérez-López, J., Vázquez-Barrios, V., Vega, M., Rodríguez, P., Arroyo-Lambaer, D., Alavez, V. y Wegier, A. (2019). Sopas de diversidad para el análisis y monitoreo de artropofauna en ambientes antropizados. En Ornelas-García C. P., Álvarez F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 89-108.

Saldaña-Vázquez, R. S., Mwampamba, T. H., Rodríguez-Enríquez, C., Roldán-Clarà, B., del Castillo, K., Herrera-Alsina, L., Hernández-Montero, J. R. y Mendoza, E. (2019). Guía sintética para estudiar los servicios ecosistémicos que provee la fauna silvestre en ambientes. En Ornelas-García C. P., Álvarez F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 37-71.

Miranda-Huerta, K., Rodríguez-Tapia, G., Rodríguez, P., Rocha-Ortega, M. y Córdoba-Aguilar, A. (2019). Comparando la perturbación y deforestación vs riqueza de especies en Áreas Naturales Protegidas: un ejemplo con odonatos. En Ornelas-García C. P., Álvarez F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 183-197.

Munguía Carrara, M., Equihua-Benítez, J., Schmidt, M. y Equihua-Zamora, M. (2019). Detección de caracteres funcionales sensibles a la degradación de los ecosistemas en mamíferos de México. En Ornelas-García C. P., Álvarez F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 387-402.

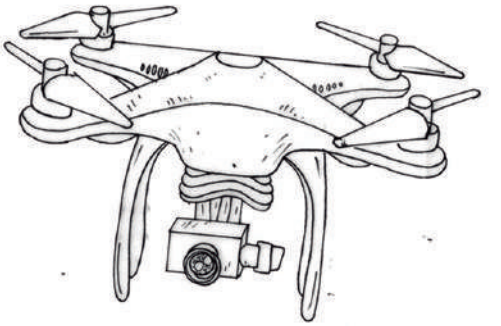
Ochoa-Ochoa, L. M. y Ríos-Muñoz, C. A. (2019). Estimación de adecuabilidad de especies en ambientes antropizados desde el enfoque de modelado de nicho. En Ornelas-García C. P., Álvarez F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 345-361.

Ornelas-García C. P., Maya-Bernal, C. F. y Rodiles-Hernández, R. (2019). Evaluación de la Diversidad de Linajes en Sistemas Dulceacuícolas tropicales (D-LSD): el Sistema Usumacinta como caso de estudio. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 315-330.

Osorio-Rodriguez, A. N. y Saldaña-Vázquez, R.A. (2019). Control del murciélago vampiro (Desmodus rotundus) en México: ¿Qué tan efectiva es para controlar la rabia bovina? En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 409-420.

Pineda-López, R. y Zuria, I. (2019). Muestreo de aves acuáticas en ambientes lénticos dulceacuícolas del centro de México. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 363-386.

Urbano, B., Ortigosa, D., Garcés-Salazar, J., Aristeo-Hernández, J., González-Liano, M., Álvarez-Cerrillo, L., Alarcón, E., Hernández, R., Martínez, C., Sánchez, E., Tapia, P., Molina-Garduño, E., Romero, L., Peláez, S., Galindo, E., Coca, D. y Reguero, M. (2019). Evaluación de la antropización usando a los moluscos como parámetro. En Ornelas-García, C. P., Álvarez, F. A. y Wegier, A. (Eds.), *Antropización: primer análisis integral*, IBUNAM-CONACYT, pp. 199-219.



Incorporación de nuevas tecnologías para el monitoreo de perturbación en ambientes acuáticos

Yuri V. Albores-Barajas[1*]
Cecilia Soldatini[2]

[1] CONACYT-UABCS Carretera al Sur KM 5.5., Apartado Postal 19-B, C. P. 23080, La Paz, Baja California Sur, México.

[2] Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Unidad La Paz. Miraflores 334, Col. Bellavista, La Paz, Baja California Sur. C. P. 23050.

[*] Autor para correspondencia: yalbores@gmail.com

Resumen

En años recientes, los avances tecnológicos han evolucionado a pasos agigantados y la innovación de nuevas herramientas e instrumentos, a precios accesibles, ha hecho posible que se puedan ocupar para el monitoreo de ambientes insulares y acuáticos, típicamente difíciles de acceder, y sobre cómo son afectados por la presencia humana o por factores ambientales a lo largo del tiempo. Los drones, por ejemplo, nos permiten tener información precisa y detallada de alguna zona en específico. Las cámaras térmicas nos facilitan observar procesos y fenómenos que ocurren en completa obscuridad y que son difíciles de detectar si no se cuenta con algún tipo de tecnología. Lo más importante es que la información obtenida mediante fotografías y video con drones, así como por cámaras térmicas se puede almacenar para ser utilizada y comparada en diferentes periodos de tiempo. Aquí presentamos dos estudios de caso para ejemplificar usos de la tecnología en el monitoreo de ambientes acuáticos.

Introducción

Las aves marinas son uno de los grupos más amenazados, ya que el 28% de las 346 especies del grupo han sido consideradas como vulnerables por la UICN (Croxall *et al.*, 2012). Sin embargo, debido a que sus sitios de anidación se ubican frecuentemente en espacios remotos, y a su enorme distribución en el mar (Weimerskirch *et al.*, 2014), es muy difícil detectar tendencias poblacionales (Freckleton *et al.*, 2005, 2006). Por ejemplo, el caso de los petreles, que anidan en madrigueras, obtener datos exactos es más complicado que si estudiamos aves marinas que anidan en la superficie (Brooke, 2004; Schumann *et al.*, 2013). Sin embargo, es necesario conseguir información sólida para el manejo y conservación de las poblaciones de aves marinas que anidan en madrigueras. Por lo tanto, se ha hecho fundamental desarrollar nuevos métodos que sean repetibles y exactos, y que nos permitan detectar tendencias poblacionales.

Se han utilizado diferentes formas para determinar los tamaños poblacionales de aves marinas que anidan en madrigueras (Keitt *et al.*, 2002; Sutherland

y Dann, 2012; Oppel *et al.*, 2014). El método más común es la utilización de la extrapolación de la densidad de madrigueras en algunas parcelas hacia toda una colonia (Bailey, 1976; Keitt *et al.*, 2003). Dicho métodos han sido mejorados por los modelos predictivos de hábitat (Rayner *et al.*, 2007; Scott *et al.*, 2009), los cuales reducen el error debido a las características del entorno. La extrapolación también ha sido mejorada al tener estimaciones de ocupación más robustas gracias a los boroscopios, que son cámaras infrarrojas utilizadas para detectar la presencia de individuos dentro de una madriguera (Whitehead *et al.*, 2014). Sin embargo, los procedimientos basados en la extrapolación de parcelas experimentales con frecuencia arrojan estimaciones con un alto grado de incertidumbre. Esto limita el poder de detección de tendencias poblacionales a lo largo del tiempo y, por lo tanto, reducen el valor de conservación de estas estimaciones para las especies (Parker y Rexer-Huber, 2016).

En años recientes, varias metodologías de campo, tecnologías y modelos matemáticos se han desarrollado ampliamente, lo que ha permitido a los investigadores detectar, con una precisión mayor, las variaciones en el tamaño poblacional y otros parámetros demográficos en poblaciones silvestres (Hodgson *et al.*, 2016). Por ejemplo, el muestreo a distancia (*distance sampling*) se ha utilizado junto con boroscopios (Lawton *et al.*, 2006), cámaras térmicas y detectores de CO_2 también se emplean para detectar presencia de individuos (Parker y Rexer-Huber, 2016). De manera adicional se han propuesto las grabaciones remotas de cantos para estimar el tamaño poblacional de la pardela cenicienta, *Calonectris borealis* (Oppel *et al.*, 2014). Recientemente, el uso de drones ha aumentado de forma considerada y en la actualidad se usan regularmente para el monitoreo de la vida silvestre, con menor disturbio humano y una mayor precisión comparada con los métodos tradicionales (Ratcliffe *et al.*, 2015; Vas *et al.*, 2015). Los drones se utilizan para contar aves marinas que anidan en superficie (Hodgson *et al.*, 2016) y para monitorear aves acuáticas (McEvoy *et al.*, 2016). Las ventajas de este método incluyen la posibilidad de archivar las imágenes para análisis y comparaciones futuras y pasar menor tiempo en el campo, con lo que se reducen costos de operación y la perturbación a la vida silvestre (Koh y Wich, 2012; Christie *et al.*, 2016).

Casos de estudio

1. Pardela mexicana en el Pacífico mexicano

En este caso de estudio, utilizamos drones para estimar el tamaño poblacional de una especie de ave marina que anida en madriguera, la pardela mexicana (*Puffinus opisthomelas*), en Isla Natividad, México. Utilizamos fotografías tomadas por drones para contar las madrigueras en la colonia y posteriormente aplicamos el método tradicional en campo para estimar la ocupación y, finalmente, el tamaño poblacional de la colonia más grande del mundo, donde anida el 95% de la especie.

Especie objetivo y área de estudio

La pardela mexicana es una especie endémica de México, con el 95% de la población mundial anidante en Isla Natividad, y el resto de la población distribuida entre el Archipiélago San Benito, Isla Guadalupe, con eventos esporádicos de anidación en islas del Golfo de California (Keitt *et al.*, 2000).

Este grupo de aves se encuentra catalogada como "casi amenazada" por la UICN (Birdlife-International, 2016) y fue modificada de categoría "vulnerable" después de la erradicación de gatos ferales en Isla Natividad entre 1997 y 2001 (Keitt y Tershy, 2003). No se ha realizado una actualización del tamaño poblacional desde la erradicación de felinos en 2001.

Isla Natividad se encuentra frente a la costa de la península de Baja California, en el Océano Pacífico (27° 51' 10" N - 115° 10' 22" O), cuenta con 8.65 km^2, entre 1998-1999 se estimó que la colonia de pardela mexicana ocupaba una superficie de 2.5 km^2 en la parte sureste de la isla (Keitt *et al.*, 2003). El área de la colonia se estimó con un GPS que recorrió todo el perímetro de la colonia (Keitt *et al.*, 2003).

Nuestro grupo de investigación visitó Isla Natividad tres veces durante 2016 para actualizar la estimación poblacional: 7-14 de febrero, 19 de abril-12 de mayo y 9 de junio-3 de julio. Durante 2017 también realizamos una visita entre el 11 y 14 de julio para detectar si el dron provoca un disturbio sobre las especies de aves que anidan en superficie. Utilizamos un dron DJI Phantom 3 Standard que fue volado durante las cuatro expediciones a la isla. El dron contiene una cámara de 12 Mpixeles, con un sensor 1/2.3", y un lente f/2.8 con estabilizador de imagen. Las dos primeras expediciones las usamos para calibrar el método, y las fotos tomadas en junio del 2016 se

ocuparon para contar las madrigueras. Debido a que se esperaba que el número de madrigueras permaneciera constante dentro de una temporada reproductiva (no se excavaron nuevas madrigueras una vez iniciada la deposición), no comparamos la variación en el número de madrigueras entre las tres expediciones de 2016. Sin embargo, sí monitoreamos la ocupación en las tres expediciones para detectar su variabilidad. Utilizamos la ocupación inicial, de febrero, para determinar el tamaño poblacional, sin considerar a los individuos no reproductivos. La ocupación puede variar con base en la densidad de madrigueras y, por lo tanto, realizamos muestreo de ocupación en zonas con diferente ocupación, para obtener un valor de ocupación por densidad.

Censo aéreo para contar madrigueras

Para estimar el error de detección entre los censos aéreos y los conteos en tierra, visitamos la colonia y contamos manualmente (método tradicional = 20 parcelas circulares de 4.37 cm de radio, 60 m^2) seleccionados aleatoriamente en la colonia. Al mismo tiempo tomamos fotografías aéreas de las mismas parcelas con el dron a una altura de 30 m y, posteriormente, se contabilizaron las madrigueras en las imágenes.

Para tomar las fotografías de la colonia de pardela mexicana, el dron voló a una altura entre 25 y 60 m sobre el nivel del suelo. Esta diferencia se debe a la conformación del terreno. Debido a la alta resolución de las fotografías, esta diferencia altitudinal no representó un problema para la detección de las madrigueras, ya que podíamos acercarnos con el *zoom* de manera considerable antes de que tuviéramos limitaciones de detección.

El dron fue volado a una velocidad de aproximadamente 2 m s-1 y se tomaba una fotografía cada 5 s, por lo que había 10-15 m entre el centro de cada fotografía. Cada una contiene metadatos (30 variables, incluyendo ubicación GPS, altura, estimación de precisión, hora, fecha y características de la foto) que son utilizados por el programa de imagen (Agisoft Photoscan) para ubicar las fotografías espacialmente y formar una ortofoto. Las fotografías se tomaron entre las 11 AM y las 3 PM para reducir el efecto sombra, que podría ser confundido por madrigueras. El plan de vuelo se realizó en la aplicación Litchi (https://flylitchi.com/) para evitar sobreposición excesiva o huecos sin imagen. Cada plan de vuelo se programó para una duración de 13 min y volar una distancia total de 3,100 m en transectos paralelos de 300 a 20 m de distancia entre ellos. Cada vuelo cubrió entre 9 y 12 ha. El dron fue volado todos los días dependiendo de las condiciones climáticas; excepto cuando la velocidad del viento superaba los 40 km/h.

Utilizamos el programa de fotogrametría Agisoft Photoscan Professional (Edition, 2016), para generar ortomosaicos a partir de las fotografías originales (Boike, 2015; Themistocleous *et al.*, 2015). Las ortofotos u ortomosaicos resultantes se exportaron en formato TIFF y se analizaron en el programa QGIS (QGIS Development Team, 2014). En QGIS se añadió una cuadrícula de 11.16 x 11.16 m para utilizar como punto de referencia al contar las madrigueras. Este tamaño de cuadrícula es el mínimo permitido por QGIS. Posteriormente se contaron y marcaron todas las madrigueras en QGIS.

Resultados

El área actual de la colonia cubre 1.48 km^2 lo que representa una disminución de 1 km^2 respecto al 2001. A partir de las parcelas de control, estimamos un error de detección de -5.6%, por lo que el total corregido de madrigueras es de 56,395.

La estimación poblacional durante el 2016 es de 37,858 (±8,510 EE) parejas reproductoras. Para el 2017 la estimación fue de 44,235 (±9,731 EE), lo que arroja un total de 84,802 individuos en 2016 y 99,086 en 2017, considerando también el 12% de no reproductores.

Monitoreo del disturbio y análisis del costo-efectividad

La presencia del dron no afectó directamente a la pardela mexicana debido a que sus hábitos son nocturnos y a que no realizan actividades en la colonia durante el día. Existen otras dos especies de aves presentes en la colonia, la gaviota occidental (*Larus occidentalis*), con una población estimada de 15,000 parejas, y el águila pescadora (*Pandion haliaetus*), que anida fuera de la zona de la colonia, pero se observó sobre volando frecuentemente.

Realizamos tres vuelos en áreas seleccionadas aleatoriamente sobre la colonia de la gaviota occidental para detectar respuestas de estrés a la presencia del dron. Estos vuelos se llevaron a cabo cuando los pollos ya habían eclosionado, lo que indica el periodo de mayor agresividad por parte de las gaviotas hacia elementos extraños. Las zonas tenían 90, 75 y 98 individuos, respectivamente. Observamos sólo algunos que mostraban señales de alarma, y aún menos que abandonaban el nido. Las gaviotas reaccionan al dron cuando éste vuela a alturas bajas (15 m) y cerca de la colonia, pero no se observó ningún vuelo de escape cuando el dron voló a la altura del estudio.

Al comparar éste método con el método tradicional, observamos que el costo para realizar el estudio utilizando drones conlleva un ahorro de hasta 67%. Esta diferencia

se debe principalmente a los costos ligados al personal y a las estancias en campo, que son más largas utilizando el método tradicional (tabla 1).

2. Gaviota de patas amarillas del Mediterráneo

Venecia es una ciudad única debido a su ubicación en el corazón del humedal más grande de Italia. Debido a las características ambientales se necesitan diferentes métodos para dar una descripción completa de la población de gaviotas. En los años 2003-2004 se realizó un levantamiento aéreo para identificar las colonias de gaviota de patas amarillas en el medio natural y, por lo tanto, conocer el número de parejas reproductoras. Contamos y seguimos la población de la colonia urbana aplicando técnicas de conteo directo desde puntos de observación fijos. Actualmente los mismos métodos se pueden aplicar utilizando drones en ambos ambientes ahorrando tiempo, dinero y conservando copias grabadas de los conteos para futuras comparaciones.

Especie objetivo y área de estudio

La gaviota de patas amarillas del Mediterráneo (*Larus michahellis michahellis*) (Naumann, 1840) es protagonista de un reciente fenómeno de aumento demográfico general en ambientes naturales y el asentamiento en el hábitat urbano. El complejo de lagunas que alberga la ciudad de Venecia, Italia, está compuesto por zonas parcialmente cerradas y zonas abiertas de naturaleza mareal caracterizada por lodazales y una multitud de pequeñas islas. La laguna de Venecia (cerca de 58,000 ha) es el humedal más ancho de las costas del norte del mar Adriático, con la ciudad de Venecia situada en el corazón de la laguna. La profundidad de la cuenca es muy variable: la boca de los puertos y los canales principales son de unos 15-20 m, las hojas de agua son de 1-3 m, y en las zonas denominadas localmente *velme* y *barene* la profundidad varía de unos pocos cm a tierras emergidas con vegetación halófila. Encontramos en esa zona la mayor marea del Mediterráneo (aproximadamente 1 m en épocas de sizigia). Alrededor de 1/6 de toda la zona está separada de la laguna por fuertes terraplenes, las cuencas limitadas se denominan “valles de pesca”, donde se practica la pesca extensa. Debido a los diferentes hábitats presentes en la laguna de Venecia es necesario utilizar un enfoque integrador al estudiar las especies acuáticas, ampliamente distribuidas en muchos hábitats como en el caso de la gaviota.

Tabla 1 Comparación de costos (en dólares) de muestreo, considerando personal, alojamiento, alimentos, transporte y materiales, entre el método tradicional y utilizando los drones. Los sueldos se calculan por día de la semana trabajado, sin contar fines de semana

Categoría	Costo unitario	Muestreo con drones			Muestreo tradicional			Diferencia (tradicio-nal-dron)
Personal		Unidad	Días	Costo	Uni-dades	Días	Costo	
Investigador principal (campo)	$3000/mes	1	15	$2,250.00	1	60	$9,000.00	$6,750.00
Investigador principal (análisis de datos)	$3000/mes	1	5	$750.00	1	5	$750.00	$0
Asistente (campo)	$1000/mes	1	15	$750.00	4	60	$12,000.00	$11,250.00
Asistente (análisis de datos)	$1000/mes	2	30	$3,000.00	1	30	$1,500.00	-$1,500.00
Alojamiento								
En isla	$10/noche	2	15	$300.00	5	60	$3,000.00	$2,700.00
Hacia la isla	$50/noche	2	2	$200.00	5	2	$500.00	$300.00
Alimentos								
En isla	$12/día	2	15	$360.00	5	60	$3,600.00	$3,240.00
Hacia la isla	$22/día	2	2	$88.00	5	2	$220.00	$132.00
Transporte								
Tanque de gasolina	$300/viaje La Paz-Isla*1 viaje redondo			$300.00			$300.00	$ 0
Material de campo								
Boroscopio	$15/pieza	2		$30.00	5		$75.00	$45.00
Dron Phantom 4	$900/pieza	1		$900.00				-$900.00
Licencia programa Litchi	$20/pieza	1		$20.00				-$20.00
GPS	$500/pieza	1		$500.00	3		$1,500.00	$1,000.00
Cinta métrica y estacas	$30	1		$ 30.00	3		$ 90.00	$ 60.00
Computadora	$1500/pieza	1		$1,500.00	1		$1,500.00	$0
Total				$ 10,978.00			$ 34,035.00	$ 23,057.00

Censo aéreo para estimar la población anidante en el sistema lagunar

Completamos un censo aéreo para tener una estimación confiable de la población reproductora. Este método ha sido ampliamente utilizado en los humedales para contar a las aves acuáticas (Tamisier y Dehorter, 1999), pero nunca se había empleado en Italia para aves acuáticas y, en particular, gaviotas.

Se han utilizado censos aéreos para identificar las colonias de gaviotas en el medio natural y, por tanto, para contar las parejas reproductoras (Dolbeer *et al.*, 1997). Este método ha sido especialmente útil debido a las peculiaridades del área de los humedales. De hecho, el acceso al humedal es muy difícil y el estudio en barco o a pie de toda la laguna habría sido prohibitivamente lento y complicado desde el punto de vista logístico. En 2003 utilizamos un avión anfibio ultraligero de ala alta. Este tipo de ala permite una buena visibilidad y la posibilidad de aterrizaje en agua hace que la encuesta sea más segura además de permitir llegar a la colonia cuando sea necesario.

Las fechas de las prospecciones aéreas coincidieron con los periodos de incubación máximo y el inicial de eclosión. Durante dos días (en abril de 2003) se completó un total de 16 h de vuelo. Toda la laguna fue inspeccionada, incluyendo áreas cerradas. El área fue dividida en dos secciones, Laguna Norte y Sur, que fueron censadas volando sobre todos los *velme* y *barene* e islas que se desarrollan en transectos orientados norte a sur desde la parte oeste de la laguna hacia el borde este. Durante el vuelo, el avión estaba a 30-40 m de altura y viajaba a una velocidad de 80 km/h. Los datos se registraron directamente en un mapa. El conteo se realizó por deducción (observación de las gaviotas que crían) o por observación directa del nido (en raras ocasiones, porque los nidos y los polluelos son extremadamente miméticos). Por lo menos uno de los padres está siempre en el nido desde que los polluelos eclosionan (Bosch y Sol, 1998), y una buena ayuda vino por la reacción de las gaviotas al pasar el avión: las gaviotas que no volaban estaban probablemente en el nido para protegerlo, mientras que otros individuos, asustados, volaron lejos. Este hábito nos dio la posibilidad de reconocer a los individuos reproductivos de otros. Las áreas donde los nidos eran más densos se contaron dos veces para reducir errores. Las superficies y las densidades de nidos (número de nidos/ha) correspondientes se han calculado sobre la base de un mapa digital de islas naturales utilizando SIG (QGIS Development Team, 2014).

Aunque en nuestro censo se consideró la totalidad del área de la laguna, los movimientos de las aves y la presencia de algunas áreas altamente vegetadas son factores que pueden producir una estimación sesgada del tamaño de la población, ya que no

tiene en cuenta la detectabilidad de las aves. Este sesgo fue ajustado usando un factor de corrección (CF), estimado mediante un procedimiento de muestreo doble, es decir, examinando una submuestra de recuento directos de nidos. Así estimamos un CF = 1,04 para obtener una estimación realista del tamaño de la población (Dolbeer *et al.*, 1997).

Resultados

Los resultados del censo aéreo proporcionaron más información de la esperada. Mapeamos colonias de diferentes tamaños en toda la laguna de Venecia y obtuvimos el conteo de nidos, lo que permite estimar la densidad de nidos para cada colonia. El número total de colonias contadas fue de 101, 72 en la parte norte de la laguna (considerando Venecia en el centro) y 29 en la parte sur de la laguna. El número total de nidos contados fue 2,977, 1,007 en la parte norte y 1,970 en el sur. Con este resultado podemos estimar el número de reproductores en 6,192 individuos (5,954* CF). El número medio de nidos contados por sub-colonia fue de 35.11, pero las colonias de la laguna norte fueron de menor tamaño que en el sur (número medio de nidos en las colonias: Norte = 13.9; Sur = 67.9). La superficie total ocupada por las colonias de gaviotas es de 548 ha, con una densidad promedio de 5.43 nidos por ha. La mayor parte de los nidos se encuentra en la parte sur de la laguna (66.17%).

Conclusión

El uso de los drones y cámaras térmicas facilita mucho el trabajo de campo en ambientes difíciles como cuerpos de agua e islas. También permite grabar los muestreos para comparaciones futuras. En los ejemplos reportados es evidente que siendo imposible el conteo directo, estimando las poblaciones con conteos de áreas muestras se incurriría en errores muy amplios de aproximación. El conteo aéreo fue utilizado extensivamente, pero requiere recursos significativos mientras hoy en día para el mismo recorrido se puede usar un dron que grabe imágenes para componer una ortofoto georreferenciada como en el ejemplo de las madrigueras de la pardela mexicana. En este caso se deberá considerar volar el dron a una altura adecuada para no molestar a las aves objeto de estudio y entonces hacer unas pruebas del disturbio que produce el pasaje del dron y establecer una altura de muestreo segura. Esto con el fin de evitar que se alejen del área afectando el conteo o que impacten con el equipo con daños indeseables para ambas partes.

Literatura citada

Bailey, E. P. (1976). Breeding bird distribution and abundance in the Barren Islands, Alaska. *The Murrelet, 57*, 2-12.

Birdlife-International (2016). *Puffinus opisthomelas*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016 Retrieved 8 December 2016.

Boike, J. (2015). *Documentation of orthomosaic processing*, Bremerhaven, Pangaea.

Bosch, M. y Sol, D. (1998). Habitat selection and breeding success in yellow-legged gulls Larus cachinnans. *Ibis, 140*, 415-421.

Brooke, M. L. (2004). *Albatrosses and petrels across the world*. Oxford: Oxford University Press.

Croxall, J. P. *et al*. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International, 22*, 1-34.

Christie, K. S. *et al*. (2016). Unmanned aircraft systems in wildlife research: current and future applications of a transformative technology. *Frontiers in Ecology and the Environment, 14*, 241-251.

Dolbeer, R. A., Belant, J. L. y Bernhardt, G. E. (1997). Aerial photography techniques to estimate populations of Laughing Gull nests in Jamaica Bay. Nueva York, 1992-1995. *Colonial Waterbirds, 20*, 8-13.

Edition, A. P. P. (2016). St. Petersburg, Russia, Agisoft.

Freckleton, R. P. *et al*. (2005). Large-scale population dynamics, abundance-occupancy relationships and the scaling from local to regional population size. *Journal of Animal Ecology, 74*, 353-364.

Freckleton, R. P. *et al*. (2006). Census error and the detection of density dependence. *Journal of Animal Ecology, 75*, 837-851.

Hodgson, J. C. *et al*. (2016). Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. *Scientific Reports, 6*, 22574.

Keitt, B. y Tershy, B. (2003). Cat eradication significantly decreases shearwater mortality. *Animal Conservation, 6*, 307-308.

Keitt, B., Tershy, B. y Croll, D. (2000). Black-vented Shearwater (Puffinus opistomelas). A. Poole and F. Gill. Philadelphia, P A, *The Birds of North America, Inc., 521*, 1-16.

Keitt, B. S., Tershy, B. R. y Croll, D. A. (2003). Breeding biology and conservation of the Black-vented Shearwater Puffinus opisthomelas. *Ibis, 145*, 673-680.

Keitt, B. S. *et al*. (2002). The effect of feral cats on the population viability of black-vented shearwater (*Puffinus opisthomelas*) on Natividad Island, Mexico. *Animal Conservation, 5*, 217-223.

Koh, L. y Wich, S. (2012). Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science, 5*, 121-132.

Lawton, K. *et al*. (2006). An estimate of population sizes of burrowing seabirds at the Diego Ramírez archipelago, Chile, using distance sampling and burrow-scoping. *Polar Biology, 29*, 229-238.

McEvoy, J. F., Hall, G. P. y McDonald, P. G. (2016). Evaluation of unmanned aerial vehicle shape, flight path and camera type for waterfowl surveys: disturbance effects and species recognition. Peerj 4:e1831.

Oppel, S. *et al*. (2014). Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring habitat mapping. *Nature Conservation, 7*, 1-13.

Parker, G. C. y Rexer-Huber, K. (2016). *Guidelines for designing burrowing petrel surveys to improve population estimate precision*.

QGIS Development Team, T. (2014). QGIS Geographic Information System, Open Source Geospatial Foundation Project.

Ratcliffe, N. (2015). A protocol for the aerial survey of penguin colonies using UAVs. *Journal of Unmanned Vehicle Systems, 3*, 95-101.

Rayner, M. J. (2007). Predictive habitat modelling for the population census of a burrowing seabird: A study of the endangered Cook's petrel. *Biological Conservation, 138*, 235-247.

Scott, D. *et al*. (2009). Predictive habitat modelling to estimate petrel breeding colony sizes: sooty shearwaters (Puffinus griseus) and mottled petrels (Pterodroma inexpectata) on Whenua Hou Island. *New Zealand Journal of Zoology, 36*, 291-306.

Schumann, N. *et al.* (2013). Optimizing survey effort for burrow-nesting seabirds. *Journal of Field Ornithology, 84*, 69-85.

Sutherland, D. R. y Dann, P. (2012). Improving the accuracy of population size estimates for burrow-nesting seabirds. *Ibis, 154*, 488-498.

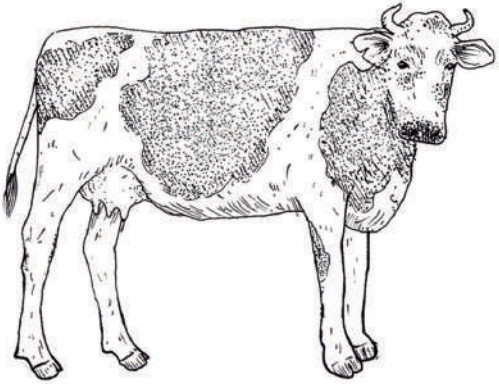
Tamisier, A. y Dehorter, O. (1999). *Camargue Canard et Foulques*. Nimes, Centre Ornithologique du Gard.

Themistocleous, K. (2015). *The methodology of documenting cultural heritage sites using photogrammetry, UAV, and 3D printing techniques: the case study of Asinou Church in Cyprus*. Third International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment, International Society for Optics and Photonics.

Vas, E. *et al*. (2015). Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. *Biology Letters, 11*, 20140754.

Weimerskirch, H. *et al*. (2014). Lifetime foraging patterns of the wandering albatross: Life on the move! *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 450*, 68-78.

Whitehead, A. L. *et al*. (2014). Establishing accurate baseline estimates of breeding populations of a burrowing seabird, the grey-faced petrel (*Pterodroma macroptera gouldi*) in New Zealand. *Biological Conservation, 169*, 109-116.



Guía sintética para estudiar los servicios ecosistémicos que provee la fauna silvestre en ambientes agropecuarios

Romeo A. Saldaña-Vázquez[1*]
Tuyeni Heita Mwampamba[2]
Christian Rodríguez-Enríquez[3]
Blanca Roldán-Clarà[4]
Karem del Castillo[5]
Leonel Herrera-Alsina[6]
Jesús R. Hernández-Montero[7]
Eduardo Mendoza[8]

[1] Laboratorio de Antropodología y Salud, Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Blvd., Valsequillo y Av. San Claudio, Edificio BIO 1, Ciudad Universitaria, Col. Jardines de San Manuel, C. P. 72570, Puebla.

[2] Laboratorio de Ecología y Aspectos Sociales de Bosques Comunitarios, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Morelia CP 58190, Michoacán, México

[3] Red de Manejo Biorracional de Plagas y Vectores, Instituto de Ecología A. C., Xalapa, C. P. 91070, Veracruz, México.

[4] Universidad Autónoma de Occidente, Mazatlán, Sinaloa, C. P. 82149, México.

[5] Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba CP 30501, Costa Rica.

[6] Groningen Institute for Evolutionary Life Sciences, University of Groningen, Groningen, Países Bajos.

[7] Zoological Institute and Museum, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Greifswald, Alemania

[8] Laboratorio de Análisis para la Conservación de la Biodiversidad, Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia CP 58330, Michoacán, México

*Autor para correspondencia: romeo.saldana@gmail.com

Resumen

La fauna silvestre provee de una gran diversidad de servicios ecosistémicos (SE) en ambientes agropecuarios. Dentro de los más conocidos se encuentran la polinización, el control de plagas y la introducción de nutrientes al suelo. Sin embargo, existen otros menos conocidos, como la provisión de carne silvestre y aves ornamentales. En este capítulo presentamos los servicios ecosistémicos de la fauna silvestre en ambientes agropecuarios, así como los principales criterios que se deben considerar para su medición y estudio.

Introducción

Los servicios ecosistémicos (SE) son los componentes de los ecosistemas que se consumen directamente, que se disfrutan, o que contribuyen a generar condiciones adecuadas y de bienestar para el ser humano (Quijas *et al*., 2010; Costanza *et al*., 2017). Éstos pueden clasificarse de acuerdo con las funciones ecológicas y procesos evolutivos que realizan en el ecosistema y de acuerdo a su relación con los beneficiarios (De Groot *et al*., 2002; MEA, 2005; Fisher *et al*., 2009; Foley *et al*., 2005; Díaz *et al*., 2018). Díaz *et. al.* (2018) proponen una fusión de la clasificación de los SE propuesta por el MEA (2005; Millennium Ecosystem Assessment, por sus siglas en inglés) y por el IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, por sus siglas en inglés). En esta nueva clasificación, los SE se categorizan como: materiales, no materiales y de regulación. En este capítulo, revisaremos los principales SE que provee la fauna silvestre en sistemas agropecuarios y sus métodos de estudio, usando la clasificación de SE propuesta por Díaz *et. al.* (2018). Éstos son la introducción de nutrientes al suelo, dispersión de semillas, polinización, control de plagas, el consumo de carne de fauna silvestre, la cetrería y el aprovechamiento de aves de ornato (figura 1).

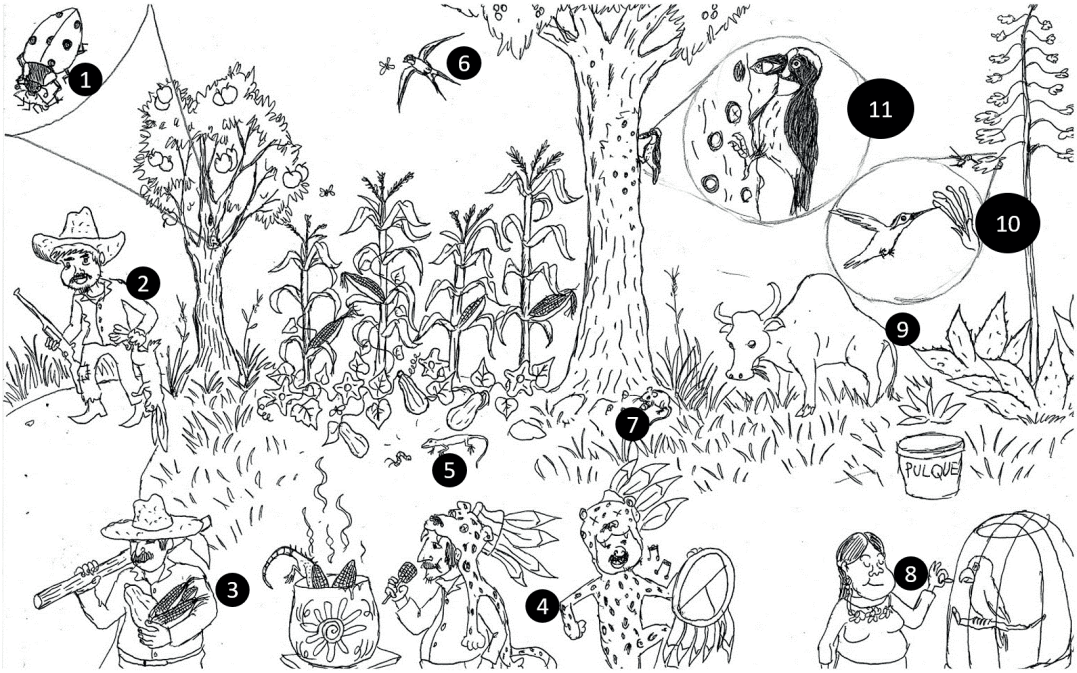


Figura 1. Ilustración que muestra los servicios ecosistémicos que provee la fauna silvestre en sistemas agropecuarios, clasificados de acuerdo con Diaz *et al.*, (2018). Los números del 1, 5, 6, 7, 10 y 11 refieren a los servicios SE de regulación (control de plagas, polinización y dispersión de semillas). Los números 2, 3 y 9 refieren a SE materiales (consumo de carne, plantas). Finalmente, los números 4 y 8 a los SE materiales y no materiales (uso de plumas y piel de animales, mascotas). Dibujo: Daniel Ferreyra-García.

Metodologías

Servicios materiales

Carne silvestre

Aunque se pudiera considerar que los sistemas agropecuarios están demasiados degradados para contener fauna silvestre con potencial alimentario, la evidencia demuestra lo contrario. Los distintos hábitats generados por estos sistemas ofrecen hábitat para la fauna silvestre, y pueden funcionar como corredores de vida silvestre (Harvey *et al*., 2006; Harvey y Villalobos, 2007; Clarke *et al*., 2007; Jose, 2009). Ejemplos de fauna con beneficios alimentarios son mamíferos de tamaño pequeño y mediano como conejos y venados, respectivamente; aves como los guajolotes y codornices, y reptiles como serpientes e iguanas. La fauna antes descrita es considerada tolerante a ciertos niveles de perturbación (Jose, 2009). A nivel mundial, la carne silvestre contribuye a una parte importante del consumo total de la proteína de muchas familias rurales y al ingreso de los cazadores (Vandermeer y Perfecto, 2007; Bharucha y Pretty, 2010). En Madagascar, por ejemplo, Golden *et al*. (2011) mostraron que la pérdida del acceso a la carne silvestre puede causar un incremento de 29% en la anemia en niños. Mientras que, para la península de Yucatán, se reporta un consumo *per cápita* de carne silvestre de 4.65 kg/año (Santos-Fita *et al*., 2012). El cual podría contribuir hasta 21% de la carne necesaria para reducir los efectos desnutrición en niños (Neumann *et al*., 2007; Rowland *et al*., 2015).

Para conocer la oferta y demanda de estos SE en un sitio específico, es necesario, primero, determinar si hay fauna silvestre en el área de estudio y, segundo, si existe gente que la aproveche. Para medir el primer componente se cuenta con métodos para detectar la presencia, abundancia y diversidad de fauna presente. Éstos son de detección directa con cámaras trampa (Rowcliffe *et al*., 2008; O'Connell *et al*., 2010), puntos de conteo (Ralph *et al*., 1995; Buckland, 2006) y redes de niebla (Kunz y Brock, 1975; Ralph *et al*., 1993; Spotswood *et al*., 2012), o indirecta como el conteo y monitoreo de rastros (Engeman *et al*., 2000; Wilson y Delahay, 2001; Lyra-Jorge *et al*., 2008) y sonidos (Haselmeyer y Quinn, 2000), entre muchos otros métodos (ver Pollock *et al*., 2002). Por otro lado, los métodos para determinar la magnitud, frecuencia e importancia del aprovechamiento de la fauna silvestre son menos conocidos y más complicados de aplicar. Debido a que la caza y el consumo de esta carne puede

implicar actividades ilegales y/o conlleva un estigma por su consumo (Gavin *et al*., 2010; Knapp *et al*., 2010). Consecuentemente, para asegurar la credibilidad de la información generada, son necesarios acercamientos y herramientas especializadas, de cuales muchos provienen de las ciencias sociales (Gavin *et al*., 2010; St. John *et al*., 2010; St. John *et al*., 2012; Nuno *et al*., 2013).

En situaciones donde la caza y el consumo de la carne silvestre es legal o se practica abiertamente en la población, los métodos para determinar si hay consumo y la magnitud de éste pueden ser directos. Se pueden visitar los puntos de venta de la carne (mercado o restaurantes) y entrevistar a los vendedores para conocer: qué fauna venden, cuánto venden (*e.g*. por día, por semana, si hay por temporadas), dónde la consiguen (vegetación natural o sistemas agropecuarios), su precio, y una caracterización, desde el punto de vista del comerciante y consumidores (East *et al*., 2005; Fa *et al*., 2009; Poulsen *et al*., 2009; Foster *et al*., 2016). Estos métodos son ampliamente aplicados en los trabajos de consumo de carne silvestre (Gavin *et al*., 2010). También se puede entrevistar a los compradores para saber cuánta carne consumen, con qué frecuencia y bajo qué circunstancias (diario, una vez a la semana, o en ocasiones especiales; León y Montiel, 2008; Foster *et al*., 2016). En el caso de mercado, se puede medir, entre otras variables, los kilos vendidos, las partes del animal que venden (cabeza, hígado, piernas) y los distintos precios (Cowlishaw *et al*., 2005; East *et al*., 2005). Ejemplos de preguntas que se incluyen en estos tipos de entrevistas y encuestas pueden consultarse en el material suplementario de King (2014).

Con esto, es posible evaluar el valor económico de cada individuo cazado, y entender las preferencias de los consumidores por fauna específica y/o partes del animal. Se recomienda visitar los puntos de venta varias veces en el transcurso de un año para capturar la variabilidad en la disponibilidad de la carne y la respuesta económica de las altas y bajas de su demanda y suministro (East *et al*., 2005). Este método de entrevistar vendedores y consumidores combinado con el pesaje directo de la venta o compra de la carne genera datos cuantitativos de alta credibilidad (Cowlishaw *et al*., 2005; East *et al*., 2005; León y Montiel, 2008; Foster *et al*., 2016). Sin embargo, la mayoría de las veces el reto es poder determinar el origen de la carne con el fin de demostrar que esta proviene del área de estudio (Noss, 1998; Poulsen *et al*., 2009; Jenkins *et al*., 2011).

Cuando el consumo de la fauna silvestre conlleva un estigma o cuando la caza está prohibida, su venta y distribución tiende a ser clandestina. En estos casos, detectar

su consumo, estimar la proporción de la población involucrada, caracterizar a los usuarios, y examinar las variantes espacio-temporales de su consumo, se vuelve un reto fundamental (De Boer y Baquette, 1998; Solomon *et al.*, 2007). Para esto, se requiere métodos que, por un lado, protejan la confidencialidad del entrevistado y, por otro, favorezcan la voluntad para contestar y garantizar con sinceridad a los encuestadores. Los métodos que mejor funcionan en estas situaciones son aquellos basados en técnicas indirectas, siendo la más utilizada en el ámbito de conservación la "técnica de respuesta aleatorizada" (TRA) la cual permite desvincular a los individuos entrevistados de sus respuestas. La TRA está basada en la lógica probabilística que permite calcular la distribución de las respuestas dentro de la población entrevistada. Consecuentemente, el método tiene el mejor funcionamiento cuando se aplica con una muestra grande.

La TRA consiste en el uso de un dispositivo (*e.g.*, un dado o una caja transparente con pelotas de diferentes colores), que aleatoriamente asigna al entrevistado un número (o color) fuera de la vista del entrevistador. El número (o color) dicta si el entrevistado tiene que contestar una pregunta delicada de interés o una pregunta que *no* sea delicada (*e.g.* si en el dado sale en 1, 2, 4 o 6 se pregunta "¿Consumiste carne derivada de fauna silvestre en los últimos seis meses?" y si sale 3 o 5 la pregunta será "¿Consumiste tortillas en los últimos cinco días?", figura 2). Tanto para las preguntas delicadas como no delicadas, las respuestas tienen que ser simples (*e.g.*, "sí/no", "consumo/no consumo", "participo/no participo"). Durante toda la entrevista, el entrevistador nunca sabe si la respuesta es de una pregunta delicada o no. Esta dinámica, en la cual el entrevistado observa que el entrevistador no puede vincular su respuesta a una pregunta específica, genera en el entrevistado el sentido de anonimidad y control, con lo cual aumenta la probabilidad de respuestas honestas (Chaudhuri, 2016). Después de las entrevistas, se sujeta los datos a una serie de cálculos de probabilidades, incluso métodos de remuestreo, para determinar qué proporción de los entrevistados están involucrados en el consumo o suministro de la carne silvestre, las características sociales de los consumidores y del mismo consumo (para los cálculos exactos de probabilidades ver Chaudhuri, 2016)

Una limitación de la TRA es que no permite cuantificar la cantidad de fauna extraída. Para esto, se ha elaborado variaciones de la técnica como es la TRA cuantitativa (Tracy y Fox, 1981) la cual se usa recientemente en trabajos de caza furtiva (Conteh *et al.*, 2015). Para comparar los resultados de la TRA con lo que se sucede en el cam-

po, se recomienda administrar paralelamente un muestreo en campo de observaciones indirectas como el conteo de trampas (Yom-Tov, 2003), campamentos de caza (Blake *et al*., 2007) y cadáveres (Koch *et al*., 2006) aunque estos métodos generan datos con errores estándar grandes o desconocidos (Gavin *et al*., 2010).

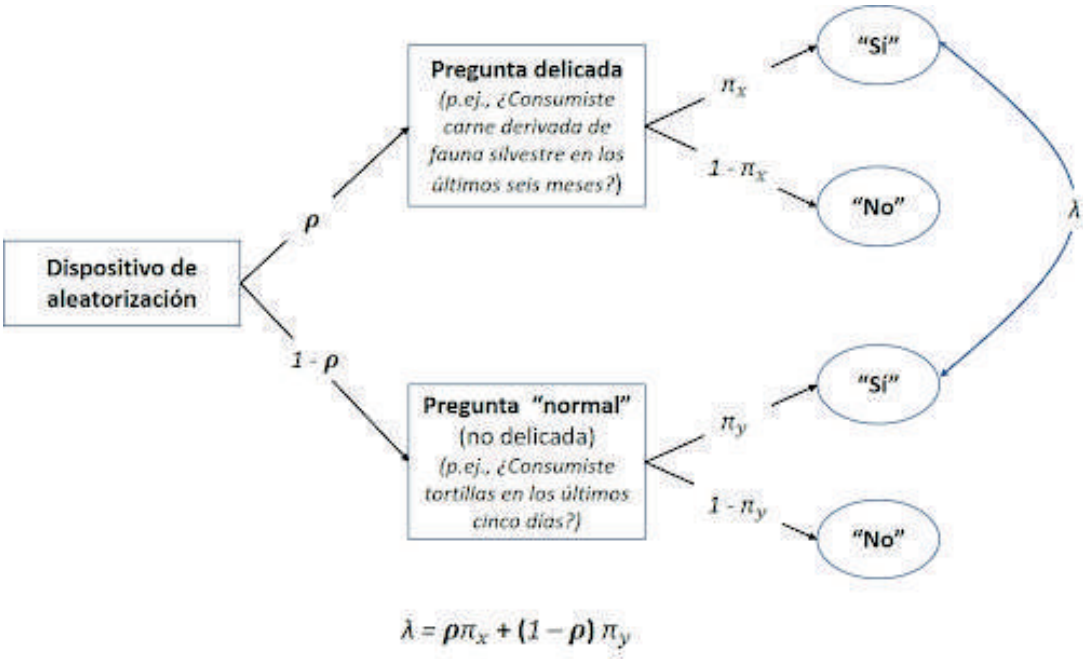


Figura 2. Un árbol de decisión de la técnica de respuesta aleatorizada (TRA) con preguntas delicadas y no delicadas (pregunta 'normal'). La probabilidad que la respuesta sea un "sí" (λ) es una suma de la probabilidad de que le toque al entrevistado una pregunta delicada (y su respuesta sea un "sí") y la probabilidad que le toque una pregunta normal (y contesta "sí"). Imagen modificada de Chaudhuri (2016).

Servicios materiales y no materiales

Aves silvestres para caza

La cacería es la actividad en la que el cazador adiestra aves rapaces para la captura de presas silvestres sustituyendo así el uso de armas de fuego. La caza de cetrería se ha realizado desde tiempos que se remontan al periodo neolítico (Rodríguez de la Fuente, 1986) y ha sido recientemente declarada como Patrimonio Cultural Inmaterial de la Humanidad por UNESCO, debido a que: 1) representa un vínculo entre el medio ambiente y la cultura, 2) su transmisión se lleva a cabo de generación en generación de manera tradicional, y 3) promueve el intercambio de conocimiento entre culturas (Rodríguez de la Fuente, 1986).

Los conflictos entre actividades humanas y la conservación del ambiente no son poco frecuentes, por lo que se podría pensar que la cetrería actúa en detrimento de los recursos naturales. Sin embargo, al igual que otros deportes de campo, la caza por cetrería requiere una concientización sobre el uso racional de recursos. Por ejemplo, la preservación de cotos de caza en óptimas condiciones, lo cual convierte al cetrero en un miembro activo de conservación biológica. La correcta práctica de la cetrería y la conservación son compatibles, involucra el respeto a las vedas cinegéticas y los espacios naturales en general. Por otro lado, es posible desempeñar este deporte en áreas que se encuentran en algún estado de antropización. Dentro de ellas los sistemas agropastoriles figuran como cotos de caza ideales. Debido a que éstas tienen extensiones abiertas de terreno y una presencia suficiente de presas (Coates *et al*., 2017; Riojas-López *et al*., 2018). Adicionalmente, la cetrería es capaz de aportar beneficios directos hacia actividades humanas. Por ejemplo, el uso de rapaces entrenadas como control natural ha demostrado eficacia en la disminución de la presencia de fauna no deseada en aeropuertos (Erickson *et al*., 1990) o en tiraderos de basura a cielo abierto (Cook *et al*., 2008; Soldatini *et al*., 2008).

Los entusiastas de la cetrería requieren poblaciones sanas de aves de presa de las cuales se puedan abastecer de aves para entrenar. Esto provoca que surja una preocupación por los potenciales impactos negativos de esta actividad sobre poblaciones silvestres, preocupación que no es infundada (Braun *et al*., 1977). En México no existe legislación que permita el aprovechamiento extractivo de aves de presa con fines de caza por cetrería. Para que la autoridad pueda en algún momento realizar una regulación al respecto son necesarios estudios poblacionales para conocer las

tasas de aprovechamiento. La estimación de tamaños poblacionales así como las tasas de supervivencia de acuerdo a la edad y el sexo pueden llevarse a cabo a través de distintas técnicas como son el anillado-reavistamiento de individuos o el monitoreo por vía satelital (Newton *et al.*, 2016). Por ejemplo, en Estados Unidos, las tasas modeladas teóricas de aprovechamiento para algunas especies pueden ser de hasta un 5% (Millsap y Allen, 2006). La edad en que inician su entrenamiento las aves es una de las sutilezas del deporte, eso significa que la estructura etaria, en las investigaciones, debe ser siempre tomada en cuenta.

En general, los polluelos son las aves de elección y en este sentido Conway *et al.* (2017) en su estudio a largo plazo sobre poblaciones de halcón mexicano (*Falco mexicanus*), reportan que la captura de individuos en nidos es absolutamente sostenible. Entre las recomendaciones mencionadas en su artículo, sugieren: 1) la alternancia de nidos para aprovechamiento y 2) jamás tomar todos los críos, sino que se debe permitir que al menos dos polluelos permanezcan en el nido. A partir de su modelo teórico, Millsap y Allen (2006) concluyen que la captura de polluelos impacta de manera menor a las poblaciones de rapaces, de esta manera coinciden los requerimientos para la práctica de cetrería y el manejo sostenible de fauna silvestre.

Aves ornamentales

Una práctica tradicional que data de tiempos prehispánicos en México (*e.g.* Sahagún, 1969) es la captura de aves vivas para mantenerlas como mascotas y ésta es denominada por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) como aprovechamiento de aves canoras y de ornato (Roldán-Clarà *et al.*, 2017a). Las aves que mayormente se capturan son las paserinas como los cenzontles (*Mimus* sp.), cardenales (*Cardinalis cardinalis*), clarines (*Myadestes unicolor*) y jilgueros (*M. occidentalis*), pero también otras familias como los psitácidos (loros y cotorras). En la historia popular de México existen manifestaciones artísticas que muestran esta tradición: la pintura "La pajarera" (1958) de Jesús Helguera, la canción "La pajarera" de Manuel M. Ponce y representaciones cinematográficas como *La pajarera* (1945), *La loca* (1951) y *El niño y la estrella* (1976).

El oficio de pajarero es familiar, la mayor parte de las personas que se dedican a esto tienen origen indígena, un promedio de 22 años de experiencia y, por lo general, todos los miembros de la familia colaboran. Los hombres suelen ser los que capturan en diversos ecosistemas y sistemas agropecuarios (milpas, cultivos tradicionales y

cafetal de sombra), mientras que las mujeres adaptan las aves silvestres al cautiverio. El proceso de aclimatación dura hasta un mes, y es en el hogar donde se establece una relación de respeto y cariño con estas aves (Roldán-Clarà *et al.*, 2017b).

También se destacan las peregrinaciones que se llevan a cabo en distintas regiones de México, se tienen registros desde el año de 1634 (Vences-Vidal, 2009); celebraciones religiosas de cientos de pajareros que decoran sus jaulas con flores y sus mejores aves, las cuales se bendicen, asimismo cantan a la Guadalupana y a Dios, lo que demuestra cómo las aves son parte central en la ceremonia. En esos momentos estas aves adquieren un poderoso simbolismo cultural y espiritual, ya que se da gracias y se pide que el oficio de pajarero continúe, de igual manera se recuerda la leyenda de indio Juan Diego en el Tepeyac (Roldán-Clarà *et al.*, 2018). Por todo ello, el aprovechamiento de aves es una cultura, un modo de vida que crea identidad en estas personas.

Para ejercer el oficio de pajarero en México se otorgan permisos de subsistencia (Artículo 92 del capítulo II, Ley General de Vida Silvestre, DOF, 1988); amparando el derecho de las comunidades a sus costumbres y al uso de sus recursos naturales en su localidad (Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo sobre pueblos indígenas y tribales). En la actualidad se establecen unos 700 permisos de captura anuales a personas que demuestran bajos ingresos económicos y que han heredado este oficio (Roldán-Clarà *et al.*, 2017a). Desafortunadamente, este oficio está desapareciendo debido a varios factores. Por ejemplo, en la NOM 059 (DOF, 2010), donde se establecen las categorías de riesgo de especies nativas de México de flora y fauna silvestre, están incluidas dos especies culturalmente importantes para el oficio de los pajareros, el clarín y el jilguero (Roldán-Clarà *et al.*, 2018) y esto ocasiona dificultad para obtener sus permisos de aprovechamiento. Otros factores que dificulta el ejercicio del oficio son varias leyes que impulsa el Partido Verde, como la Ley General de Biodiversidad que sustituirá la LGVS y la Ley de Bienestar Animal, y también por la falta de comprensión que tienen otros sectores de la sociedad sobre el oficio. Pues cuestionan duramente y criminalizan el hecho de que las aves estén enjauladas, sin considerar el apego de estas familias a dichas aves. Sin embargo, las diferentes uniones de capturadores y vendedores de aves en México reivindican su derecho a continuar con este oficio, a través de manifiestos en distintos foros.

Lo expuesto con anterioridad demuestra la importancia de las aves como servicio cultural, por ello, para que los servicios ecosistémicos culturales se puedan detectar, estudiar y considerar se deben emplear metodologías de las ciencias sociales, etno-

biológicas (Albuquerque *et al.*, 2014), cualitativas (Taylor y Bogdan, 1984) o participativas (Bradbury, 2015). La inmersión etnográfica es una técnica antropológica donde la persona investigadora se sumerge temporalmente en la comunidad o colectivo (Taylor y Bogdan, 1984). Esta inmersión va acompañada de la observación participante y la utilización de un diario de campo donde se anota lo acontecido en el transcurso del día, registrando específicamente lo relevante a la vida silvestre y los usos y costumbres del grupo donde está inmerso.

Cabe señalar que el investigador forma parte de la comunidad y observa las dinámicas sociales que se llevan a cabo, sin influir o modificar sus prácticas. Otra técnica muy utilizada son las entrevistas que, a través de una guía de preguntas estructuradas, semiestructuradas o abiertas se obtiene información de personas seleccionadas de la comunidad (Sierra, 1998). Una técnica similar son los grupos focales donde las entrevistas son grupales. De cualquier forma y en cualquier técnica es recomendable utilizar una grabadora de voz o incluso una videocámara para la posterior transcripción textual de la información hablada o visual. Otras técnicas importantes son el listado libre y el paseo guiado; o incluso otras con mayor nivel de intervención como los talleres participativos donde pueden emplearse mapeos participativos, mapeos de actores, entre otras herramientas (Bradbury, 2015; Spradley, 1980). Con todo ello se logran comprender y analizar los valores culturales que las personas dan a la vida silvestre, en definitiva, los motivos y creencias que están detrás de las prácticas, conocimientos, valores y cosmovisión de las personas y de los grupos sociales (Toledo, 2002). Cabe señalar que cualquier técnica utilizada siempre tiene que estar acompañada del consentimiento informado de los participantes, siguiendo el código de ética de la *International Society of Ethnobiology* (2006).

Servicios de regulación

Control biológico de plagas

El control biológico de plagas se divide en tres tipos: clásico, por aumento y por conservación (Barbosa, 1998). Éste es uno de los ambientes agropecuarios del cual existen pocos estudios que midan su valor real, pero que es de gran importancia (Kogan, 1998; Naranjo *et al.*, 2015). El control biológico por conservación se basa en el manejo del cultivo a través del aumento de refugio y alimentación de controladores potenciales de plagas y del uso de insecticidas de manera tradicional para favorecer

la presencia de enemigos naturales de las potenciales plagas (Van den Bosch y Telford, 1964; Barbosa, 1998; Griffiths, 2008).

Es fundamental entender la dinámica del cultivo, para identificar los momentos en los que puede ser más susceptible a una plaga. Se recomienda iniciar con un monitoreo preliminar que permita contar con un panorama sobre los artrópodos presentes en la zona (Barrera *et al.*, 2006). En este tipo de monitoreos se usan diferentes técnicas de colecta, tanto directas como indirectas, seleccionando las más adecuadas para las características del cultivo. Uno de los métodos más usados es el trampeo, el cual puede ser de diferentes tipos: con feromonas, cebos alimenticios, luz, trampas adhesivas y de caída (Ripa y Larral, 2008).

En un contexto de control biológico por conservación, los depredadores que habitan en las zonas aledañas al cultivo de interés serán los que potencialmente ingresen a éste. Por lo anterior, es importante conocer quiénes son los depredadores (y/o parasitoides) y en dónde se encuentran respecto al cultivo. La presencia de éstos y su abundancia puede potencialmente tener la capacidad de regular plagas (Barbosa, 1998). Por lo cual, un monitoreo continuo nos ayudará a entender las dinámicas de las poblaciones de depredadores y parasitoides. Regularmente trampas adhesivas son adecuadas para el monitoreo de dichas poblaciones (Barrera *et al.*, 2006). Con los datos del número de organismos por trampa/por unidad de área/en un periodo de tiempo permite hacer un estimado confiable de la abundancia de dichos organismos.

La base del control biológico es que las poblaciones de la plaga siempre se mantengan por debajo del umbral de daño económico (Landis *et al.*, 2000). La manera de medir el daño dependerá del cultivo de interés y el daño que la plaga cause. Los tipos de daño pueden ser sobre el producto de interés o de manera indirecta, al dañar la salud de la planta y mermar una producción eficiente (De Bach, 1964). El valor de este servicio ecosistémico pocas veces se ha estimado por la complejidad de factores directos y adyacentes que están involucrados, por lo cual es importante que las técnicas de manejo agrícola cada vez sean más adecuadas para la integración del control biológico de plagas (Naranjo *et al.*, 2015).

Introducción de nutrientes al suelo

Muchas de las funciones del ecosistema son reguladas por el suelo, como la producción primaria, la descomposición y la infiltración de agua. Las cuales son el resultado de la actividad metabólica de la biota del suelo; siendo el ciclaje de nutrientes el servicio

ecosistémico más reconocido (Dominati *et al.*, 2010). Este servicio, de manera simplificada, implica la entrada de nutrientes al suelo, sus transformaciones y transferencias, y la salida de éstos del ecosistema. La fauna edáfica participa en las primeras dos fases de este ciclo. En esta ocasión nos centraremos únicamente en el rol de la fauna edáfica en la introducción de nutrientes al suelo.

Durante este proceso, las comunidades del suelo se agrupan según la función que cumplen (Yeates *et al.*, 1993). Herbívoros sobre y dentro del suelo se alimentan de tallos y raíces, depositando residuos y desechos. La fauna detritívora comienza con la fragmentación de la materia incorporada, hasta convertirla en detrito disponible para detritívoros más pequeños. Finalmente, especies depredadoras los consumen y desechan nutrientes en formas disponibles para las plantas.

En muchos casos, una sola especie puede aparecer en más de un grupo funcional, haciendo difícil el análisis de su impacto en la introducción de nutrientes al suelo (Heemsbergen *et al.*, 2004). Aunado a esto, el análisis de la diversidad y composición de las comunidades de suelo está limitado por falta de estudios taxonómicos y la inaccesibilidad física de los organismos. Por ello, es común que se les agrupe de acuerdo con su tamaño (Wurst *et al.*, 2012). Con tamaños menores a 100 µm, la microfauna (*e.g.* protozoarios, nemátodos) es responsable de convertir nutrientes en formas no disponibles para las plantas en compuestos más simples (Bonkowski *et al.*, 2009). La mesofauna, con tamaños entre 100 µm y 2 mm (*e.g.* colémbolos, ácaros), permite el ciclaje de nutrientes al regular plagas y enfermedades, ser alimento de organismos más grandes y distribuir microorganismos descomponedores a través del suelo (Scheu *et al.*, 2005; Coleman, 2008). Superando los 2 mm, la macrofauna (*e.g.* termitas, hormigas, gusanos, coleópteros, arácnidos) tiene un impacto profundo en las condiciones físicas, químicas y estructurales del suelo. Su principal aporte al ciclo de nutrientes es la fragmentación e incorporación de materia orgánica al suelo. En definitiva, la megafauna con más de 2 cm (principalmente roedores y otros mamíferos pequeños), depositan o excretan la materia orgánica a descomponer (Wurst *et al.*, 2012).

Es importante resaltar el papel crucial que juega la macrofauna en la introducción de nutrientes al suelo. La principal entrada de nutrientes a los ecosistemas proviene de la descomposición de materia orgánica. Insectos que habitan dentro y sobre la superficie del suelo se encargan de la fragmentación de hojas frescas y senescentes, troncos y raíces vivos, madera en descomposición, excretas, e incluso exoesqueletos. Al ser

los primeros en la cadena de descomposición e introducirlos a la matriz del suelo, estos organismos regulan las tasas de entrada de nutrientes al ecosistema; convirtiéndose en especies clave para el ciclaje de nutrientes.

La presencia de macrofauna benéfica, cuyas estrategias de vida promueven o no limitan las funciones del suelo, se agudiza en sistemas agrosilvopastoriles (Karlen *et al*., 2001). Contrario a los sistemas naturales, la cantidad de hojarasca en el suelo disminuye debido al cultivo o pastoreo, reduciendo la principal entrada de nutrientes. Esta pérdida se compensa con la entrada de fertilizantes inorgánicos o estiércol y orina del ganado; resultando en una distribución heterogénea y alta en nitrógeno (Murray *et al*., 2006).

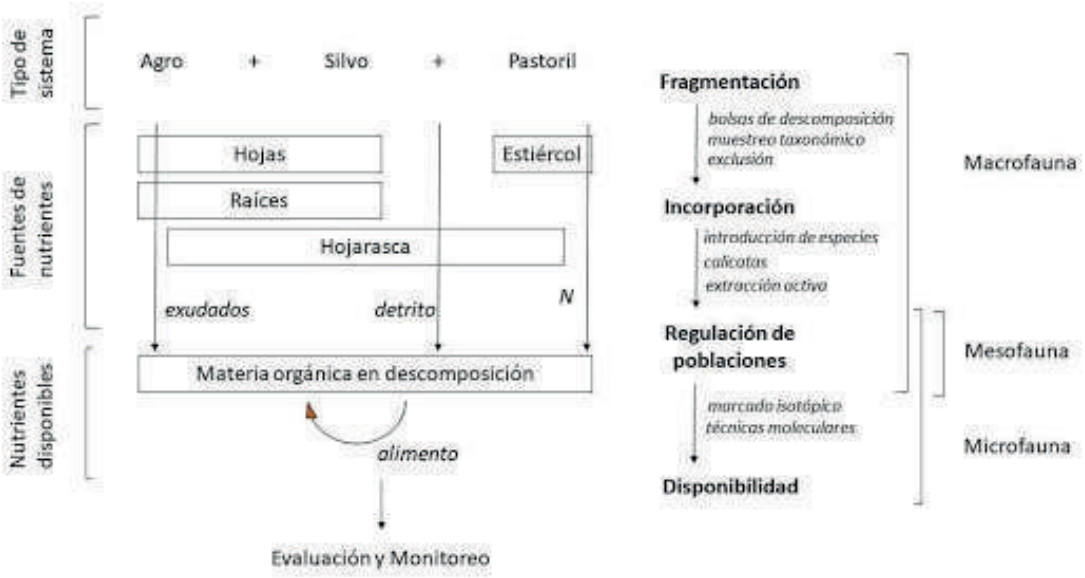


Figura 3. Ciclo de nutrientes en el suelo por fauna edáfica presente en sistemas agropecuarios.

Sin importar la dominancia del agrosistema, la eficiencia de la macrofauna para introducir nutrientes en estos sistemas yace en sus tasas metabólicas con requerimientos bajos en nitrógeno. Esta propiedad, más la alta disponibilidad de nitrógeno favorece la rápida transformación de nutrientes disponibles en el suelo (Murray *et al*., 2006), siendo capaces de utilizar los recursos limitados, donde la cantidad de materia orgánica se vuelve un factor de mayor peso (Laossi *et al*., 2008).

Existen diversos enfoques para evaluar la fauna del suelo (figura 3; Petersen y Luxton, 1982), pero una manera sencilla de caracterizar su aporte en la introducción de nutrientes es el uso de bolsas de descomposición (figura 4). Este método pasivo, uno de los más populares por más de 40 años (Kampichler y Bruckner, 2009), permite identificar el aporte de la macrofauna mediante su exclusión.

En este método se colecta hojarasca del sitio a analizar y se coloca en bolsas con diferentes tamaños de malla; comúnmente se utiliza tela de nylon sin apertura aparente (<430 µm) y otra con apertura de 2 mm (figura 4). El número de bolsas a colocar dependerá de la extensión del área a evaluar y la cantidad de hojarasca disponible, pero se recomiendan al menos cinco pares de bolsas. En cada una de las bolsas se coloca una cantidad igual de hojarasca, pesada previo a su colocación en el suelo.

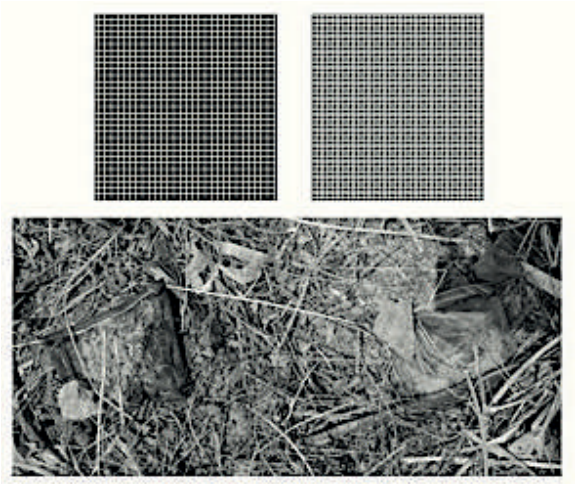


Figura 4. Bolsas de descomposición sin apertura (derecha) y con apertura de 2mm (izquierda), colocadas en un potrero dentro del bosque seco de la costa de Jalisco, México.

De manera posterior se retira un par cada cierto tiempo (usualmente un mes), o después de un periodo más largo (>6 meses). Definir el tiempo de permanencia de las bolsas dependerá de las condiciones bioclimáticas del sitio de estudio; en especial por las variaciones entre ecosistemas áridos, templados, tropicales secos y húmedos (Siddique *et al.*, 2008; Del Castillo, 2013). El aporte de la macrofauna en la introducción de nutrientes se observa en las diferencias esperadas entre pares de bolsas, definiendo la tasa de descomposición, así como el porcentaje de pérdida de peso en hojarasca (Lanuza, 2016). Esto se puede complementar con un muestreo rápido de la macrofauna presente (Petersen y Luxton, 1982), simplemente para identificar cuáles son los órdenes presentes en el sistema.

Si bien estos métodos pueden utilizarse en sistemas agroforestales, su implementación en sistemas con ganado puede ser un reto. Para estos casos se recomienda evaluar la macrofauna dentro del suelo, mediante introducción de especies benéficas. Heemsbergen *et al.* (2004) introdujeron especies de lombrices, milpiés y cochinillas en diferentes combinaciones, encontrando efectos en la pérdida y fragmentación de hojarasca, respiración del suelo y nitrificación. Estudios han revelado que la presencia de estos organismos puede producir suelos con alto contenido en materia orgánica, observado en horizontes oscuros de buen grosor o reducción de hojarasca en la superficie (Clements *et al.*, 1991; Hoogerkamp *et al.*, 1983).

Polinización

El transporte de polen de una flor a otra puede ser mediado por agentes abióticos como el aire o el agua, o por agentes bióticos, es decir, por animales tales como insectos, aves y mamíferos. Alrededor del 87% de las angiospermas dependen de animales para su reproducción sexual (Mayer *et al.*, 2011). La polinización mediada por animales es económicamente relevante porque contribuye a la producción de bienes para el hombre como cultivos, fibras, forraje, productos maderables y no maderables (Kremen *et al.*, 2007). Cerca del 35% del volumen de la producción global de alimentos depende de polinizadores animales (Klein *et al.*, 2007). Debido a su importancia para la producción agrícola, existe una creciente preocupación por la conservación de estos SE, tanto fuera, como dentro de los sistemas productivos. Esta preocupación emerge por los efectos negativos que tiene el cambio del uso del suelo provocado por el hombre, con fines agrícolas y la deforestación que conlleva, provocado la fragmentación del ambiente (Bos *et al.*, 2007). Dicha actividad antropogénica ha llevado a un

declive en las comunidades de polinizadores, poniendo en riesgo la estabilidad de este servicio, lo cual puede resultar en grandes pérdidas económicas (Kearns *et al*., 1998; Bos *et al*., 2007; Kremen *et al*., 2007).

Evaluar el servicio de polinización dentro de sistemas productivos es una tarea primordial para entender la dinámica de los procesos ecológicos, detrás de nuestros sistemas de producción alimentaria. Con dicho entendimiento podríamos predecir los efectos que conllevarían cambios en la comunidad de polinizadores, ponderar su valor económico y desarrollar estrategias agroecológicas enfocadas a la conservación (Bos *et al*., 2007; Reader *et al*., 2012; Rogers *et al*., 2013). La evaluación de la polinización es una tarea compleja. Por su naturaleza mutualista es necesario tomar en cuenta diversos variables tanto de los polinizadores, como de las plantas (García-García *et al*., 2016).

Debido a que el resultado final de la polinización es la producción de semillas viables, este proceso se puede evaluar en dos fases: a) éxito de polinización y b) éxito reproductivo de la planta (Ne'eman *et al*., 2009). Cada subproceso puede medirse directa o indirectamente a través de factores correlacionados tanto de los polinizadores (*e.g.* comportamiento de forrajeo, frecuencia, remoción de polen) como de las plantas (*e.g.* receptividad estigmática, fenología, sistema de apareamiento).

A fin de abordar de manera sucinta el desempeño de los polinizadores, en esta sección nos centraremos en la propuesta de Ne'eman *et al.,* (2009). Este trabajo sugiere mediciones estandarizadas que nos permitan hacer comparaciones a diferentes niveles, ya sea entre especies o comunidades de polinizadores, y a través de escalas temporales (estacionales) y espaciales (sitios de estudio). En cada fase mencionaremos las posibles formas de evaluar directa e indirectamente, a través de factores correlacionados, el desempeño de los polinizadores. Por último, se mencionan factores de la biología reproductiva de la especie de las plantas a tomar en cuenta para hacer estimaciones sensatas.

a) Éxito de polinización

En esta primera fase, el evento a evaluar es la deposición de polen en el estigma de la flor por parte del polinizador ya sea en una sola visita o por unidad de tiempo. La forma directa de evaluar dicho evento es contando el número de granos de polen depósitos sobre el estigma. Sin embargo, dado que esto es difícil de realizar en campo por requerir de equipos de microscopía, existen métodos indirec-

tos para deducir la deposición de polen. Éstos se centran en la observación del comportamiento de forrajeo de los polinizadores.

La manera más sencilla para evaluar en campo es mediante observaciones focales sobre una unidad de observación, la cual puede ser una flor o un grupo de flores, y obtener información ya sea por visitas únicas o las visitas acumuladas en un tiempo definido (Rogers *et al.*, 2013). Algunas variables de fácil observación sobre el comportamiento de los visitantes florales es la legitimidad, duración y frecuencia de la visita, así como la abundancia de los polinizadores.

La legitimidad de la visita está determinada por el comportamiento de forrajeo del visitante floral y establece su potencial efectividad como polinizador. Se considera que una visita es legítima cuando el agente biótico hace contacto con las estructuras reproductivas tanto masculinas como femeninas de la flor (Hernández-Montero y Sosa, 2016). La frecuencia de visitas de cada polinizador puede determinarse mediante observaciones por unidad de tiempo. La abundancia de polinizadores puede registrarse a lo largo de transectos o parches florales en un determinado periodo de tiempo (Rogers *et al.*, 2013). Con estos parámetros mencionados podemos contar con datos suficientes sobre la calidad de los visitantes florales y su cantidad.

b) Éxito reproductivo de la planta

En esta segunda fase, el evento a medir es la producción de semillas ya que refleja que la cantidad de polen depositado en el estigma tuvo el potencial de fertilizar los óvulos y desarrollar semillas viables. Es decir, cuál es la contribución del polinizador al éxito reproductivo de la planta. Esta relación directa entre planta y polinizador no es fácil de medir si nuestras observaciones son por unidad de tiempo. Esto es debido a que múltiples polinizadores, de diferentes especies, pueden contribuir de distinta manera al éxito reproductivo.

Para evitar dicha confusión, es necesario realizar experimentos de exclusión. Primero se localizan botones florales y se embolsan con tela mosquitera o yute que permita la libre circulación del aire pero que sea capaz de excluir a los visitantes florales. Una vez que la flor abre, se retira la bolsa y se vigila hasta que la flor sea visitada por primera vez para, posteriormente, ser embolsada de nuevo registrando la identidad del visitante floral. Las flores tratadas se observan hasta advertir si desarrollan frutos o no y en caso de hacerlo se contabiliza el nú-

mero de semillas. Cabe mencionar que es necesario tener dos controles, uno donde la flor permanece embolsada todo el tiempo y otro donde se deja abierta a todos los visitantes florales. De esta manera podemos determinar qué tan indispensables son los polinizadores (tratamiento cerrado) o si hay una limitación de polen en el ambiente ya sea porque no hay suficientes visitantes florales u otras plantas para donar polen (tratamiento abierto).

c) Factores a considerar en la evaluación de la polinización

Para estimar adecuadamente el éxito reproductivo de la planta y el desempeño del polinizador, es necesario tomar en cuenta características de su biología reproductiva. Uno de los factores más importantes es el sistema de apareamiento de la especie vegetal en cuestión (Aguilar *et al*., 2006). El sistema de apareamiento se clasifica en dos grupos: auto-compatible y auto-incompatible. El primer grupo puede fecundarse a sí mismas, por lo que todas las especies presentan flores hermafroditas. Mientras que las plantas con un sistema de apareamiento auto-incompatible, necesitan que el polen sea transportado de una flor de un individuo a otra flor de otro individuo no emparentado. Las especies auto-incompatibles puede tener flores hermafroditas o presentar los sexos separados dentro del individuo o en individuos diferentes (Aguilar *et al*., 2006).

Una forma sencilla de determinar el sistema de apareamiento es mediante experimentos de polinización y exclusión, los cuales también pueden ayudarnos a determinar el sistema reproductivo de la planta. Si la planta desarrolla frutos con semillas como resultado del experimento, el sistema de apareamiento y reproductivo pueden ser determinados. En la tabla 1, se enumeran los experimentos posibles, hay que tomar en cuenta que una vez polinizada la flor manualmente, éstas se deben aislar usando bolsas de yute o tela mosquitera para evitar que polen ajeno al experimento se deposite en el estigma de la flor.

Las plantas con un sistema de apareamiento auto-compatible pueden producir frutos con semillas por apomixis, autogamia, geitonogamia o xenogamia por lo que la dependencia a sus polinizadores es facultativa y en consecuencia son menos susceptibles a la fragmentación. Mientras que las plantas con un sistema de apareamiento auto-incompatible presentan una xenogamia obligada para producir semillas por lo que son altamente dependientes de sus polinizadores (Aguilar *et al*., 2006). Aunque las plantas con un sistema auto-compatible pue-

den producir frutos sin la necesidad de polinizadores, la presencia de éstos últimos puede incrementar la producción o biomasa de los frutos y semillas producidos (Westerkamp y Gottsberger, 2000; Klein *et al.*, 2007); en este caso es necesario comparar la producción en número y peso de los frutos y semillas desarrollados bajo cada condición experimental. La conservación de la fauna silvestre y sus servicios de polinización deben ser resguardados bajo cualquier escenario.

Dispersión de semillas

La dispersión de semillas es el proceso a través del cual las plantas colonizan nuevos hábitats. Al contribuir a que la vegetación de los ecosistemas se mantenga, este proceso ecosistémico está clasificado como un SE de regulación. De acuerdo a Wang y Smith (2002) podemos dividir el proceso de dispersión de semillas en cinco fases: 1) producción del fruto; 2) remoción del fruto; 3) dispersión de semillas; 4) germinación, y 5) reclutamiento. Las fases en las que interviene la fauna nativa son la fase de remoción del fruto y dispersión de semillas, principalmente en ecosistemas tropicales.

Tabla 1. Experimentos de polinización para determinar el sistema de apareamiento y reproductivo (ver Hernández-Montero y Sosa, 2016).

Sistema de apareamiento	Sistema reproductivo	Procedimiento experimental	Dependencia a polinizadores
Auto-compatible	Apomixis	Se emasculan las flores	Menor
	Autogamia	La flor se poliniza con su propio polen	↓
	Geitonogamia	Se poliniza una flor con el polen de otra flor de la misma planta	
Auto-incompatible	Xenogamia	Se poliniza una flor con polen de otra flor de otra planta no emparentada	Mayor

La importancia del estudio de este proceso en ambientes agropecuarios radica en que las actividades agropecuarias pueden interrumpir dicho proceso. Por ejemplo, la producción de *Agave tequilana* interrumpe la fase de producción de frutos, al cosechar las plantas antes de que logren producir flores y sean polinizadas (Trejo-Salazar *et al*., 2016). En otros casos, el manejo y/o el incremento de la superficie de producción agrícola reduce la fuente frutos y semillas de plantas nativas de los bosques (Hernández-Montero *et al*., 2015). Poniendo en riesgo la regeneración del bosque en caso de abandono de la actividad agropecuaria (Zimmerman *et al*., 2000). Por lo tanto, para que la producción agropecuaria sea sustentable y mantenga la dispersión de semillas, es necesario evaluar tres componentes principales de este proceso a escala local y de paisaje. Estos componentes son: 1) disponibilidad de frutos, 2) lluvia de semillas, y 3) redundancia funcional de dispersores. El primer componente nos habla de la producción de frutos para los dispersores, el segundo de en qué magnitud y dónde está ocurriendo la dispersión y el último componente, sobre el grado de vulnerabilidad de la dispersión de semillas en el paisaje.

Para medir la producción de frutos en un sistema agropecuario es necesario contar con un catálogo de referencia de las semillas dispersadas por animales en el sitio de estudio. Los frutos carnosos, los cuales ofrecen en la pulpa o mesocarpio nutrientes a los animales dispersores suelen ser los más consumidos (Pijl, 1982). Una vez que se tiene la lista de plantas dispersadas por animales, el siguiente paso es evaluar la densidad de frutos para la fauna silvestre en la zona de estudio. Para ello se usan dos métodos, el primero consiste en medir la diversidad de plantas dispersadas por animales, donde se contabilizan todas las plantas $\geq$ a 2.5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) en 0.1 ha, y todas las plantas con DAP $\geq$ a 10 cm (Gentry, 1988). Cabe mencionar que el área muestreada puede ser menor de acuerdo al área de vegetación que se desee muestrear. Al mismo tiempo, de estar contabilizando la diversidad de plantas, se deben tomar datos de la disponibilidad de frutos. Para ello es necesario contar de cada planta el número de frutos. Esto es, contabilizar la cantidad de frutos de 30 ramas de cada planta, se obtiene un promedio de frutos contados y éste se multiplica por el número total de ramas del árbol o arbusto (Korine *et al*., 2005). Cuando la planta tenga menos de 30 ramas puede contarse el número total de frutos. Si se desea expresar la disponibilidad de frutos en biomasa, se puede medir el peso de una muestra de 15-30 frutos y se expresa en gramos (g).

Para medir la lluvia de semillas el método más usado es el de las trampas de semillas (Henry y Sylvie, 2007). Éstas tienen como objetivo recolectar las semillas dispersadas por animales, principalmente los voladores. Dichas trampas son de forma variada, pero todas tienen como base una cama de tela en la cual se reúnen las semillas (figura 5). Una vez colectadas las semillas, se tienen que separar entre dispersadas por viento, gravedad y animales. Este método se puede complementar con transectos, para la colecta de heces fecales de animales no voladores, especialmente mamíferos de gran masa corporal (*e.g.* >200g). En la actualidad, a estos métodos para evaluar la lluvia de semillas, se han incorporado análisis de datos moleculares (González-Varo *et al.*, 2014). Lo anterior se realiza con el fin de tener una mayor precisión en la determinación de las plantas dispersadas y en algunos casos de los dispersores.

Figura 5. Trampa de semillas ubicada en un sendero que era un paso de murciélagos frugívoros. El tamaño, y material con el cual se fabrican es variado y responde a las necesidades de cada pregunta de investigación. Fotografía: Romeo A. Saldaña-Vázquez.

Por último, para medir la vulnerabilidad de la dispersión de semillas en los ambientes agropecuarios se puede utilizar el análisis de redes ecológicas (Hernández-Montero *et al*., 2015; González-Varo *et al*., 2017). Para ello se dibujan redes de interacciones y se calculan índices que reflejan el grado de redundancia funcional del sistema de dispersión de semillas. Por ejemplo, uno de los índices más usados en el análisis de redes es el índice de especialización (H_2'). Este índice va de 0 a 1, cuando los valores son cercanos a 0 sugiere que hay una baja especialización en la red de interacciones animal-fruto y, por lo tanto, una baja vulnerabilidad en la dispersión de semillas (Blüthgen, 2010; Blüthgen y Klein, 2011; Hernández-Montero *et al*., 2015). Ya que, si alguna especie llega a extinguirse localmente, otra podrá ocupar su posición como dispersor de semillas.

Conclusiones

Como se ha podido constatar, los SE que provee la fauna silvestre en sistemas agropecuarios son muy importantes para el funcionamiento de estos ambientes y para el bienestar del ser humano. Por lo tanto, su estudio y monitoreo en los sistemas agropecuarios debería integrarse a cualquier programa de desarrollo sustentable de estos sistemas. Asimismo, las ideas expuestas en este documento pueden tomarse como una introducción al estudio de SE en estos ambientes.

Agradecimientos

RASV realizó este trabajo durante su estancia posdoctoral (PRODEP 511-6/17-626 de la SEP) en el Cuerpo Académico (UMSNH-CA-178). En las LGAC "Ecología evolutiva y conservación" y "Ecología de Poblaciones y Comunidades" del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA).

Literatura citada

Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L. y Aizen M. A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters, 9*, 968-980.

Albuquerque, U. P., Cunha, L. V. F. C., Lucena, R. F. P. y Alves, R. R. N. (2014). *Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology*. Nueva York: Springer 480 pp.

Bach, P. de (1964). *Biological Control of Insect Pests and Weeds. Reinhold Publishing Corporation*/University of Minnesota, 844 pp.

Barbosa, P. (1998). *Conservation Biological Control*. Academic Press, Nueva York, 396 pp.

Barrera, J. F., Herrera, J., Villacorta, A., García, H. y Cruz, L. (2006). Trampas de metanol-etanol para detección, monitoreo y control de la broca del café *Hypothenemus hampei*. En *Simposio sobre Trampas y Atrayentes en Detección, Monitoreo y Control de Plagas de Importancia Económica* (pp. 71-83). Tapachula, México.

Bradbury, H. (2015). *The SAGE handbook of Action Research*. 3a. ed. Oregon: Health & Science University, 856 pp.

Bharucha, Z. y Pretty, J. (2010). The roles and values of wild foods in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 365*, 2913-2926.

Braun, C. E., Enderson, J. H., Henny, C. J., H. Meng y Nyeand, A. G. (1977). Falconry: Effects on raptor populations and management in North America. *The Wilson Bulletin, 89*, 360-369.

Blake, S., Strindberg, S., Boudjan, P., Makombo, C., Bila-Isia, I., Ilambu, O., Grossmann, F., Bene-Bene, L., de Semboli, B., Mbenzo, V., S'hwa, D., Bayogo, R., Williamson, L., Fay, M., Hart J. y Maisels, F. (2007). Forest elephant crisis in the Congo Basin. *PLoS Biol 5(4)*, e111.

Blüthgen, N. (2010). Why network analysis is often disconnected from community ecology A critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology, 11*, 185-195.

Blüthgen, N. y Klein, A.-M. (2011). Functional complementarity and specialization: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology, 12*, 282-291.

Bonkowski, M., Villenave, C. y Griffiths, B. (2009). Rhizosphere fauna: the functional and structural diversity of intimate interactions of soil fauna with plant roots. *Plant and Soil, 321*, 213-233.

Boer, W. F. de y Baquete, D. S. (1998). Natural resource use, crop damage and attitudes of rural people in the vicinity of the Maputo Elephant Reserve, Mozambique. *Environmental Conservation, 25*, 208-218.

Bos, M. M., Veddeler, D., Bogdanski, A. K., Klein, A.-M., Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I. y Tylianakis, J. M. (2007). Caveats to quantifying ecosystem services: fruit abortion blurs benefits from crop pollination. *Ecological Applications, 17*, 1841-1849.

Buckland, S. T. (2006). Point-transect surveys for songbirds: robust methodologies. *The Auk, 123*, 345-357.

Castillo, K. del (2013). *Manejo y Ecosistemas: disponibilidad de nutrientes en un gradiente de regeneración de bosques tropicales*. Morelia: Tesis de Licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, 94 pp.

Chaudhuri, A. (2016). *Randomized response and indirect questioning techniques in surveys*. CRC Press, Florida, 228 pp.

Clarke, D. J., Pearce, J. G. y White, K. A. (2007). Powerline corridors: degraded ecosystems or wildlife havens? *Wildlife Research, 33*, 615-626.

Clements, R. O., Murray, P. J. y Sturdy, R. G. (1991). The impacts of 20 years of absence of earthworms and 3 levels of N-fertilizer on a grassland soil environment. *Agriculture Ecosystems & Environment, 36*, 75-85.

Coates, P. S., Brussee, B. E., Howe, K. B., Fleskes, J. P., Dwight, I. A., Connelly, D. P., Meshriy, M. G. y Gardner, S. C. (2017). Long term and widespread changes in agricultural practices influence ring-necked pheasant abundance in California. *Ecology and Evolution, 7*, 2546-2559.

Coleman, D. C. (2008). From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biology and Biochemistry, 40*, 271-280.

Cowlishaw, G., Mendelson, S. y Rowcliffe, J. M. (2005). Evidence for post-depletion sustainability in a mature bushmeat market. *Journal of Applied Ecology, 42*, 460-468.

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber S. y Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services, 28*, 1-16.

Conteh, A., Gavin, M. C. y Solomon, J. (2015). Quantifying illegal hunting: a novel application of the quantitative randomised response technique. *Biological Conservation, 189*, 16-23.

Conway, C. J., Anderson, S. H., Runde, D. E. y Abbate, D. (2017). Effects of experimental nestling harvest on prairie falcons. *The Journal of Wildlife Management, 59*, 311-316.

Cook, A., Rushton, S., Allan, J. y Baxter, A. (2008). An evaluation of techniques to control problem bird species on landfill sites. *Environmental Management, 41*, 834-843.

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martin-Lopez, B., Watson, R. T., Molnár, Z. *et al*. (2018) Assessing nature's contributions to people. *Science, 359*, 270-272.

DOF [Diario Oficial de la Federación] (2010). Norma Oficial Mexicana 059-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT, 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.

DOF [Diario Oficial de la Federación] (1988). "Ley General de Vida Silvestre", México. Última reforma DOF 13 de mayo de 2016.

Dominati, E., Patterson, M. y Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics, 69*, 1858-1868.

East, T., Kümpel, N. F., Milner-Gulland, E. J. y Rowcliffe, J. M. (2005). Determinants of urban bushmeat consumption in Rio Muni, Equatorial Guinea. *Biological Conservation, 126*, 206-215.

Engeman, R. M., Pipas, M. J., Gruver, K. S. y Allen, L. (2000). Monitoring coyote population changes with a passive activity index. *Wildlife Research, 27*, 553-557.

Erickson, W. A., Marsh, R. E. y Salmon, T. P. (1990). A review of falconry as a bird-hazing technique. *Proceedings of the 14th Vertebrate Pest Conference*, 314-316.

Fa, J. E., Albrechtsen, L., Johnson, P. J. y Macdonald, D. W. (2009). Linkages between household wealth, bushmeat and other animal protein consumption are not invariant: evidence from Rio Muni, Equatorial Guinea. *Animal Conservation, 12*, 599-610.

Fisher, B., Turner R. K. y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics, 68*, 643-653.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science, 309*, 570-574.

Foster, R. J., Harmsen, B. J., Macdonald, D. W., Collins, J., Urbina, Y., García, R. y Doncaster, C. P. (2016). Wild meat: a shared resource amongst people and predators. *Oryx, 50*, 63-75.

García-García, M., Ríos Osorio, L. A. y Álvarez del Castillo, J. (2016). La polinización en los sistemas de producción agrícola: revisión sistemática de la literatura. *IDESIA, 34*, 53-68.

Gavin, M. C., Solomon, J. N. y Blank, S. G. (2010). Measuring and monitoring illegal use of natural resources. *Conservation Biology, 24*, 89-100.

Gentry, A. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden, 75*, 1-34.

Golden, C. D., Fernald, L. C., Brashares, J. S., Rasolofoniaina, B. R. y Kremen, C. (2011). Benefits of wildlife consumption to child nutrition in a biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 108*, 19653-19656.

González-Varo, J. P., Arroyo, J. M. y Jordano, P. (2014). Who dispersed the seeds? The use of DNA barcoding in frugivory and seed dispersal studies. *Methods in Ecology and Evolution, 5*, 806-814.

González-Varo, J. P., Carvalho, C. S., Arroyo, J. M. y Jordano, P. (2017). Unravelling seed dispersal through fragmented landscapes: Frugivore species operate unevenly as mobile links. *Molecular Ecology, 26*, 4309-4321.

Griffiths, G. J. K., Holland, J. M., Bailey A. y Thomas, M. B. (2008). Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control, 45*, 200-209.

Groot, R. S. de, Wilson, M. A. y Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics, 41*, 393-408.

Haselmayer, J. y Quinn J. S. (2000). A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian southeast Perú. *The Condor, 102*, 887-893.

Harvey, C. A., González J. y Somarriba, E. (2006). Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and* J. A. G. *Conservation, 1*5, 555-585.

Harvey, C. A. y Villalobos. (2007). Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation, 16*, 2257-2292.

Heemsbergen, D. A., Berg, M. P., Loreau, M., van Hal, J. R., Faber, J. H. y Verhoef, H. A. (2004). Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science, 36*, 1019.

Henry, M. y Sylvie, J. (2007). Effect of bat exclusion on patterns of seed rain in tropical rain forest in French Guiana. *Biotropica, 39*, 510-518.

Hernández-Montero, J. R., Saldaña-Vázquez, R. A., Galindo-González J. R. y Sosa, V. J. (2015). Bat-fruit interactions are more specialized in shaded-coffee plantations than in tropical mountain cloud forest fragments. *PloS One*, 10, e0126084.

Hernández-Montero, J. R. y V. Sosa, J. (2016). Reproductive biology of *Pachira aquatica* Aubl. (Malvaceae: Bombacoideae): a tropical tree pollinated by bats, sphingid moths and honey bees. *Plant Species Biology, 31*, 125-134.

Hoogerkamp, M., Rogaar, H. y Eysakkers, H. J. P. (1983). Effects of earthworms on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands. En J. E. Satchell (Ed.), *Earthworm Ecology: from Darwin to Vermiculture* (pp. 85-105). Londres: Chapman and Hall.

International Society of Ethnobiology. 2006. ISE Code of Ethics. http://ethnobiology.net/code-of-ethics/.

Jenkins, R. K., Keane, A., Rakotoarivelo, A. R., Rakotomboavonjy, V., Randrianandrianina, F. H., Razafimanahaka, H. J., Ralaiarimalala, S. R. y Jones, J. P. (2011). Analysis of patterns of bushmeat consumption reveals extensive exploitation of protected species in eastern Madagascar. *PloS One, 6*, e27570.

Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems, 76*, 1-10.

Kampichler, C. y Bruckner, A. (2009). The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. *Biological Reviews, 84*, 375-389.

Karlen, D. L., Andrews, S. S. y Doran, J. W. (2001). Soil quality: Current concepts and applications. *Advances in Agronomy, 74*, 1-40.

Kearns, C. A., Inouye, D. W. y N. Waser, N. (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics, 29*, 83-112.

King, E. C. (2014). *Hunting for the Problem: An investigation into bushmeat use around North Luangwa National Park, Zambia* Londres: Doctoral dissertation, Department of Life Sciences, Silwood Park, Imperial College London.

Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. y Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 274*, 303-313.

Knapp, E. J., D. Rentsch, J. Schmitt, C. Lewis y S. Polasky (2010). A tale of three villages: choosing an effective method for assessing poaching levels in western Serengeti, Tanzania. *Oryx, 44*, 178-184.

Koch, V., Nichols, W. J., Peckham, H. y Toba, V. de la (2006). Estimates of sea turtle mortality from poaching and bycatch in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Biological Conservation, 128*, 327-334.

Kogan, M. (1998). Integrated Pest Management: Historical perspectives and contemporary developments. *Annual Review of Entomology, 43*, 243-270.

Korine, C., Kalko, E. y Herre, E. (2000). Fruit characteristics and factors affecting fruit removal in a Panamanian community of strangler figs. *Oecologia, 123*, 560-568.

Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vazquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A.-M., Regetz, J. y Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters, 10*, 299-314.

Kunz, T. H. y Brock, C. E. (1975). A comparison of mist nets and ultrasonic detectors for monitoring flight activity of bats. *Journal of Mammalogy, 56*, 907-911.

Landis D. A., Wratten, S. D. y Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology, 45*, 175-201.

Lanuza, O. R. (2016). *Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto a mediano plazo sobre la producción y descomposición de la hojarasca*. Tesis de Maestría. CATIE, Turrialba.

Laossi, K.-R., Barot, S., Carvalho, D., Desjardin, T., Lavelle, P., Martins, M., Mitja, D., Rendeiro, A. C., Rousseau, G., Sarrazin, M., Velasquez E. y Grimaldi, M. (2008). Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian pastures. *Pedobiologia, 51*, 397-407.

León, P. y Montiel, S. (2008). Wild meat use and traditional hunting practices in a rural mayan community of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Human Ecology, 36*, 249-257.

Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., Pivello, V. R. y Meirelles, S. T. (2008). Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research, 54*, 739.

Mayer, C., Adler, L., Armbruster, W. S., Dafni, A., Eardley, C., Huang, S.-Q., Kevan, P. G., Ollerton, J., Packer, L., Symank, A., Stout, J. C. y Potts, S. G. (2011). Pollination ecology in the 21st century: key questions for future research. *Journal of Pollination Ecology, 3*, 8-23.

Millsap, B. A. y Allen, G. T. (2006). Effects of falconry harvest on wild raptor populations in the United States: theoretical considerations and management recommendations. *Wildlife Society Bulletin, 34*, 1392-1400.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D. C. Island Press, 160 pp.

Murray, P. J., Cook, R., Currie, A. F., Dawson, L. A., Gange, A. C., Grayston, S. J. y Treonisdf, A. M. (2006). Interactions between fertilizer addition, plants, and the soil environment: Implications for soil faunal structure and diversity. *Applied Soil Ecology, 33*, 199-207.

Naranjo, S. E., Ellsworth, P. C. y Frisvold, G. B. (2015). Economic value of biological control in integrated pest management of managed plant systems. *Annual Review of Entomology, 60*, 621-645.

Ne'eman, G., Jürgens, A., Newstrom-Lloyd, L., Potts, S. G. y Dafni, A. (2009). A framework for comparing pollinator performance: effectiveness and efficiency. *Biological Reviews, 95*, 1-17.

Neumann, C. G., Murphy S. P.,, Gewa, G., Grillenberger, M. y Bwibo-N., O. (2007). Meat supplementation improves growth, cognitive, and behavioral outcomes in Kenyan children. *The Journal of Nutrition, 137*, 1119-1123.

Newton, I., Mcgrady, M. J. y Oli, M. K. (2016). A review of survival estimates for raptors and owls. *Ibis, 158*, 227-248.

Noss, A. J. (1998). Cable snares and bushmeat markets in a central African forest. *Environmental Conservation, 25*, 228-233.

Nuno, A. N. A., Bunnefeld, N., Naiman, L. C. y Milner-Gulland, E. J. (2013). A novel approach to assessing the prevalence and drivers of illegal bushmeat hunting in the Serengeti. *Conservation Biology, 27(6)*, 1355-1365.

O'Connell, A. F., Nichols, J. D. y Karanth, K. U. (2010). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer Science & Business Media.

Petersen, H. y Luxton, M. (1982). Quantitative ecology of micro-fungi and animals in soil and litter. *Oikos, 39*, 287-388.

Pijl, L. (1982). *Principles of dispersal in higher plants*. 3a. ed. Nueva York: Springer-Verlag 214 pp.

Pollock, K. H., Nichols, J. D., Simons, T. R., Farnsworth, G. L., Bailey, L. L. y Sauer, J. R. (2002). Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics, 13*, 105-119.

Poulsen, J. R., Clark, C. J., Mavah, G. y Elkan, P. W. (2009). Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in northern Congo. *Conservation Biology, 23*, 1597-1608.

Quijas, S., Schmid, B. y Balvanera, P. (2010). Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. *Basic and Applied Ecology, 11*, 582-593.

Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E. y DeSante, D. F. (1993). *Handbook of field methods for monitoring landbirds*. USDA Forest Service/UNL Faculty Publications, 105.

Ralph, C. J., Sauer, J. R. y Droege, S. (1995). *Monitoring bird populations by point counts*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Albany, CA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 187, 149.

Riojas-López, M. E., Mellink, E. y Luévano, J. (2018). A semiarid fruit agroecosystem as a conservation-friendly option for small mammals in an anthropized landscape in Mexico. *Ecological Applications, 28*, 495-507.

Ripa, R. y Larral, P. (2008). *Manejo de plagas en paltos y cítricos*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Colección de libros INIA, núm. 23. Santiago de Chile, 397 pp.

Rodríguez de la Fuente, F. (1986). *El arte de cetreria*. México: Noriega, 286 pp.

Roldán-Clarà B., López-Medellín, X., Leyva, C., Calderón de la Barca, N. y Espejel, I. (2017a). Mexican birds use according to government officials. *Ethnobiology and Conservation, 6*, 1-18.

Roldán-Clarà, B., Toledo, V. y Espejel, I. (2017b). The use of birds as pets in Mexico. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, 13, 1-18.

Roldán-Clarà B., Maldonado-Alcudia, C. M. y Olmos-Martínez, E. (2018). Preservación del Patrimonio Cultural a Partir del Turismo Religioso: El Caso de las Peregrinaciones de los Pajareros en México. *International Journal of Scientific Management and Tourism, 4-2*, 489-500.

Rogers, S. R., Tarpy, D. R. y Burrack, H. J. (2013). Multiple criteria for evaluating pollinator performance in highbush blueberry (Ericales: Ericaceae) agroecosystems. *Environmental Entomology, 42*, 1201-1209.

Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. y Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology, 45*, 1228-1236.

Rowland, D., Blackie, R. R., Powell, B., Djoudi, H., Vergles, E., Vinceti, B. y Ickowitz, A. (2015). Direct contributions of dry forests to nutrition: a review. International *Forestry Review. 17*, :45-53.

Sahagún, F. B. de, (1969). *Historia general de las cosas de nueva España*, 2a. ed. Numeración, anotaciones y apéndices de Ángel María Garibay K., Porrúa, México.

Santos-Fita, D., Naranjo, E. J., y Rangel-Salazar, J. L. (2012). Wildlife uses and hunting patterns in rural communities of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, 8*, 38.

Sierra, F. (1998). Función y sentido de la entrevista cualitativa en investigación social, en Galindo-Cáceres, J., *Técnicas de investigación en sociedad, cultura y comunicación* (pp. 277-354). México: Pearson Addison Wesley.

Scheu, S., Ruess, L. y Bonkowski, M. (2005). Interactions between microorganisms and soil micro- and meso-fauna. En Buscot, F., A. Varma (Eds.) *Soil Biology, Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions* (pp. 253-27). Berlín: Springer-Verlag.

Siddique, I., Engel, V. L., Parrotta, J. A., Lamb, D., Nardoto, G. B., Ometto, J. P. H. B. y Schmidt, S. (2008). Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. *Biogeochemistry, 88*, 89-101.

Solomon, J., Jacobson, S. K., Wald, K. D. y Gavin, M. (2007). Estimating illegal resource use at a Ugandan park with the randomized response technique. *Human Dimensions of Wildlife, 12*, 75-88.

Soldatini, C., Albores-Barajas, Y. V., Torricelli, P. y Mainardi, D. (2008). Testing the efficacy of deterring systems in two gull species. *Applied Animal Behaviour Science, 110*, 330-340.

Spotswood, E. N., Goodman, K. R., Carlisle, J., Cormier, R. L., Humple, D. L., Rousseau, J., Guers, S. L. y Barton, G. G. (2012). How safe is mist netting? Evaluating the risk of injury and mortality to birds. *Methods in Ecology and Evolution, 3*, 29-38.

Spradley, J. P. (1980). *Participant observation*. Belmont, C. A.: Wadsworth Cengage Learning, 195 pp.

St. John, F. A. V., Edwards-Jones, G., Gibbons, J. M. y Jones, J. P. G. (2010). Testing novel methods for assessing rule breaking in conservation. *Biological Conservation 143*, 1025-1030.

St. John, F. A. V., Keane, A., Edwards-Jones, G., Jones, L., Yarnell, R. W. y Jones, J. P. G. (2012). Identifying indicators of illegal behaviour: carnivore killing in human-managed landscapes. *Proceedings of the Royal Society B 279*, 804-812.

Taylor, S. J. y Bogdan, R. (1984). *Introducción a los métodos cualitativos de investigación*. Barcelona: Paidós Ibérica. L'Hospitalet de Llobregat, 345 pp.

Toledo, V. M. (2002). Ethnoecology: a conceptual framework for the study of indigenous knowledge of nature. En J. R. Stepp, Wyndham, F. y Zarger, R. K. (Eds.), *Ethnobiology and biocultural diversity: Proceedings of the 7th International Congress of Ethnobiology, Athens, Georgia* (pp. 511-522).

Tracy, P. E. y Fox, J. A. (1981). The validity of randomized response for sensitive measurements. *American Sociological Review, 46*, 187-200.

Trejo-Salazar, R.-E., Eguiarte, L. E., Suro-Piñera, D. y Medellin, R. A. (2016). Save our bats, save our tequila: Industry and science join forces to help Bats and Agaves. *Natural Areas Journal, 36*, 523-530.

Van den Bosch, R. y Telford, A. D. (1964). Environmental modification and biological control. En DeBach, P. (Ed.), *Biological control of insect pests and weeds* (pp. 459-488). Nueva York: Reinhold.

Vandermeer, J. y Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology, 21*, 274-277.

Vences-Vidal, M. (2009). Manifestaciones de la religiosidad popular en torno a tres imágenes marianas originarias: La unidad del ritual y la diversidad formal. *Mirador Latinoamericano, 49*, 97-126.

Westerkamp, C. y Gottsberger, G. (2000). Diversity pays in crop pollination. *Crop Science, 40*, 1209-1222.

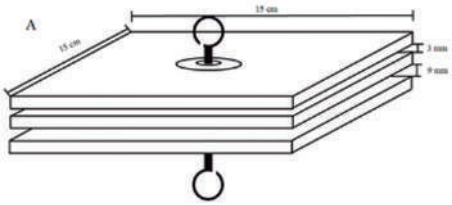
Wilson, G. J. y Delahay, R. J. (2001). A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research, 28*, 151-164.

Wurst, S., De Deyn, G. B. y Orwin, K. (2012). Soil Biodiversity and Functions. En D. H. Wall (Ed.), *Soil Ecology and Ecosystem Services* (pp. 28-44). Oxford: Oxford University Press.

Yeates, G. W., Bongers, T., De Goede, R. G. M., Freckman, D. W. y Georgieva, S. S. (1993). Feeding habits in soil nematode families and genera: An outline for soil ecologists. *Journal of Nematology, 25*, 315-331.

Yom-Tov, Y. (2003). Poaching of Israeli wildlife by guest workers. *Biological Conservation, 110*, 11-20.

Zimmerman, J., Pascarella, J. y Aide, T. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology, 8*, 350-360.



Comunidades de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en ambientes urbanos

Manuel Edday Farfán-Beltrán[1]
Maya Rocha-Ortega[1]
Alejandro Córdoba-Aguilar[1*]

[1] Laboratorio de Ecología de la Conducta de Artrópodos, Departamento de Ecología Evolutiva, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

* Autor para correspondencia: acordoba@ecologia.unam.mx

Resumen

La urbanización es un fenómeno con consecuencias en varios de los atributos de los sistemas naturales. En el caso de los ambientes acuáticos, una consecuencia es el cambio en la calidad del agua, la cual puede ser evaluada con pruebas fisicoquímicas, bioindicadores, o ambos. Los bioindicadores son individuos -o sus restos-, procesos fisiológicos, poblaciones o comunidades que permiten conocer algún atributo de interés. Los macroinvertebrados acuáticos se consideran buenos bioindicadores de la calidad del agua debido, entre otras cosas, a que son fáciles de recolectar, tienen ciclos de vida cortos y dependen completamente del agua, por lo que están expuestos a cambios en su composición fisicoquímica. En este capítulo, describimos algunas técnicas de colecta para ambientes lénticos y lóticos así como diferentes aproximaciones para el análisis de la información. Esta contribución puede ser una referencia para quienes se interesen en el estudio de la calidad del agua en ambientes urbanos.

Introducción

La urbanización es uno de los principales motores de cambio en los ecosistemas, pues aunque actualmente se propone que lo ideal es llevar un estilo de vida en el que se equilibren las necesidades humanas con las del resto de los seres vivos (Wilson *et al*., 2007), es innegable que el aumento de la población humana y, por lo tanto, de las áreas de nuestros asentamientos, trae consigo cambios a los sistemas que lo circundan (Villalobos-Jiménez *et al*., 2016). En los sistemas acuáticos se generan problemas tales como la modificación del régimen de captura de agua debido a la alteración del suelo (Booth y Jackson, 1997), la reducción de la cubierta vegetal, la introducción y proliferación de especies exóticas, la modificación de los patrones de captura de biomasa (Monteiro-Junior *et al*., 2014), la formación de islas de calor y la acumulación de contaminantes (Grimm *et al*., 2008). Se sabe que el efecto que tales cambios ejercen sobre la biota depende tanto de la magnitud de las afectaciones como de los rasgos intrínsecos de los organismos (Monteiro-Junior *et al.,* 2014). Sin embargo, la tendencia general es que la diversidad disminuya conforme aumenta la

urbanización. Este proceso ha sido probado tanto en el tiempo (ver por ejemplo Kozlowski y Bondallaz, 2013) como en el espacio (ver por ejemplo Samways y Steytler, 1996; Jeanmougin *et al*., 2014; Monteiro-Junior *et al.,* 2014), en trabajos que principalmente contemplan la variación de las comunidades de plantas, peces e invertebrados.

La calidad del agua

Es una medida de la condición de este recurso relativa a los requerimientos de una o más especies y/o a cualquier necesidad o propósito humano (Johnson *et al.,* 1997), debido a lo cual, su interpretación práctica depende directamente del uso que se quiera hacer del recurso. En nuestro país, las Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales (Comisión Nacional del Agua, 2016) establecen los valores aceptados de 121 parámetros (divididos en orgánicos, inorgánicos, físicos y microbiológicos), para que la calidad del agua pueda categorizarse en cuatro tipos: fuente de abastecimiento para uso público urbano, riego agrícola, protección a la vida acuática de agua dulce y protección a la vida acuática de aguas costeras y estuarios.

El uso de bioindicadores es una alternativa al análisis fisicoquímico del agua (Roldán *et al*., 1973; Armitage *et al*., 1983; de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 2014). Este procedimiento implica el reconocimiento de que la biota y sus interacciones reaccionan al impacto y al manejo humano, con algunos organismos respondiendo más rápido que otros (Paoletti, 1999).

Los bioindicadores

Son aquellos procesos, especies o comunidades capaces de señalar, de alguna manera, algún atributo de interés (Holt y Miller, 2010), como puede ser el nivel de contaminación en los cuerpos de agua (Cairns *et al*., 1993). En el caso concreto de las comunidades, se espera que si ocurren cambios en su riqueza, composición, abundancia o diversidad a lo largo del tiempo, éstos puedan ser relacionados con eventos tales como disturbio o medidas de manejo (Oertli, 2008).

Dentro de los diferentes grupos biológicos, los macroinvertebrados (insectos, crustáceos, moluscos y anélidos detectables a simple vista) han sido ampliamente usados en el estudio de la calidad de agua debido a su abundancia, tolerancia a la contaminación más o menos conocida, movilidad restringida, diferentes estrategias en el ciclo

de vida, distintos hábitos alimenticios y total dependencia de las condiciones del sitio donde viven (de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 2014).

Debido a que se ha reportado que la respuesta de los organismos puede ser variable en diferentes regiones, o incluso entre diferentes especies de un mismo taxón (*e.g.*Oertli, 2008; de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 2014) se recomienda enfáticamente que los muestreos realizados en sitios donde no haya información previa se acompañen de información físicoquímica, de modo que se pueda "calibrar" el intervalo de tolerancia de las diferentes especies. Con esta información será posible hacer monitoreos locales a largo plazo, o incluso reconstrucciones paleoambientales (Correa-Metrio *et al.*, 2012).

Tipos de muestreo

Consecuencia de la información obtenida con los muestreos, éstos pueden dividirse en cualitativos, semicuantitativos o cuantitativos. Los primeros buscan únicamente realizar un inventario de los diferentes *taxa* presentes en el sitio a estudiar, se basan en datos de presencia/ausencia y son útiles para realizar análisis numéricos de una sola variable (ver sección análisis numérico en este mismo capítulo); los segundos ofrecen información suficiente para conocer las abundancias relativas o calcular la diversidad en las muestras, por lo que son útiles para realizar índices biológicos o análisis multivariados (Cuffney *et al.*, 1993). Los muestreos cualitativos, por otro lado, están realizados de tal modo que ofrecen información de densidad específica, expresada en número de individuos por unidad de área (o de volumen), por lo que son de especial interés si el objetivo del trabajo es realizar el monitoreo de una especie en peligro de extinción (Gray, 2013).

Técnicas de colecta

En México el uso de biondicadores aún no se ha consolidado de manera que puedan realizarse monitoreos estandarizados. De acuerdo con de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido (2014), el único intento formal por generar un protocolo se encuentra en la NMX-AA-159-SCFI-2012. Sin embargo, esta norma contempla sólo el uso de bioindicadores para conocer el caudal necesario para mantener la vida acuática en las cuencas, por lo que el apartado metodológico que lo acompaña está dirigido a am-

bientes lóticos (Pineda *et al*., 2014). Por tal motivo, a continuación, se describen algunos de los métodos de colecta que se sugieren para facilitar la comparación de resultados con base en los manuales de monitoreo biológico generados con respaldo gubernamental en Maine, Estados Unidos (DiFranco, 2014) para ambientes lénticos, así como métodos alternativos para trabajar en ambientes lóticos, adaptados del manual del gobierno de Nueva York (Stream Biomonitoring Unit Staff, 2012).

En ambientes lénticos

En la mayoría de los casos se usará una red manual con fondo plano, a una profundidad no mayor de un metro. Este equipo es comúnmente usado por su bajo costo, además de ser ligero y fácil de manipular, aunque su uso es conveniente sobre todo en sitios con sustrato pequeño que permita un asentamiento uniforme del borde inferior de la misma (Anderson *et al*., 2013). Las redes más comunes tienen forma triangular, rectangular o a manera de "D". Se recomienda una apertura de malla de 500 a 600 micras. El redeo debe hacerse lejos de los sitios donde se ha caminado, para evitar colectar en los lugares donde posiblemente los animales ya hayan escapado. Una vez que se ubica el lugar a muestrear, lo mejor será acercarse a éste lentamente, evitando remover el suelo en la medida de lo posible. La distancia sugerida a ser recorrida por la red es de un metro, para lo cual puede usarse alguna vara, cinta o cuerda como referencia. De ser posible, el movimiento deberá realizarse en menos de 3 segundos, haciendo un suave toque del sedimento al iniciar, a los 50 cm y al terminar, para incitar el movimiento de los organismos. Si la red se saturó de rocas, ramas o basura, es posible descartar el contenido y repetir el movimiento inicial. Una vez fuera del agua, los insectos deberán ser retirados y almacenados en alcohol etílico al 95% para su posterior análisis.

Si el sitio donde se ha decidido colectar tiene vegetación abundante, al grado de que se dificulte el desplazamiento de una red acuática, es posible usar una alternativa con un muestreador tipo *stonepipe*, el cual consiste de una cubeta de 20 litros a la cual se le ha retirado el fondo. Una persona debe presionar el muestreador sobre el sitio elegido, mientras otra remueve el agua que quedó dentro del recipiente por 10 segundos, de modo que los animales que estaban adheridos a la vegetación se desprendan. Adicionalmente, se deberán hacer 10 barridos desde el fondo del recipiente a la superficie con una red de acuario de 15 cm cuya apertura de malla sea de

500 a 600 micras. El material colectado en cada ocasión será examinado en busca de organismos de interés. De encontrarse, se almacenarán en alcohol etílico al 95% para su posterior análisis.

En ambientes lóticos

Para la colecta en ríos o arroyos de hasta un metro de profundidad, se sugiere el uso del *kick sampling*, el cual se basa en la remoción del sedimento con los pies por un tiempo determinado, de modo que el material suspendido sea transportado por la corriente hasta la red acuática que decida usarse. Al cumplirse el lapso establecido, se colectan manualmente los organismos capturados y se depositan en frascos con etanol al 95%. Para que esta técnica sea efectiva se requiere una velocidad de al menos 40 cm/s y que el sustrato sea de partículas finas, iguales o menores en tamaño a la grava.

Volviendo a la colecta en ríos o arroyos, sólo que ahora con una profundidad mayor a un metro, se recomienda el uso de un sistema "multiplaca", el cual ofrece un sustrato artificial de área conocida (0.14 m^2) que los animales pueden usar como refugio. Para este tipo de muestreo se debe diseñar un dispositivo formado por tres placas de madera cortadas en forma de cuadro, con 15 cm por lado. Se deben cortar dos espaciadores cuadrados, con 2.5 cm por lado, y de 3 mm y 9 mm de alto, respectivamente. Los espaciadores se pegarán entre un par de placas, al centro del cuadrado: entre la primera y la segunda placa se colocará el espaciador de 3 mm, y entre la segunda y la tercera, el de 9 mm. Por último, se perforará el conjunto de las tres placas, con un orificio al centro del cuadrado. De este modo, se atravesarán tanto las placas como los espaciadores. A través del orificio se hará pasar un tensor de aluminio de doble ojo, el cual será fijado con ayuda de rondanas (figura 1). De esta manera, el sistema puede ser suspendido desde la parte superior con ayuda de un cable que debe ser visible desde la superficie, y a la vez, fijado a algún objeto pesado desde la parte inferior (un ladrillo, por ejemplo) que impida que la corriente lo desplace. Se sugiere que este sistema permanezca bajo el agua por cinco semanas, a un metro de la superficie, al término de las cuales debe ser retirado y desensamblado para que los organismos que se hayan guarecido en los espacios formados puedan ser colectados y almacenados en alcohol para su posterior análisis.

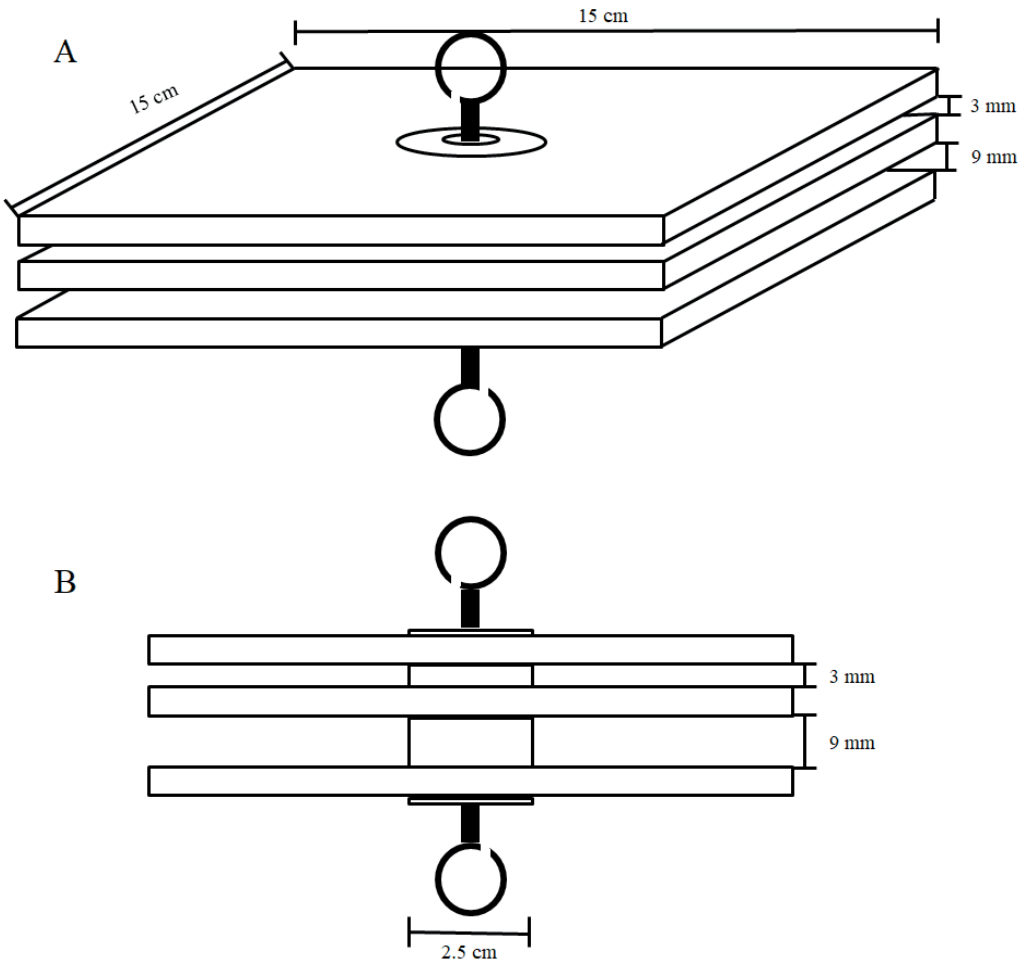


Figura 1. Sistema de colecta multiplaca, útil en ambientes lóticos de más de un metro de profundidad. A, vista angular. B, vista frontal. Basado en DiFranco (2014).

Notas adicionales

Una alternativa útil tanto en ríos como en lagos cuando se desean hacer estudios a una profundidad mayor a un metro es el uso de dragas (Stream Biomonitoring Unit Staff, 2012; Pineda *et al.*, 2014), las cuales pueden operarse desde embarcaciones o desde plataformas diseñadas para tal fin. Este material suele tener un mecanismo de cierre automático que se activa por su propio peso una vez que se hunde en el sedimento, dependiendo del cual se debe usar uno de los diferentes tipos disponibles en el mercado. Una buena recopilación junto con las especificaciones de cada modelo se encuentra en Andersen *et al.*, (2013). Los tamaños estándar son de seis o de nueve pulgadas por lado. Normalmente, con este tipo de muestreo es posible colectar restos de organismos que ya murieron, por lo que puede aportar un componente histórico al estudio de un lugar.

La forma más fácil de separar a los organismos de interés del material irrelevante a través de cualquier tipo de muestreo es por medio de un tamiz de 500 micras. Los animales que queden retenidos pueden ser tomados con pinzas, pinceles o directamente con la mano para depositarlos en los frascos respectivos con alcohol etílico al 95%.

Análisis numérico

Para el estudio de la urbanización son posibles dos enfoques. El primero se centra en el estudio de bioindicadores y variables ambientales a través de gradientes urbano-rurales (Buczkowski y Richmond, 2012). El segundo se enfoca en gradientes que van desde sitios relativamente prístinos hasta altamente urbanos (Porter *et al.*, 2001). En dichos gradientes es posible emplear bioindicadores para establecer zonas prioritarias para la conservación (Simaika y Samways, 2009; Tchakonté *et al.*, 2015).

Existen, en general, tres formas de hacer los análisis: 1) usando sólo una variable, como la riqueza de Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera (ETP) (Lenat, 1988); 2) utilisando más de una variable para formar índices, como el desarrollado por Hilsenhoff (1988) o el de Pérez-Munguía y Pineda-López (2005) y 3) análisis multivariados de ordenación. El método ETP fue diseñado para ambientes lóticos y consiste en contar el número de familias de cada uno de los órdenes, y sumar la riqueza total a lo largo del gradiente urbano empleado. Por ejemplo, si existen cinco familias de

efemerópteros, tres de plecópteros y dos de tricópteros en la comunidad, el valor ETP es de 10. Este valor debe ser comparado con una tabla que ofrezca un rango para diferentes niveles de calidad, calibrada para diferentes ambientes. En general, pocas familias de ETP señalan lugares con baja calidad. Sin embargo, este índice no contempla la tolerancia específica de los *taxa*, por lo que si hubiera un disturbio moderado y existieran especies resistentes a la nueva condición que pueda ocupar el espacio de aquellas que han desaparecido, el valor podría no cambiar, de modo que la interpretación podría ser equivocada (Prat *et al*., 2009).

Una alternativa es el uso del índice desarrollado por Hilsenhoff (1988), que se basa en el valor de tolerancia a contaminación orgánica para diferentes familias de insectos en ambientes lóticos. El método consisteen recolectar preferentemente entre 100 y 200 organismos a través de un *kick sampling*, multiplicar el número de individuos pertenecientes a cada familia por un valor de tolerancia asignado previamente (entre 0 y 10) y al final dividir por el total de individuos colectados. Mientras más cerca se estuviera de 10, más contaminada está el agua.

En México, se ha desarrollado el índice de integridad biótica basado en comunidades de macroinvertebrados acuáticos (IIBCMA, Pérez-Munguía y Pineda-López, 2005), pensado originalmente para ambientes lóticos. Este índice se obtiene de la suma del valor asignado por los autores a diferentes rangos de seis variables: 1) riqueza de la muestra; 2) número de familias EPT; 3) el promedio de los valores de tolerancia obtenidos al considerar a todas las familias, los cuales están dados en una escala del uno para muy intolerantes al 10 para muy tolerantes; 4) el número de familias con un valor de tolerancia menor a tres; 5) el número de familias con un valor de cuatro o más; y, 6) el número de familias que viven fijas al sustrato. Cuando se conoce el valor de cada variable, se contrasta con una tabla en la que se asigna un valor del uno al cuatro. El IIBCMA va de 6 a 24. Los valores bajos representan ambientes de baja calidad, mientras que los valores altos representan ambientes en buen estado.

Debido a la generalización de los índices antes mencionados es recomendado un análisis complementario como es el análisis de correspondencia canónico. Este análisis multivariado de ordenación permite evaluar la correspondencia entre la composición y abundancia relativa de los *taxa* colectados con respecto a variables ambientales estudiadas en el gradiente urbano empleado (Mangeud, 2004). De este modo es posible identificar *taxa* representativos de ambientes contaminados o en buen estado, lo cual requiere, sin embargo, de personal capacitado para interpretar los resultados.

Comentarios finales

El presente trabajo es un esfuerzo de síntesis por parte de los autores que busca ser un material de referencia para quienes se interesen por el estudio de los macroinvertebrados acuáticos y su respuesta a los efectos de la urbanización. Si bien estamos conscientes de la falta de profundidad con la que se abordaron algunos de los métodos de análisis, confiamos en que este esfuerzo logrará familiarizar al lector con algunos de los conceptos más usados en esta área, de modo que la lectura de las fuentes originales sea más llevadera.

Agradecimientos

Al proyecto PAPIIT IN203115.

Literatura citada

Anderson, J. T., Zilli, F. L., Montalto, L., Marchese, M. R., McKinney, M. y Park, Y. L. (2013). Sampling and processing aquatic and terrestrial invertebrates in wetlands. En Anderson, J. T. y Davis, C. A. (Eds.), *Wetland techniques* (pp. 143-195). volume 2: organisms. Países Bajos: Springer. Dordrecht.

Armitage, P. D., Moss, D., Wricht, J. F. y Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research, 17*, 333-347

Booth, D. B. y Jackson, C. R. (1997). Urbanization of aquatic systems: Degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association, 33*, 1077-1090.

Buczkowski, G. y Richmond, D. S. (2012). The effect of urbanization on ant abundance and diversity: A temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS One, 7*, 22-25.

Cairns, J., McCormick, P. y Niederlehner, B. R. (1993). A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia, 263*, 1-44.

Comisión Nacional del Agua (2016). *Ley Federal de Derechos, Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales*. Recuperado el 14 de septiembre del 2017 de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105138/Ley_Federal_de_Derechos.pdf

Correa-Metrio, A., Lozano-García, S., Xelhuantzi-López, S., Sosa-Nájera, S. y Metcalfe, S. E. (2012). Vegetation in western Central Mexico during the last 50 000 years:- Modern analogs and climate in the Zacapu Basin. *Journal of Quaternary Science, 27*, 509-518.

Cuffney, T. F., Gurtz, M. E. y Meador, M. R. (1993). Methods for collecting benthic invertebrate samples as part of the National Water- Quality Assessment Program. U.S. Geological Survey. Recuperado el 7 de noviembre del 2017 de http://relicensing.pcwa.net/documents/Library/PCWA-L%20482.PDF

de la Lanza-Espino, G. y Hernández-Pulido, S. (2014). Organismos acuáticos como indicadores de cambios ambientales: características, elección, interpretación, monitoreo. Ventajas y Desventajas. En González, C.A., Vallarino, A., Pérez, J. C.

y Low, A. M. (Eds.), *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental* (pp. 41-64). Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.

DiFranco, J. (2014). *Protocols for Sampling Aquatic Macroinvertebrates in Freshwater Wetlands*. Maine Department of Environmental Protection. Recuperado el 16 de septiembre del 2017 de http://www.maine.gov/dep/water/monitoring/biomonitoring/materials/sop_wetland_invertebrates.pdf

Gray, D. 2013. *Introduction to macroinvertebrate monitoring in freshwater ecosystems*. Departamento de Conservación de Nueva Zelanda. Recuperado el 7 de noviembre del 2017 de http://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/inventory-monitoring/im-toolbox-freshwater-ecology/im-toolbox-freshwater-ecology-introduction-to-monitoring-macroinvertebrates-in-freshwater-ecosystems.pdf

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science, 319*, 756-760.

Hilsenhoff, W. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society, 7*, 65-68.

Holt, E. y Miller, S. (2010). Bioindicators: Using Organism to Measure Environmental impacts. *Nature Education Knowledge, 3*: 8. Recuperado el 14 de septiembre del 2017 de https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310

Jeanmougin, M., Leprieur, F., Luois, G. y Clergau, P. (2014). Fine-scale urbanization affects Odonata species diversity in ponds of a megacity (París, France). *Acta Oecologica, 59*, 26-34.

Johnson, D. L., S. Ambrose, H., Bassett, T. J., Bowen, M. L., Crummey, Isaacson, J. S., Johnson, D. N., Lamb, P., Saul, M. y Winter-Nelson, A. E. (1997). Meanings of Environmental Terms. *Journal of Environment Quality, 26*, 581-589.

Kozlowski, G. y Bondallaz, L. (2013). Urban aquatic ecosystems: Habitat loss and depletion of native macrophyte diversity during the 20th century in four Swiss cities. *Urban Ecosystems, 16*, 543-551.

Lenat, D. R. (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society, 7*, 222-233.

Mangeaud, A. (2004). La aplicación de Técnicas de Ordenación Multivariadas en la Entomología. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina, 63*, 1-10.

Monteiro-Junior, C. D., Juen, L. y Hamada, N. (2014). Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators, 48*, 303-311.

Oertli, B. (2008). The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. En Córdoba-Aguilar, A. (Ed.), *Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research* (pp. 79-96). Oxford: Oxford University Press.

Paoletti, M. G. (1999). Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 74*, 1-18.

Pérez-Munguía, R. M. y Pineda-López, R. (2005). Diseño de un índice de integridad biótica, para ríos y arroyos del centro de México, usando las asociaciones de macroinvertebrados. *Entomología Mexicana, 4*, 241-245.

Pineda, R., Pérez-Munguía, R. M., Mathuriau, C., Villalobos, J. L., Álvarez, R. B., Bernal, T. y Barba, E. (2017). *Protocolo de muestreo de macroinverterbados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012)*. Programa Nacional de Reservas de Agua. Recuperado el 16 de septiembre del 2017 de http://www.ibiologia.unam.mx/aguas/2PHFT2F2CtnF.pdf

Porter, E. E., Forschner, B. R. y Blair R. B. (2001). Woody vegetation and canopy fragmentation along a forest-to-urban gradient. *Urban Ecosystems, 5*, 131-151.

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Domínguez, E. y H. Fernández (Eds.), *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y biología* (pp. 631-657). Tucuman, Argentina: Fundación Miguel Lillo.

Roldán, G., Builes, J., Trujillo, C. M. y Suárez, A. (1973). Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. *Actualidades Biológicas, 2*, 54-64.

Samways, M. J. y Steytler, N. S. (1996). Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation, 78*, 279-288.

Simaika, J. P. y Samways, M. J. (2009). An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodiversity and Conservation, 18*, 1171-1185.

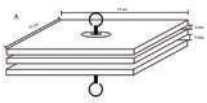
Stream Biomonitoring Unit Staff (2012). Biological Monitoring of Surface Waters in New York State. New York State Department of Environmental Conservation.

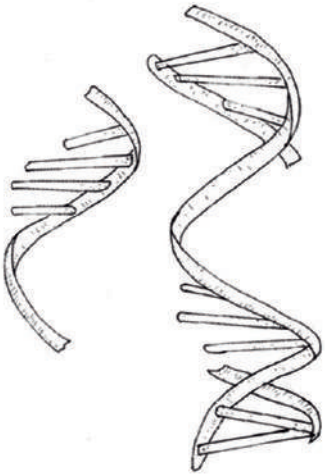
Recuperado el 16 de septiembre del 2017 de http://www.dec.ny.gov/docs/water_pdf/sbusop12.pdf

Tchakonté, S., Ajeagah, G. A., Camara, A. I., Diomandé, D., Nyamsi Tchatcho, N. L. y Ngassam, P. (2015). Impact of urbanization on aquatic insect assemblages in the coastal zone of Cameroon: the use of biotraits and indicator taxa to assess environmental pollution. *Hydrobiologia, 755*, 123-144.

Villalobos-Jiménez, G., Dunn, A. M. y Hassall, C. (2016). Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: A review. *European Journal of Entomology, 113*, 217-232.

Wilson, K. A., Underwood, E. C., Morrison, S. A., Klausmeyer, K. R., Murdoch, W. W., Reyers, B., Wardell-Johnson G., Marquet, P. A., Rundel, P. W., McBride, M. F., Pressey, R. L., Bode, M., Hoekstra, J. M., Andelman, S., Looker, M., Rondinini, C., Kareiva, P., Shaw, M. R. y Possingham, H. P. (2007). Conserving biodiversity efficiently: What to do, where, and when. *PLoS Biology, 5*, 1850-1861.





Sopas de diversidad para el análisis y monitoreo de artropofauna en ambientes antropizados

Javier Pérez-López[1,3]
Valeria Vázquez-Barrios[1,3]
Melania Vega[1,3]
Pamela Rodríguez,[2,3]
Denise Arroyo-Lambaer[3]
Valeria Alavez[3]
Ana Wegier[3*]

[1] Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

[2] Universidad Simón Bolívar.

[3] Lab. Genética de la Conservación, Jardín Botánico, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

* Autor para correspondencia: awegier@st.ib.unam.mx

Resumen

Las sopas de la diversidad son una herramienta novedosa que permite analizar gran cantidad de muestras de manera rápida. Partiendo de un buen diseño de muestreo se puede realizar el monitoreo a largo plazo de los procesos de antropización usando a la artropofauna como indicador en ambientes agrícolas, aunque se puede utilizar con muchos otros objetivos. Las comunidades de artrópodos tienen funciones importantes en los ecosistemas (ocupan el 90% de las especies). La fragmentación o los disturbios que puedan existir en su hábitat tienen consecuencias en sus interacciones tróficas y en sus funciones en el ecosistema (polinización, interacción presa-depredador y control biológico, descomposición y la relación planta-herbívoro). Describimos un conjunto de trampas pasivas y activas complementarias para obtener suficiente información que puede ser procesada en una sola muestra de "sopa de diversidad", así como el protocolo para la extracción de DNA, secuenciación y análisis de los datos. Esperando que esto contribuya al monitoreo y mitigación de efectos antropogénicos.

Introducción

En este capítulo se propone el uso de sopas de biodiversidad (*metabarcoding*) como una nueva estrategia para el monitoreo a largo plazo de organismos asociados al agroecosistema. Este método permite evaluar el impacto de los procesos de antropización en organismos sensibles a cambios mínimos en los recursos disponibles, condiciones microambientales o en las interacciones bióticas que sostienen (Begon *et al*., 2006). Por lo anterior y por su alta diversidad taxonómica, alta tasa de mutación y adaptación favorecidas por un corto tiempo generacional, los artrópodos son considerados un buen modelo de estudio (Nair, 2007; Hendrickx *et al*., 2007; Price *et al.,* 2011).

Dentro del agroecosistema podemos identificar efectos de la antropización (o domesticación) a nivel de paisaje (entendido como la suma de entidades físicas, ecológicas y geológicas que integran los patrones ecosistémicos [Naveh y Liberman, 2013]), en las plantas que se producen en un cultivo y en el tipo de manejo (Peña-Cortés *et al*., 2006). El estudio integral de la comunidad de

artrópodos con los métodos tradicionales, desde la captura de organismos con técnicas pasivas o activas y su posterior identificación taxonómica, puede estar condicionado por la disponibilidad de taxónomos expertos para cada grupo, aunado a la dificultad que implica la identificación de especies crípticas y de organismos en estadios inmaduros. En comparación, el *metabarcoding* además de proporcionar información sobre la diversidad y composición de la comunidad de artrópodos, reduce el tiempo del análisis de datos y aporta información inaccesible por métodos tradicionales (Lewandowski *et al*., 2010; Yu *et al*., 2012).

En este sentido, los resultados permiten hacer un análisis integral, ya que es frecuente que la evaluación de los procesos de antropización se realicen de forma parcial y cualitativa porque difícilmente se consideran todos los factores (presencia de distintas especies y las interacciones en las que se involucran) que influyen en el comportamiento del sistema (Martínez-Dueñas, 2010). Sin embargo, no es el único objetivo que puede emplearse a través del uso de *metabarcoding*, pues es usado para identificar tasas de parasitismo de *Thaumetopoea processionea* (Kitson *et al*., 2015), conocer la dieta de *Sialia mexicana* y murciélagos insectívoros (Jedlicka *et al*., 2017) y definir linajes evolutivos y sub-linajes (Zeale *et al*., 2011; Techer *et al.,* 2017) entre otros ejemplos.

Influencia de los procesos de antropización (domesticación de las plantas y el paisaje) sobre la comunidad de artrópodos

Domesticación del paisaje

La antropización o domesticación del paisaje es un proceso continuo (Clement, 2014). En los sistemas agrícolas, el paisaje se modifica al remover la cobertura vegetal original para introducir especies de interés y cambiar su abundancia (Norton *et al*., 2013). El resultado de lo anterior es la homogeneización de éste, en consecuencia, se reduce el nicho ecológico de algunas especies y favorece la dominancia de otras (Herzon y O'Hara, 2007).

El manejo agrícola en los cultivos convencionales engloba la fertilización del suelo, la eliminación de malezas y plagas, además de la implementación de maquinaria y desarrollos biotecnológicos como los organismos genéticamente modificados (OGM); factores que contribuyen al cambio de la composición y la diversidad de la comunidad de artrópodos asociados (Staller, 2006; Armbrecht *et al*., 2008). Esto se debe a que

se alteran las interacciones bióticas, la disponibilidad de biomasa y las condiciones microclimáticas (Sosa y Almada, 2014). Para ejemplificar lo anterior podemos citar el caso del maíz genéticamente modificado (GM) y su efecto sobre las redes tróficas de los coleópteros. Al comparar el número de interacciones formadas alrededor de maíz GM y no GM se encontró que la segunda tiene mayor número de conexiones y solidez, a consecuencia de la alta conectividad entre los nodos (Pálinkás *et al.*, 2017).

Domesticación de las plantas

Durante el proceso de domesticación en un cultivo se seleccionan rasgos morfológicos, fisiológicos y genéticos dependiendo de los requerimientos humanos, este conjunto de cambios se conoce como síndrome de domesticación. Por ejemplo, la sincronía en la maduración de las plantas, incremento o decremento de metabolitos secundarios, latencia de las semillas, modificaciones anatómicas, arquitectura vegetal y ciclos de vida (Diamond, 2002; Gepts, 2010; Chen *et al.*, 2015a).

Dado que ciertas modificaciones anatómicas y fisiológicas están involucradas con la interacción directa con los herbívoros, si estos disminuyen debido al proceso de domesticación, se favorece el tamaño poblacional de aquellas especies que encuentran más atractivas las plantas modificadas. Además, si disminuyen las barreras físicas que protegen la planta de ser devorada o parasitada (tricomas, espinas) y por otro lado crece la producción de metabolitos secundarios, aumentará el éxito reproductivo de los artrópodos en función del número de puestas por unidad de tiempo (Bautista *et al.*, 2012).

Asimismo, se ha observado que la selección artificial tiende a simplificar la arquitectura vegetal, al reducir el número de ramas en cultivos anuales (Doust, 2007), esto modifica la disponibilidad de nichos, reduciendo la riqueza y cambiando la composición de la artropofauna asociada (Chen *et al.*, 2015b). Whitham (1981) explica qué cambios en el tamaño de las hojas y ramas de árboles del género *Populus* afecta dramáticamente el comportamiento de asentamiento y el éxito reproductivo de los áfidos *Pemphigus* (Prokopy, 1983).

Descripción y complementariedad de técnicas de muestreo de artrópodos

La caracterización del ensamblaje de la comunidad de artrópodos implica la aplicación de diversas técnicas dada la alta diversidad de especies y hábitats en donde se distribuyen. Las técnicas de colecta mayormente empleadas se clasifican en activas

o directas y pasivas o indirectas (figura 1) (Steyskal *et al*., 1986). Las colectas activas se refieren a la búsqueda directa de los organismos en su ambiente, distribución o hábitat, por lo que requieren la participación activa del colector en todo momento (Wilson *et al*., 2008), asimismo se debe disponer de información básica sobre los grupos a colectar, como su ciclo de vida, hábitos alimenticios y/o distribución geográfica. Por otro lado, las colectas pasivas consisten en la captura de los organismos aplicando atrayentes visuales (Wang *et al*., 2017), químicos (Weber *et al*., 2005; Broughton y Harrison, 2012) u hormonales (Suckling *et al*., 2005; El-Sayed *et al*., 2011).

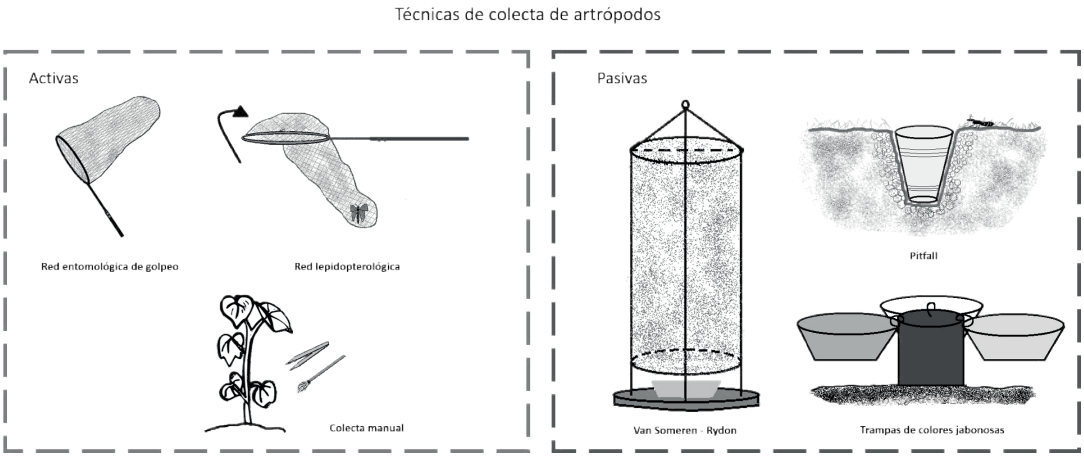


Figura 1. Principales técnicas de muestreo para artrópodos: activas 1) Red entomológica de golpeo; 2) Red lepidopterológica; 3) colecta manuales y pasivas; 4) trampa *Van Someren-Rydon*; 5) *Pitfall* (de caída) y 6) trampas de colores jabonosas, los colores que se emplean son amarillo, azul y blanco.

Tanto las técnicas de colecta activas como las pasivas han sido evaluadas en diferentes estudios que sugieren aplicar más de una de estas técnicas debido a su complementariedad en la captura de ejemplares (Wilson *et al*., 2008; Devigne y De Biseau, 2014; Gullan y Cranston, 2014; Moreira *et al*., 2016). La complementariedad se define

como la similitud de dos o más muestras con base en las especies, géneros o familias de artrópodos exclusivas de cada una, con relación al total de ejemplares capturados (Samways *et al.*, 2010). En la actualidad hay gran variedad de diseños de trampas, además de una nutrida literatura sobre su uso y desarrollo (Murray y Mantle, 2010). A continuación se describen las principales técnicas de muestreo de artrópodos asociados a agroecosistemas, seleccionadas por su simplicidad y eficacia:

a) Técnicas de colecta activa

Red entomológica de golpeo. Se utiliza principalmente para capturar organismos asociados a la vegetación (Evans *et al.*, 1983). Se recomiendan redes de diámetro mayor para los insectos grandes y de vuelo rápido. La tasa de captura depende de las habilidades del colector y es una práctica típicamente diurna, limitando de esta manera la captura de organismos nocturnos (Bartholomew y Prowell, 2005; Roulston *et al.*, 2007).

Red lepidopterológica. Técnica dirigida principalmente a mariposas diurnas, razón por la cual es considerada como complementaria a la trampa Van Someren-Rydon. El colector debe mover con la mayor velocidad posible la red hacia el insecto cuando esté posado sobre la vegetación, flores, frutos o en vuelo, inmediatamente después es necesario girar la red para evitar su escape (Gibb y Oseto, 2006).

Colecta manual. Técnica dirigida a los artrópodos de un estadio del ciclo de vida particular (huevos, pupas o larvas) asociados a estructuras específicas (*e.g.* tallos, hojas, flores y frutos). La colecta se realiza con pinzas de relojero y pinceles. Es una técnica complementaria a la red de golpeo, puesto que se capturan artrópodos que están fuertemente adheridos, que se ocultan, desarrollan o refugian dentro de la planta (Wilson y Room, 1982).

b) Técnicas de colecta pasiva

Trampas Van Someren-Rydon. Técnica dirigida principalmente a mariposas polinizadoras y frugívoras atraídas por el cebo (mezcla fermentada de plátano macho, piña, cerveza y ron). Éste debe prepararse con al menos una semana de anticipación para asegurar la fermentación del compuesto y obtener mejores resultados (Shuey, 1997).

Trampas Pitfall. Recipientes sin tapa enterrados a nivel del suelo que contienen alcohol al 70% a un tercio de su capacidad y que en ocasiones se emplea atún, excre-

mento o miel como atrayentes. Técnica cuyo principio se basa en interrumpir la locomoción de los organismos deambulatorios que al caer dentro de la trampa no pueden escapar (Brown y Matthews, 2016). A pesar de que esta técnica permite la colecta permanente de artrópodos, es necesario realizar revisiones periódicas a los contenedores (cada 24 o 48 horas), ya que el contacto directo con el ambiente tiende a evaporar el alcohol y/o sufrir inundaciones durante la temporada de lluvia, facilitando de esta manera la descomposición de los ejemplares (Brown y Matthews, 2016).

Trampas de colores jabonosas. Recipientes de colores brillantes (*i.e.* amarillo, blanco y azul) cuyo contenido es una solución de agua y jabón líquido (75/25). Técnica que se fundamenta en la respuesta al color de artrópodos polinizadores o visitantes florales (Heneberg y Bogusch, 2014). Cuando los insectos se posan sobre los recipientes de colores, la solución acuosa rompe la tensión superficial provocando el hundimiento de los mismos. El uso de trampas jabonosas reduce el sesgo del muestreo asociado con las habilidades de observación y redeo de los colectores (Roulston *et al.,* 2007).

Los ejemplares colectados con redes lepidopterológicas y trampas Van Someren-Rydon se sacrifican en cámaras letales con acetato de etilo o por presión digital en el tórax para posteriormente ser almacenados en sobres de papel glassine (Andrade *et al*., 2013). Mientras que los organismos de las trampas de colores, pitfall, redeo y colecta manual se preservan en una solución alcohol al 70%.

Las trampas antes descritas suelen emplearse para caracterizar comunidades de artrópodos en agroecosistemas, sin embargo, otras técnicas pueden utilizarse en función del ambiente que se busca estudiar. Por ejemplo, los embudos de Berlese están diseñados para la captura de microartrópodos edáficos (Bano y Roy, 2016; Sandler *et al*., 2010); con las trampas de luz es posible colectar organismos nocturnos con fototropismo positivo (Sharma *et al*., 2017); mientras que con los aspiradores entomológicos se captura manualmente micro y meso artrópodos asociados a tallos y hojas (Gibb y Oseto, 2006).

Sopas de diversidad y la taxonomía molecular

La identificación taxonómica de los individuos colectados mediante las técnicas anteriormente descritas puede resultar tardado a consecuencia de la abundancia de ejemplares colectados y las dificultades que representa clasificar individuos inmaduros, mutilados o crípticos. Para resolver estos conflictos, las herramientas moleculares pueden aportar mayor precisión en la identificación de los organismos, suelen ser

más rápidas y con el avance tecnológico se ha logrado reducir los costos económicos (Yu *et al*., 2012). Además, permiten obtener la identificación independientemente de la posibilidad de contactar a los taxónomos expertos en cada grupo ya que el método incluye la comparación de los resultados obtenidos con bases de datos genómicos que se han formado a través de varios estudios; un ejemplo de estas bases de datos se encuentra contenida en el National Center for Biotechnology (Brandon-Mong *et al.,* 2015; Arribas *et al*., 2016).

Con el fin de hacer más efectivo el análisis molecular y homogeneizar los métodos y calidad de datos surge el proyecto *DNA barcoding* (http://www.barcodeoflife.org/), con el objetivo de estandarizar protocolos internacionales para identificar la mayor cantidad de especies del mundo. En el caso de las que pertenecen al reino animal se emplea como marcador molecular el *citocromo c oxidasa I*, para las plantas se utilizan *matK, rbcL, rpoC1, rpoB4R, atpF-atpH, psbK-psbI, trnH-psbA*, para los hongos se ocupan principalmente segmentos ITS (Ratnashingam y Hebert, 2007; CBOL Plant Working Group, 2009; Seifert, 2009) y para bacterias se emplean 16S, los grupos de rRNA-I, -VII, -IX, -XII, -XV y -XX (Lebonah *et al*., 2014) . La secuencia obtenida del individuo colectado se ingresa a la base de datos que fue específicamente creada para este proyecto, BOLD Systems (http://www.barcodinglife.com/) que además de contener la información genética se complementa con la información del espécimen (colección de procedencia, datos de colecta, fotografías, mapa con puntos de colecta) y el protocolo de laboratorio.

A pesar de estas facilidades que proporciona el *DNA barcoding*, éste también tiene limitantes si lo que se busca son los análisis de diversidad biológica, por lo que se desarrollaron las técnicas de *DNA metabarcoding* que permiten identificar múltiples especies a partir de una sola muestra que contenga a los organismos enteros, partes de los mismos o muestras ambientales que contengan ADN (suelo, agua, heces). Al igual que en el *DNA barcoding*, las secuencias resultantes se comparan con una base de referencia y se siguen métodos similares de extracción con la diferencia de que hay una reducción en el número de reacciones de PCR empleadas (Taberlet *et al*., 2012). El conjunto de secuencias de ADN que se obtienen puede ser analizado como una aproximación de la diversidad colectada en la muestra (Coissac *et al.,* 2012), además, es posible calcular diversidad alfa y beta (Yu *et al*., 2012).

Método

El método general para emplear la sopa de diversidad como herramienta para el monitoreo o evaluación de ambientes antropizados se describe en la figura 2. Sin embargo, se debe considerar: 1) que la técnica y materiales para moler concuerden con la cantidad de muestra final, recordando que todos los ejemplares colectados conformarán una sola colección de muestras provenientes de técnicas de captura complementarias que representarán en su conjunto a la comunidad de artrópodos; 2) los reactivos empleados en la extracción deben ser suficientes para cubrir la biomasa total de todos los insectos. En la tabla 1 se describe un protocolo exitoso que supone una muestra compuesta del contenido de varias trampas activas y pasivas (aproximadamente por 500 artrópodos), y 3) al realizar la identificación molecular es posible que los organismos colectados no se encuentren en las bases de referencia internacionales, por lo que es necesario construir una base de datos propia a partir de la extracción individual de cada morfoespecie colectada en cada muestra; de lo contrario se trabajará a nivel de OTU (unidades taxonómicas operativas, por sus siglas en inglés) y con los niveles taxonómicos superiores.

Para iniciar la extracción de ADN de las sopas de diversidad es necesario colocar el contenido de las diversas trampas de la misma unidad experimental en el mismo contenedor y calcular el número de artrópodos, así como su peso. El protocolo sugerido fue estandarizado para muestras con 500 artrópodos de peso promedio de 200 mg, por lo que es posible que en caso de contar con muestras de mayor volumen o peso se debe fragmentar en partes similares para poder realizar varias extracciones de ADN simultáneas. Después de realizar las extracciones de ADN simultáneas (sólo en casos de muestras grandes), los fragmentos se almacenan por separado. Para secuenciar la muestra se debe homogeniza el ADN en los tubos de los fragmentos y se colocan 50 microlitros de cada fragmento en un tubo nuevo, se homogeniza nuevamente antes de preparar la muestra con los requerimientos del proveedor y sistema elegido para la secuenciación.

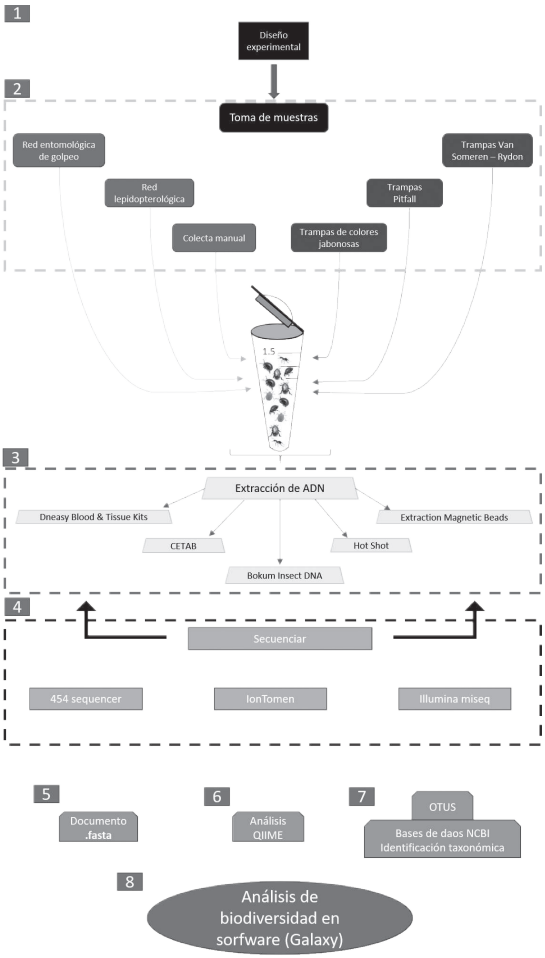


Figura 2. Método para realizar un monitoreo a largo plazo de la comunidad de artrópodos asociados a agroecosistemas por medio de *metabarcoding*. 1) Diseño de recolecta de muestras; 2) todos los artrópodos colectados se depositan en una sola muestra que es molida con nitrógeno líquido; 3) se extrae el ADN de la muestra; 4) se secuencia el ADN; 5) Se obtiene un documento *.fasta*; 6) se analiza con el software QIIME; 7) se obtienen los OTUS y se realiza la identificación taxonómica con ayuda de las bases de datos de NCBI; 8) construcción de curvas de rarefacción para conocer si el esfuerzo de muestreo fue el adecuado; 9) se realizan los análisis de diversidad (usualmente en R con el paquete *vegan*, y 10) cuando el monitoreo es sistemático se repite el método por lo menos una vez al año para observar los cambios de la comunidad.

Tabla 1. Protocolo para la extracción de ADN de sopas de la diversidad (500 artrópodos aproximadamente por muestra).

Procotolo
I. Pulverizar la muestra en un mortero estéril de 500 ml con nitrógeno líquido y transferir a un tubo de 15 ml.
II. Agregar 3750µl de buffer CTAB y 7.5µl de mercaptoetanol a cada tubo.
III. Agregar 20µl de proteinasa K e incubar 1 hora a 65° C.
IV. Agregar un volumen de cloroformo-alcohol isoamílico (24:1), mezclar con vortex y centrifugar a 5000 rpm por 15 minutos.
V. Recuperar la fase acuosa y transferir a un tubo nuevo.
VI. Agregar dos volúmenes de isopropanol frío e incubar a temperatura ambiente durante 20 minutos.
VII. Centrifugar a 5000 rpm por 15 minutos.
VIII. Desechar el sobrenadante y lavar el pellet 2 veces con 1ml de etanol al 70%.
IX. Resuspender en 250µl de ddH2O y almacenar a -20 C.

Discusión

La estrategia de muestreo es crucial para el monitoreo de los cambios en la diversidad a gran escala temporal y espacial. El *metabarcoding* proporciona gran cantidad de datos necesarios para medir las respuestas a la antropización en escala local y de paisaje. Una ventaja de esta herramienta es que los costos de *metabarcoding* incrementan por muestra, mientras que los de la clasificación taxonómica estándar aumentan por espécimen colectado; de manera que los censos tradicionalmente se li-

mitan a taxas indicadores. En este sentido, el *metabarcoding* busca alejarse de los organismos indicadores y persigue una medición directa de la diversidad total. Por ello, es un método capaz de monitorear de forma rápida, confiable, económica y verificable por un tercero. Con base en los resultados que brinda el *metabarcoding*, es posible realizar curvas de rarefacción con lo que podemos conocer si el diseño del muestreo fue el indicado, en cuanto al esfuerzo realizado.

Es importante mencionar que el *metabarcoding* es un método nuevo que se desarrolla rápidamente, e innegablemente está sujeto a errores y pérdida de información. Por lo que la mayoría de las investigaciones en torno al *metabarcoding* han sido para comparar la técnica contra censos de biodiversidad estándares, además de desarrollar metodologías más eficientes y confiables que aprovechen los avances tecnológicos en la extracción y análisis de secuencias de ADN (Ji *et al*., 2013). Otro enfoque de estas investigaciones es idear nuevas formas de extraer ADN de muestras difíciles de procesar (agua, suelo, polen, heces, organismos incompletos, parásitos). A la fecha hemos revisado cuatro estudios que lo utilizan como estrategia para el monitoreo de la diversidad, mientras que tres estudios se enfocan en el desarrollo de nuevas estrategias de extracción de ADN y análisis estadísticos.

Finalmente es preciso mencionar que el uso de este método es sumamente flexible ante los objetivos de nuestras investigaciones, por ejemplo, conocer los cambios espaciotemporales de comunidades (artrópodos, hongos, bacterias, ADN ambiental) entre diversos sitios y poder contribuir en el desarrollo de técnicas y metodologías para la conservación de la biodiversidad y de los suelos en los agroecosistemas.

Conclusión

Las sopas de la diversidad son un método novedoso del que aún hay pocas investigaciones publicadas, la mayoría de ellas son sobre la técnica. En nuestra experiencia ofrece buenos resultados y es una gran alternativa para la rápida generación de información de línea base para el monitoreo a largo plazo de los procesos en ambientes antropizados y en general para el estudio de la biodiversidad. Sus alcances dependen de los diseños experimentales en los que se integre su uso.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo financiero a los proyectos PAPIIT IV200117, CONACYT-PN247672 y CONABIO "Programa de conservación de las poblaciones silvestres del género *Gossypium* en México: tercera etapa". Así como al Posgrado en Ciencias Biológicas y las becas CONACYT por contribuir en la formación de J P-L (609346), V V-B (47771) y MV (435586). Este trabajo se realizó en el Laboratorio de Biología Molecular del Departamento de Zoología del Instituto de Biología, con el apoyo técnico de la MC Andrea Jiménez Marín.

Literatura citada

Andrade-C., M. G., Henao Bañol, E. R., Triviño, P. (2013). Técnicas y procesamiento para la recolección, preservación y montaje de Mariposas en estudios de biodiversidad y conservación. (Lepidoptera: Hesperioidea-Papilionoidea). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*. 37 (144), 311-325.

Armbrecht, I., Chacón, P., Gallego, M. C. y Rivera, L. (2008). Efecto de la tecnificación del cultivo de café sobre las hormigas cazadoras de Risaralda. En Jiménez, E., Fernández, F., Arias, T. M. y Lozano-Zambrano, F. H. (Eds.), *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia* (pp. 479-495). Bogotá D. C. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Arribas, P., Andújar, C., Hopkins, K., Shepherd, M. y Vogler, A. P. (2016). Metabarcoding and mitochondrial metagenomics of endogean arthropods to unveil the mesofauna of the soil. *Methods in Ecology and Evolution, 7*, 1071-1081.

Bano, R. y Roy, S. (2016). Extraction of Soil Microarthropods: A low cost Berlese-Tullgren funnels extractor. *International Journal of Fauna and Biological Studies, 2*, 14-17.

Bartholomew, C. S. y Prowell, D. (2005). Pan compared to malaise trapping for bees (Hymenoptera: Apoidea) in a longleaf pine savanna. *Journal of the Kansas Entomological Society, 78*, 390-392.

Bautista, A., Parra, F. y Espinosa-García, F. (2012). Efectos de la domesticación de plantas en la diversidad fitoquímica. En Rojas, J. y Malo, E. (Eds.), *Temas selectos en ecología química de insectos* (pp. 253-267). El Colegio de la Frontera Sur, México.

Begon, M., Townsend, C. R, y Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems*. Malden, MA.: Blackwell Publishing. 750 pp.

Brandon-Mong, G. J., Gan, H. M., Sing, K. W., Lee, P. S., Lim, P. E. y Wilson, J. J. (2015). DNA metabarcoding of insects and allies: an evaluation of primers and pipelines. *Bulletin of Entomological Research, 105*, 717-727.

Broughton, S. y Harrison, J. (2012). Evaluation of monitoring methods for thrips and the effect of trap colour and semiochemicals on sticky trap capture of thrips (Thysanoptera) and beneficial insects (Syrphidae, Hemerobiidae) in deciduous fruit trees in Western Australia. *Crop Protection, 42*, 156-163.

Brown, G. R. y Matthews, I. M. (2016). A review of extensive variation in the design of pitfall traps and a proposal for a standard pitfall trap design for monitoring ground-active arthropod biodiversity. *Ecology and Evolution, 6*, 3953-3964.

Clement, C. R. (2014). Landscape domestication and archaeology. En C. E. Smith (Ed.), Encyclopedia of global archaeology (pp. 4388-4394). Nueva York: Springer New York.

Coissac, E., Riaz, T. y Puillandre, N. (2012). Bioinformatic challenges for DNA metabarcoding of plants and animals. *Molecular Ecology, 21*, 1834-1847.

Chen, Y. H., Gols, R. y Benrey, B. (2015a). Crop domestication and its impact on naturally selected trophic interactions. *Annual Review of Entomology, 60*, 35-58.

Chen, Y. H., Gols, R., Stratton, C. A., Brevik, K. A. y Benrey, B. (2015b). Complex tritrophic interactions in response to crop domestication: predictions from the wild. *Entomologia Experimentalis et Applicata, 157*, 40-59.

Devigne, C. y De Biseau, J. (2014). Urban ecology: comparison of the effectiveness of five traps commonly used to study the biodiversity of flying insects. *Biodiversity Journal, 5*, 165-174.

Diamond, J. (2002). Evolution, consequences and future of plant and animal domestication. *Nature*, *418*, 700-707.

Doust, A. (2007). Architectural evolution and its implications for domestication in grasses. *Annals of Botany, 100*, 941-950.

El-Sayed, A. M., Mitchell, V. J., Manning, L.-A. M. y Suckling, D. M. (2011). New sex pheromone blend for the Lightbrown apple moth, *Epiphyas postvittana*. *Journal of Chemical Ecology, 37*, 640.

Evans E. W., Rogers, R. A. y Opfermann, D. J. (1983). Sampling grasshoppers (*Orthoptera: Acrididae*) on burned and unburned tallgrass prairie: night trapping *vs.* sweeping. *Environmental Entomology, 12*, 1449-1454.

Gepts, P. (2010). Crop Domestication as a Long-Term Selection Experiment. *Plant Breeding Reviews, 24*, 1-44.

Gibb, T. J. y Oseto, C. Y. (2006). *Arthropod collection and identification-Laboratory and field techniques*. Academic Press, Elsevier. 311 pp.

Group, C. P. W., Hollingsworth, P. M., Forrest, L. L., Spouge, J. L., Hajibabaei, M., Ratnasingham, S., Bank, M. van der, Chase, M. W., Cowan, R. S., Erickson, D. L., Fazekas, A. J., Graham, S. W., James, K. E., Kim, K.-J., Kress, W. J., Schneider, H., AlphenStahl, J. van, Barrett, S. C. H., Berg, C. van den, Bogarin, D., Burgess, K. S.,

Cameron, K. M., Carine, M., Chacón, J., Clark, A., Clarkson, J. J., Conrad, F., Devey, D. S., Ford, C. S., Hedderson, T. A. J., Hollingsworth, M. L., Husband, B. C., Kelly, L. J., Kesanakurti, P. R., Kim, J. S., Kim, Y.-D., Lahaye, R., Lee, H.-L., Long, D. G., Madriñán, S., Maurin, O., Meusnier, I., Newmaster, S. G., Park, C.-W., Percy, D. M., Petersen, G., Richardson, J. E., Salazar, G. A., Savolainen, V. Seberg, O., Wilkinson, M. J., Yi D.-K. y Little, D. P. (2009). A DNA barcode for land plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 106*, 12794-12797.

Gols, R., Bullock, J. M., Dicke, M., Bukovinszky, T. y Harvey, J. A. (2011). Smelling the wood from the trees: non-linear parasitoid responses to volatile attractants produced by wild and cultivated cabbage. *Journal of Chemical Ecology, 37*, 795.

Gouinguené, S., Degen, T. y T. Turlings, C. J. (2001). Variability in herbivore-induced odour emissions among maize cultivars and their wild ancestors (teosinte). *Chemoecology, 11*, 9-16.

Gullan, P. J. y Cranston, P. S. (2014). *The insects: an outline of entomology*. Londres: Chapman & Hall. 475 pp.

Hamer, K. C., Hill, J. K., Benedick, S., Mustaffa, N., Chey, V. K. y Maryati, M. (2005). Diversity and ecology of carrion- and fruit-feeding butterflies in Bornean rain forest. *Journal of Tropical Ecology, 22*, 25-33.

Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Wingerden, W. van, Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., DiekÖTter, T. I. M., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V. y Bugter, R. O. B. (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology, 44*, 340-351.

Heneberg, P., y Bogusch, P. (2014). To enrich or not to enrich? Are there any benefits of using multiple colors of pan traps when sampling aculeate Hymenoptera? *Journal of Insect Conservation, 18*, 1123-1136.

Herzon, I. y O'Hara, R. B. (2007). Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 118*, 297-306.

Jedlicka, J. A., Vo, A.-T. E. y Almeida, R. P. P. (2016). Molecular scatology and high-throughput sequencing reveal predominately herbivorous insects in the diets of adult and nestling Western Bluebirds (*Sialia mexicana*) in California vineyards. *The Auk, 134*, 116-127.

Ji, Y., Ashton, L., Pedley, S. M., Edwards, D. P., Tang, Y., Nakamura, A., Kitching, R., Dolman, P. M., Woodcock, P., Edwards, F. A., Larsen, T. H., Hsu, W. W., Benedick, S., Hamer, K. C., Wilcove, D. S., Bruce, C., Wang, X., Levi, T., Lott, M., Emerson, B. C. e Yu, D. W. (2013). Reliable, verifiable and efficient monitoring of biodiversity via metabarcoding. *Ecology Letters*. pp. 1245-1257.

Kitson, J. J. N., Hahn, C., Sands, R. J., Straw, N. A., Evans, D. M. y Lunt, D. H. (2015). Nested metabarcode tagging: a robust tool for studying species interactions in ecology and evolution. BIOR, XIV.

Lebonah, D., Dileep, A., Chandrasekhar, K., Sreevani, S., Sreedevi, B., y Kumari, P. (2014). DNA barcoding on bacteria: a review. *Advances in Biology, 2014*, 1-9.

Lewandowski, A. S., Noss, R. F. y Parsons, D. R. (2010). The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conservation Biology, 24*, 1367-1377.

Martínez-Dueñas, W. (2010). INRA-Índice integrado relativo de antropización: propuesta técnica-conceptual y aplicación. *Rev. IntropIca, 5*, 45-54.

Moreira, E. F., Santos, R. L. d. S., Penna, U. L. Ángel-Coca, C., Oliveira, F. F. de y Viana, B. F. (2016). Are pan traps colors complementary to sample community of potential pollinator insects? *Journal of Insect Conservation, 20*, 583-596.

Murray, S. U. y Mantle, B. (2010). *Methods for collecting, preserving and studying insects and other terrestrial arthropods*, 83 pp.

Nair, K. (2007). *Tropical forest insects pests: ecology, impact, and management*. Cambridge: Cambridge University Press, 404 pp.

Naveh, Z. y Lieberman, A. S. (2013). Landscape ecology: theory and application. *Springer Science & Business Media*, 3-9 pp.

Norton, D. A., Reid, N. y Young, L. (2013). Ultimate drivers of native biodiversity change in agricultural systems. *F1000Research, 2*, 214.

Obermaier, E., Heisswolf, A., Poethke, H. J., Randlkofer, B. y Meiners, T. (2008). Plant architecture and vegetation structure: two ways for insect herbivores to escape parasitism. *European Journal of Entomology, 105*, 233-240.

Pálinkás, Z., Kiss, J., Zalai, M., Szénási, Á., Dorner, Z., North, S., Woodward, G. y Balog, A. (2017). Effects of genetically modified maize events expressing Cry34Ab1, Cry35Ab1, Cry1F, and CP4 EPSPS proteins on arthropod complex food webs. *Ecology and Evolution, 7*, 2286-2293.

Peña-Cortés, F., Gutiérrez, P., Rebolledo, G., Escalona, M., Hauenstein, E., Bertrán, C., Schlatter, R. y Tapia, J. (2006). Determinación del nivel de antropización de hume-

dales como criterio para la planificación ecológica de la cuenca del lago Budi, IX Región de La Araucanía, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, vol. 2, 75-91.

Price, P., Denno, R., Eubanks, M., Finke, D. y Kaplan, I. (2011). *Insect ecology: behavior, populations and communities*. Cambridge University Press. U.K. 801 pp.

Prokopy, R. J. y Owens, E. D. (1983). Visual detection of plants by herbivorous insects. *Annual Review of Entomology, 28*, 337-364.

Ratnasingham, S. y Hebert, P. D. N. (2007). Bold: The Barcode of Life Data System (http://www.barcodinglife.org). *Molecular Ecology Notes, 7*, 355-364.

Roulston, T. H., Smith, S. A. y Brewster, A. L. (2007). A comparison of pan trap and intensive net sampling techniques for documenting a bee (Hymenoptera: Apiformes) fauna. *Journal of the Kansas Entomological Society, 80*, 179-181.

Samways, M., McGeoch, M. A. y New, T. (2010). *Insect Conservation: A Handbook of Approaches and Methods*. Oxford: Oxford University Press. 439 pp.

Sandler, R. V., Falco, L. B., Ciocco, C. di, Luca, R. de y Coviella, C. E. (2010). Eficiencia del embudo Berlese-Tullgren para extracción de artrópodos edáficos en suelos argiudoles típicos de la provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo, 28*, 1-7.

Seifert, K. A. (2009). Progress towards DNA barcoding of fungi. *Molecular Ecology Resources, 9*, 83-89.

Sharma, A. K., Mandloi, R. y Pachori, R. (2017). Study on biodiversity of phototactic harmful insect fauna collected in light trap in chickpea (*Cicer arietinum* Linn.) ecosystem. *International Journal of Agriculture Sciences, 9*, 4037-4040.

Shuey, J. A. (1997). An optimized portable bait trap for quantitative sampling of butterflies. *Tropical Lepidoptera, 8*, 1-4.

Sosa, M. A. y Almada, M. S. (2014). Diversity of arthropods communities in transgenic cotton varieties in Santa Fe province, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata, 113*, 147-156

Staller, J. E. (2006). La domesticación de paisajes: ¿Cuáles son los componentes primarios del Formativo? Estudios Atacameños. *Arqueología y Antropología Surandinas*, 43-57.

Steyskal, G. C., Murphy, W. L. y Hoover, E. M. (1986). *Insects and mites: techniques for collection and preservation*. U. S. Department of agriculture, miscellaneous publication no. 1443 pp.

Suckling, D. M., Gibb, A. R., Burnip, G. M., Snelling, C., Ruiter, J. de, Langford, G. y El-Sayed, A. M. (2005). Optimization of pheromone lure and trap characteristics

for currant clearwing, *Synanthedon tipuliformis*. *Journal of Chemical Ecology, 31*, 393-406.

Taberlet, P., Coissac, E., Pompanon, F., Brochmann, C. y Willerslev, E. (2012). Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. *Molecular Ecology, 21*, 2045-2050.

Techer, M. A., Clémencet, J., Simiand, C., Preeaduth, S., Azali, H. A., Reynaud, B. y Hélène, D. (2017). Large-scale mitochondrial DNA analysis of native honey bee Apis mellifera populations reveals a new African subgroup private to the South West Indian Ocean islands. *BMC Genetics, 18*, 53.

Wang, M., Lu, X., Ding, S., Ren, J., Bian, Z. y Xu, Z. (2017). Pollinator diversity in different habitats of the agricultural landscape in the middle and lower reaches of the Yellow River based on the three-color pan trap method. *Acta Ecologica Sinica, 37*, 148-155.

Weber, D. C., Robbins, P. S. y Averill, A. L. (2005). *Hoplia equina* (Coleoptera: Scarabaeidae) and Nontarget Capture Using 2-Tetradecanone-Baited Traps. *Environmental Entomology, 34*, 158-163.

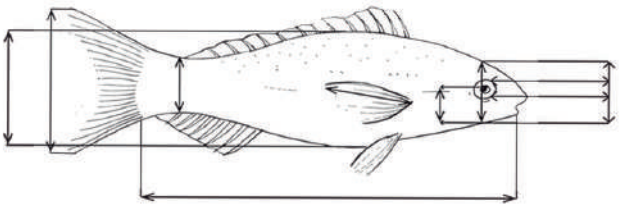
Whitham, T. G. (1981). Individual trees as heterogeneous environments: adaptation to herbivory or epigenetic noise? En Denno, R. F. y H. Dingle (Eds.), *Insect and life history patterns: habitat and geographic variation* (pp. 9-27). Nueva York: Springer-Verlag,

Wilson, J. S., Griswold, T. y Messinger, O. J. (2008). Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: are pan traps sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society, 81*, 288-300.

Wilson, L. T. y Room, P. M. (1982). The relative efficiency and reliability of three methods for sampling arthropods in australian cotton fields. *Australian Journal of Entomology, 21*, 175-181.

Yu, D. W., Ji, Y., Emerson, B. C., Wang, X., Ye, C., Yang, C. y Ding, Z. (2012). Biodiversity soup: metabarcoding of arthropods for rapid biodiversity assessment and biomonitoring. *Methods in Ecology and Evolution, 3*, 613-623.

Zeale, M. R. K., Butlin, R. K., Barker, G. L. A., Lees, D. C. y Jones, G. (2011). Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Molecular Ecology Resources, 11*, 236-244.



Diversidad funcional de peces en ambientes antropizados

Fernando Córdova-Tapia[1*]
Norman Mercado-Silva[1]

[1] Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Nacional Autónoma de Morelos. Av. Universidad, núm. 1001, col. Chamilpa, Cuernavaca Morelos, México C. P. 62209.

* Autor para correspondencia: fernando.cordova.tapia@gmail.com

Resumen

Uno de los principales retos en la teoría ecológica es el entendimiento de los factores, mecanismos y procesos que influyen en la estructura de las comunidades naturales y cómo éstos pueden ser modificados por la antropización de los ecosistemas. La conceptualización de una especie desde un punto de vista funcional está cambiando la visión de los ecólogos al medir la diversidad. La diversidad funcional ha surgido como una propuesta para entender las relaciones entre la abundancia de las especies con respecto a los rasgos funcionales que éstas poseen. El análisis de grupos funcionales ha sido útil para medir el efecto que tiene la pérdida de especies en el funcionamiento de los ecosistemas y para identificar equivalencias funcionales entre las mismas. En la actualidad se busca que la diversidad funcional pueda ser representada en una escala continua de variación por medio del análisis de la distribución de las especies y su abundancia en un espacio funcional multidimensional. El análisis de la diversidad funcional puede ser utilizado para estudiar los patrones que surgen en las comunidades y cómo cambian éstas con respecto a las variaciones ambientales antrópicas. Los peces son un modelo adecuado para analizar el cambio en la estructura de las comunidades en gradientes de perturbación. Los resultados sobre la funcionalidad de las especies en ecosistemas acuáticos muestran que aun cuando se presentan cambios significativos en la composición taxonómica, la composición funcional puede permanecer estable. La diversidad funcional permite, a partir de datos morfológicos y de abundancia, ampliar nuestro entendimiento sobre cómo la antropización puede modificar el funcionamiento de los ecosistemas.

Introducción

Uno de los principales retos en la teoría ecológica es el entendimiento de los factores, mecanismos y procesos que influyen en la estructura de las comunidades naturales y cómo éstos pueden ser modificados por la antropización de los ecosistemas (Chase, 2007). Las aproximaciones clásicas para entender los

cambios de la diversidad en el tiempo y en el espacio se basan en el análisis de abundancia y riqueza de especies e índices de diversidad y equidad. De la misma forma, el estudio de las comunidades también suele partir del análisis de la diversidad taxonómica de sus componentes. Sin embargo, estas aproximaciones no toman en cuenta las diferentes funciones ecológicas de cada una de las especies dentro de la dinámica de los ecosistemas (Villéger *et al.*, 2010). Tanto el concepto de diversidad taxonómica como la teoría neutral de Hubbell (2001) suponen una equivalencia ecológica entre las especies. Este supuesto implica que todas las especies tienen las mismas probabilidades de supervivencia y reproducción. Sin embargo, cada grupo posee atributos específicos que le permiten influir de manera directa o indirecta en el funcionamiento de los ecosistemas. En general, éstos no son considerados ni en los procesos neutrales ni en el concepto de diversidad taxonómica (Mouchet *et al.*, 2010; Cadotte *et al.*, 2011). Desde el punto de vista ecológico, una especie es un conjunto de individuos con rasgos fenotípicos y de comportamiento similares que determinan cuándo y dónde sobreviven, y cómo interactúan con individuos de otras especies (McGill *et al.*, 2006). La conceptualización de una especie desde un punto de vista funcional está cambiando la visión de los ecólogos al medir la diversidad (Fukami, 2004).

Diversidad funcional

La diversidad funcional ha surgido como una propuesta para entender las relaciones entre la abundancia de las especies con respecto a los rasgos funcionales que éstas poseen (Rosenfeld, 2002). A éstos también se les conoce como atributos funcionales y son las características que determinan el desempeño de una especie en sus diferentes etapas ontogénicas, y pueden estar relacionados con los procesos ecosistémicos (i.e., flujo de materia y energía), la estabilidad ecosistémica (*i.e.*, resistencia y resiliencia), las interacciones biológicas (intraespecíficas e interespecíficas) y la contribución de la especie a la modificación del hábitat (Villéger *et al.*, 2010; Cadotte *et al.*, 2011). Se ha propuesto que la diversidad funcional es clave para entender la relación entre la biodiversidad, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Díaz y Cabido, 2001; Naeem y Wright, 2003).

Dos de los conceptos centrales de la diversidad funcional son: el nicho y la redundancia funcional. El primero es análogo a un nicho ecológico y representa un hipervolumen n-dimensional en un espacio funcional, donde los ejes representan las fun-

ciones clave asociadas con diferentes rasgos funcionales (Rosenfeld, 2002). Éstos son aquellos caracteres biológicos que influyen en el rendimiento de los organismos (Hooper *et al*., 2005; Villéger *et al*., 2010) y que pueden estar relacionados con procesos de los ecosistemas, interacciones biológicas (intra e interespecíficas) y la modificación del hábitat. A su vez, la redundancia funcional se basa en la idea de que algunas especies biológicas pueden desempeñar papeles similares en comunidades y ecosistemas (es decir, tienen nichos funcionales similares). Por lo tanto, es probable que la pérdida de una especie redundante en una comunidad local tenga un impacto bajo en los procesos de los ecosistemas porque otras especies comparten su nicho funcional y podrían suplantarle (Fonseca y Ganade, 2001).

Rasgos funcionales

Para comenzar a analizar la diversidad funcional de una comunidad es necesario elegir los rasgos funcionales que serán objeto de estudio. Sin embargo, determinar qué rasgos son los más adecuados para describir la función de un organismo dentro de un ecosistema puede resultar una tarea compleja. Además, algunos autores consideran que es necesario distinguir entre rasgos funcionales duros y rasgos funcionales suaves (Hodgson *et al*., 1999). Los primeros son aquellos que miden directamente la función de interés y generalmente están asociados a la fisiología de los organismos; por ejemplo, la tasa de asimilación y desecho de los recursos alimenticios (Violle *et al*., 2007); y los segundos evalúan la función de manera indirecta y requieren métodos de medición sencillos y rápidos. Por ejemplo, las características morfológicas representan rasgos suaves que pueden utilizarse como indicadores de la función de los organismos con respecto al uso de los recursos (Ricklefs y Travis, 1980). Para poder seleccionar rasgos suaves efectivos es recomendable utilizar características morfológicas que tengan relevancia funcional y sean fáciles de medir (Dumay *et al*., 2004; Mouillot *et al*., 2007).

Para los peces se han reconocido al menos dos funciones clave: la obtención de alimento y la locomoción (Córdova-Tapia y Zambrano, 2016). Cada una de estas funciones está descrita por varios rasgos funcionales que a su vez se calculan utilizando medidas morfo-anatómicas (figura 1, tabla 1). Para una guía de la implementación metodológica, se sugiere consultar el estudio de Villéger *et al.* (2010). Así, al clasificar especies de acuerdo con sus rasgos funcionales es posible la recapitulación

de algunos patrones que se observan con la diversidad taxonómica porque ciertos atributos pueden ser conservados desde el punto de vista filogenético. Sin embargo, no todos los rasgos funcionales son dependientes de estas relaciones y nuevos patrones pueden ser observados (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015).

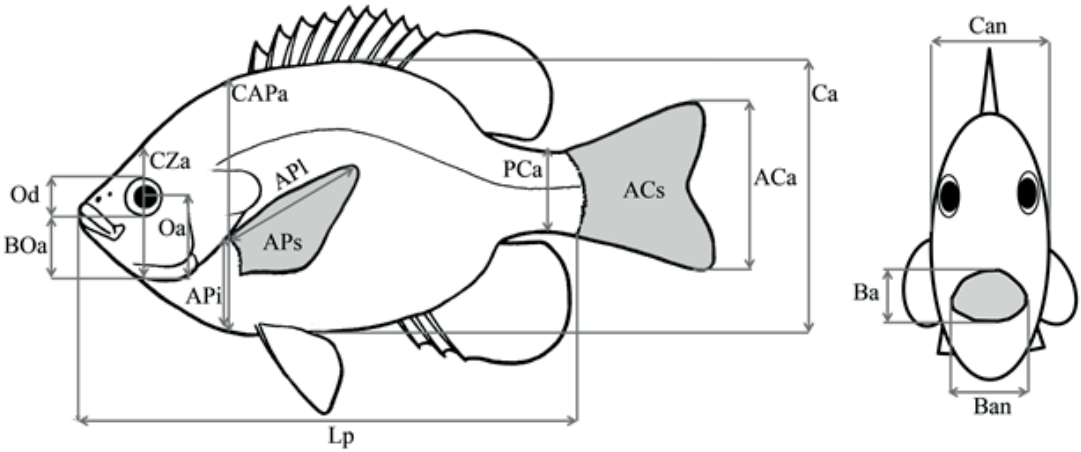


Figura 1. Medidas morfo-anatómicas utilizadas para la caracterización funcional de los peces. Od: diámetro del ojo; BOa - distancia entre la parte alta de la boca y la base de la cabeza; CZa - altura de la cabeza a lo largo del eje vertical del ojo; Oa - distancia entre el centro del ojo y la base de la cabeza; CAPa - altura del cuerpo al nivel de la inserción de la aleta pectoral; APi - distancia entre la inserción de la aleta pectoral y la base del cuerpo; APl - largo de la aleta pectoral; APs - superficie de la aleta pectoral; PCa - altura mínima del pedúnculo caudal; Lp - largo patrón; ACs - superficie de la aleta caudal; ACa - altura de la aleta caudal; Ca - alto del cuerpo; Can - ancho del cuerpo; Ba - altura de la boca; Ban - ancho de la boca. Figura elaborada a partir de Nelson (2006) utilizando los rasgos propuestos por Villéger *et al*. (2010).

Tabla 1. Lista de rasgos funcionales para las funciones clave (obtención de alimento y locomoción), cómo calcularlos y su significado ecológico. Para una guía de la implementación metodológica, se sugiere consultar el estudio de Villéger *et al.* (2010). Las claves corresponden a las medidas morfo-anatómicas de la figura 1. Además, ABl - Largo del arco branquial más grande; Il - Largo del intestino.

Rasgo funcional	Cálculo	Significado ecológico
	Obtención de alimento	
Superficie bucal	Ban x Ba/Can x Ca	Naturaleza / Tamaño del alimento
Forma bucal	Ba / Ban	Método de captura de alimentos
Posición bucal	Boa / CZa	Método de alimentación en la columna de agua
Longitud branquial	ABl/CZa	Capacidad de filtrado o protección de branquias
Largo del intestino	Il/Lp	Procesamiento de recursos con escasa energía
Tamaño del ojo	Od/CZa	Detección de presas
	Locomoción	
Posición del ojo	*OBCZ/ CZa*	Posición vertical en la columna de agua
Forma transversal del cuerpo	*Ca/Can*	Posición vertical en la columna de agua e hidrodinamismo
Superficie transversal del cuerpo	ln((π/4 x *Can* x *Ca*)+1) log (*Peso*+1)	Distribución del peso a lo largo del cuerpo para hidrodinamismo
Posición de la aleta pectoral	*APi/CAPa*	Aleta pectoral utilizada para la maniobrabilidad

Relación de aspecto de la aleta pectoral	APl^2 / APs	Aleta pectoral utilizada para la propulsión
Compresión del pedúnculo caudal	ACa / PCa	Eficiencia de la propulsión caudal con respecto a la reducción de resistencia
Relación de aspecto de la aleta caudal	ACa^2 / ACs	Aleta caudal utilizada para la propulsión y/o la dirección
Índice de la superficie de las aletas	$\frac{2 \times APs}{ACs}$	Principal fuente de propulsión entre las aletas pectorales y caudales
Relación entre la superficie de las aletas y el tamaño del cuerpo	$\frac{(2 \times APs) + ACs}{(\pi/4) \times Can \times Ca}$	Eficiencia de la aceleración y/o maniobrabilidad

Análisis de la diversidad funcional

Grupos funcionales

Una vez caracterizados los distintos rasgos funcionales de una comunidad, es posible evaluar la redundancia funcional entre las especies con base en su clasificación en grupos (Dumay *et al*., 2004). Esto consiste en generar conjuntos discretos de acuerdo a la similitud de los rasgos encontrados en los miembros de la comunidad mediante el uso de métodos de agrupamiento multivariado (Córdova-Tapia y Zambrano, 2016). Es importante tener en cuenta que la generación de grupos funcionales tiene algunas limitaciones como son: que los resultados de la agrupación varíen de acuerdo con los rasgos funcionales elegidos, dificultad para contemplar cambios ontogenéticos y que se asume que la variación interespecífica excede la variación intraespecífica. Pero, sin embargo, el uso de grupos funcionales también tiene ventajas importantes, como son: que representa un método flexible e independiente de la similitud taxonómica y que se puede realizar mediante una inversión relativamente pequeña de tiempo (Dumay *et al*., 2004). Con base en lo anterior, se sugiere que la clasificación de especies, en grupos, se utilice como una primera aproximación a la diversidad funcional y que sea también utilizada como un método exploratorio para entender las diferen-

cias funcionales entre distintos sitios de estudio y en gradientes de antropización (Córdova-Tapia y Zambrano, 2016). Estudios previos han demostrado que el efecto de los grupos funcionales sobre los procesos de los ecosistemas es mayor que el de la riqueza de especies (Tilman *et al*., 1997; Scherer-Lorenzen, 2005). Además, el análisis de estos grupos ha sido útil para entender el efecto que tiene la pérdida de especies en el funcionamiento de los ecosistemas (Naeem, 2002) y para identificar equivalencias funcionales entre especies (Dumay *et al*., 2004).

Los componentes de la diversidad funcional

La clasificación de especies en grupos funcionales ha sido utilizada comúnmente para aproximarse a la diversidad funcional. En la actualidad, se busca que esta diversidad pueda ser representada en una escala continua de variación y no en grupos discretos. Se ha observado que la evaluación de la distribución de las especies y su abundancia en un espacio funcional multidimensional constituye una aproximación robusta para analizar la diversidad funcional (Villéger *et al*., 2008). Como consecuencia, se ha concluido que esta diversidad no debe ser resumida en un sólo índice, sino que se debe estudiar por medio de sus componentes (Mason *et al*., 2005). Así, en los últimos años se han reconocido cinco elementos principales de la diversidad funcional: la riqueza, la equitatividad, la divergencia, la especialización y la dispersión (Córdova-Tapia y Zambrano 2015; Córdova-Tapia *et al*., 2018). Al analizar esta diversidad por medio de sus componentes se obtiene un alto nivel de detalle sobre los procesos ecosistémicos y los estudios pueden ir dirigidos a entender el cambio en alguno de estos componentes como consecuencia de actividades antropogénicas (Mouchet *et al*., 2010; Perrone *et al*., 2017).

La *riqueza funcional* (índice Fric) es la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independientemente de su abundancia. Por tanto, una baja riqueza funcional nos indica que algunos de los recursos potencialmente disponibles no están siendo explotados. La *equitatividad funcional* (índice FEve) es la homogeneidad en la distribución de la abundancia de las especies de una comunidad en un espacio funcional. Una baja equitatividad implicaría que algunas partes del nicho funcional están siendo ocupadas, pero subutilizadas. Esto podría reducir la productividad e incrementar la oportunidad de que posibles invasores se establezcan. La *divergencia funcional* (índice FDiv) es una medida de similitud funcional entre las

especies dominantes de una comunidad. Una alta divergencia refleja, por ende, un alto grado de diferenciación de nicho en las especies dominantes, lo que podría reducir la competencia como resultado de un uso más eficiente de los recursos. La divergencia decrece conforme la proporción de biomasa se acerca más al centro de gravedad del espacio funcional de la comunidad. La *especialización funcional* (índice FSpe) es una medida de las diferencias generales entre las especies, independientemente de su abundancia. Una especie es funcionalmente más especialista mientras más alejada se encuentre del centro de gravedad de la comunidad regional. La *dispersión funcional* (índice FDis) es una medida que combina la equitatividad y la divergencia; es independiente de la riqueza de especies pero dependiente de la abundancia. Un aumento en la dispersión funcional indica que las especies más abundantes de una comunidad tienen rasgos funcionales distintos entre sí. La información sobre cómo calcular estos índices puede ser consultada en Bellwood *et al.* (2006), Villéger *et al.* (2010) y Córdova-Tapia *et al.* (2018).

Aplicaciones en ambientes antropizados

El análisis de la diversidad funcional puede ser utilizado para entender los patrones que surgen en las comunidades y cómo cambian éstas con respecto a las variaciones ambientales antrópicas. Las actividades humanas son responsables de muchos cambios importantes en los ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, de acuerdo con Bunge (2010), en México el 72% de las aguas residuales municipales generadas por el uso público-urbano se vierten sin ningún tipo de tratamiento en los cuerpos de agua; asimismo, se vierten sin tratamiento el 82% de las aguas residuales industriales. El aporte de contaminantes puede generar cambios en la cantidad y calidad de los recursos existentes en el medio, lo que a su vez puede llevar a cambios en los atributos funcionales de las comunidades que en el habitan (Pool *et al.*, 2010).

En este sentido, los peces han mostrado ser un modelo adecuado para entender el cambio en la estructura de las comunidades en gradientes de perturbación (Córdova-Tapia *et al.*, 2018). En la actualidad, el estudio de las comunidades de peces posee métodos sólidos, tanto en la teoría como en el análisis, lo que facilita el estudio de los rasgos funcionales mediante una aproximación eco-morfológica que toma en cuenta la relación entre la forma, el desempeño de los organismos y sus relaciones ecológicas (Montaña *et al.*, 2014). Por ejemplo, el largo del intestino y el largo del cuerpo de los

peces (rasgos morfológicos) se relacionan para generar un índice ecomorfológico que es un indicador del nivel trófico, pues intestinos relativamente más cortos están relacionados con hábitos más carnívoros. Este rasgo funcional es uno de los descriptores del mecanismo de obtención de alimento, que es una función clave para los organismos (figura 1, tabla 1). Otro ejemplo es la relación entre la altura de la boca con respecto a la altura de la cabeza (rasgos morfológicos) que se utiliza como indicador de la posición bucal (rasgo funcional). En términos ecológicos este atributo es indicador del método que utiliza la especie para alimentarse en la columna de agua, pues existe una estrecha relación entre la posición de la boca y el tipo de hábitat en el que forrajean las especies (arriba-superficie, centro-columna de agua y bajo-bentos).

Una de las principales ventajas del estudio de la diversidad funcional por medio de estos índices es que pueden ser utilizados homogéneamente en la mayoría de las especies de peces (Villéger *et al*., 2010). El uso de esta técnica ha permitido clasificar comunidades de especies en grupos funcionales (Dumay *et al*., 2004) para un mejor entendimiento de las reglas de ensamblaje (Mouillot *et al*., 2007). Además, los resultados sobre la funcionalidad de las especies en ecosistemas acuáticos muestran que aun cuando se presentan cambios significativos en la composición taxonómica, la composición funcional puede permanecer estable (Villéger *et al*., 2010). Esta información también puede ser aplicada para guiar esfuerzos de conservación y para encaminar acciones de restauración ecológica en los que se priorice el mantenimiento o restitución de funciones y no únicamente de especies (Cadotte *et al*., 2011).

La diversidad funcional en un ecosistema puede ser afectada de varias formas dependiendo de cómo una acción antropogénica altere la estructura funcional de la comunidad (Pool *et al*., 2010). Por ejemplo, la canalización de afluentes naturales para la dotación de agua dirigida a poblaciones humanas puede reducir la diversidad de hábitats disponibles en un afluente (Sondergaard y Jeppesen, 2007). Pueden, así, eliminarse especies de peces bentónicas y ovipositoras en el medio; ambas eliminadas por la ausencia de diversidad de sustratos en el fondo. También, un incremento en la concentración de materia orgánica, debido al aumento en los aportes de aguas residuales a los ríos, puede ocasionar la reducción de la abundancia de especies con altos requerimientos de oxígeno o que requieren alta transparencia del agua para encontrar su alimento (Mercado-Silva *et al*., 2002). Por lo tanto, el estudio de los componentes de la diversidad funcional puede ser utilizado para entender los cam-

bios que ocurren en un ecosistema como consecuencia de la antropización. Autores como Villéger *et al.* (2010) estudiaron la comunidad de peces de la Laguna de Términos y evaluaron los cambios en la diversidad funcional con 18 años de diferencia. Encontraron que en algunos sitios, a pesar de tener cambios evidentes en la diversidad taxonómica, éstos no se reflejaban directamente en la diversidad funcional. Asimismo, analizando los distintos componentes de la diversidad funcional detectaron un declive en la abundancia de las especies especializadas, es decir con rasgos funcionales únicos, mientras que las especies de reciente aparición en la laguna eran redundantes con las ya existentes. Asimismo, las especies que disminuyeron en abundancia tenían rasgos funcionales vinculados con hábitats de pastos marinos, los cuales también habían disminuido debido al aumento de la eutrofización. Así, la diversidad funcional permite, a partir de datos morfológicos y de abundancia, ampliar nuestro entendimiento sobre cómo la antropización puede modificar el funcionamiento de los ecosistemas.

Conclusiones

La diversidad funcional es una aproximación novedosa que ofrece un alternativa robusta para estudiar los cambios en las comunidades en ambientes antropizados. Como una primera aproximación es posible clasificar a las especies de una comunidad de acuerdo a sus similitudes funcionales para la generación de grupos discretos (grupos funcionales). Éstos son útiles para entender el efecto que tiene la pérdida o adición de especies en una comunidad. Recientemente, se han reconocido cinco componentes principales de la diversidad funcional: la riqueza, la equitatividad, la divergencia, la especialización y la dispersión. Estudiar estos componentes de manera independiente permite obtener un alto nivel de detalle sobre como las actividades antropogénicas generan cambios en los procesos ecosistémicos. Así, la diversidad funcional permite, a partir de datos morfológicos y de abundancia, ampliar nuestro entendimiento sobre cómo la antropización puede modificar el funcionamiento de los ecosistemas.

Literatura citada

Bellwood, D. R., Wainwright, P. C., Fulton, C. J. y Hoey, A. S. (2006). Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society*, *273,* 101-107.

Bunge, V. (2010). El estado de saneamiento en las cuencas de México. En Cotler-Ávalos, H. (Ed.), *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*. Instituto Nacional de Ecología. México.

Cadotte, M. W., Carscadden, K. y Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology, 48,* 1079-1087.

Chase, J. M. (2007). Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *104,* 17430-17434.

Córdova-Tapia, F. y Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24, 78-87.

Córdova-Tapia, F. y Zambrano, L. (2016). Fish functional groups in a tropical wetland of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Neotropical Ichthyology*, *14,* e150162.

Córdova-Tapia, F., Hernández-Marroquín, V. y Zambrano, L. (2018). The role of environmental filtering in the functional structure of fish communities in tropical wetlands. *Ecology of Freshwater Fish*, *27*, 522-532.

Díaz, S. y Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, *16*, 646-655.

Dumay, O., Tari, P. S., Tomasini, J. A. y Mouillot, D. (2004). Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, *64*, 970-983.

Fonseca, C. R. y Ganade, G. (2001). Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, *89*, 118-125.

Fukami, T. (2004). Assembly history interacts with ecosystem size to influence species diversity. *Ecology*, *85*, 3234-3242.

Hodgson, J. G., Wilson, P. J., Hunt, R., Grime, J. P. y Thompson, K. (1999). Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos*, *85*, 282-294.

Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J. y Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, *75*, 3-35.

Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 448 pp.

Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G. y Wilson, B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, *111*, 112-118.

McGill, B.J., Enquist, B. J., Weiher, E. y Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, *21*, 178-185.

Mercado-Silva N., Lyons, J. D., Salgado-Maldonado, G. y Medina-Nava, M. (2002). Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *12*, 179-191.

Montaña, C. G., Winemiller, K. O. y Sutton, A. (2014). Intercontinental comparison of fish ecomorphology: null model tests of community assembly at the patch scale in rivers. *Ecological Monographs*, *84*, 91-107.

Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H. y Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, *24*, 867-876.

Mouillot, D., Dumay, O. y Tomasini, J. A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in brackish lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *71*, 443-456.

Naeem, S. (2002). Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*, *83*, 1537-1552

Naeem, S. y Wright, J. P. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, *6*, 567-579.

Nelson, J. S., Grande, T. C. y Wilson, M. V. (2016). *Fishes of the World*. New Jersey: John Wiley & Sons. 709 pp.

Perronne, R., Munoz, F., Borgy, B., X. Rebound, y Gaba, S. (2017). How to design trait-based analyses of community assembly mechanisms: insights and guidelines from a literature review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *25*, 29-44.

Pool, T. K., Olden, J. D., Whittier, J. B. y Paukert, C. P. (2010). Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *67*, 1791-1807.

Ricklefs, R. E. y Travis, J. (1980). A morphological approach to the study of avian community organization. *The Auk*, *97*, 321-338.

Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, *98*, 156-162.

Scherer-Lornzen, M. (2005). Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. En Barthlott, W., E. Linsenmair y Porembski, S. (Eds.), *Biodiversity: Structure and Function*. Oxford: Eolss Publishers.

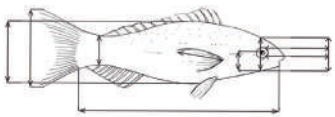
Sondergaard, M. y Jeppesen, E. (2007). Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *Journal of Applied Ecology*, *44*, 1089-1094.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. y Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, *277*, 1300-1302.

Villéger, S., Mason, N. W. H. y Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, *89*, 2290-2301.

Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F. y Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, *20*, 1512-1522.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. y Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, *116*, 882-892.



Enfrentando el reto de evaluar los daños ambientales ocasionados por organismos genéticamente modificados

Valeria Alavez[1]
Melania Vega[1, 2]
Alejandra Hernández-Terán[3, 4]
Ana E. Escalante[3]
Denise Arroyo-Lambaer[1]
Ana Wegier[1*]

[1] Laboratorio de Genética de la Conservación, Jardín Botánico, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, C. P. 04510, México.

[2] Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

[3] Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, C. P. 04510, México.

[4] Posgrado en Ciencias Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

[*] Autor para correspondencia: awegier@ib.unam.mx

Resumen

Esta propuesta surge a partir de la necesidad de evaluar y comparar los daños ambientales que los organismos genéticamente modificados pudieran ocasionar. Estos cambios ambientales son, a su vez, procesos de atropización complejos, que se originan en distintos niveles ecosistémicos, consecuencia de cuatro diferentes tipos de adversidad (el flujo de genes, los cambios ocasionados por los organismos genéticamente modificados (OGM) en sí mismos, efectos en organismos que no son el objetivo de desarrollo de los OGM y la evolución de la resistencia de los organismos que se pretende controlar con el OGM). Esto a su vez se relaciona con el tiempo que duran los impactos en el ambiente y las acciones que se pueden realizar para mitigarlos. Poner en práctica esta metodología debe integrar la mayor cantidad de información disponible sobre los organismos que se estén evaluando y a su ves apoyará a identificar la información faltante. Con este modelo esperamos contribuir a una mejor aplicación de las leyes y proporcionar una herramienta útil para los tomadores de decisiones, investigadores y sociedad civil interesada, así como propiciar las discusiones científicas sobre el tema.

Introducción

Las poblaciones humanas manejan, con diferente intensidad, los ecosistemas, sus componentes, procesos y funciones, con el propósito de adaptar los ambientes para hacerlos más habitables y asegurar la disponibilidad y continuidad de los recursos (Morales *et al.*, 2017). La domesticación es un proceso evolutivo continuo derivado de dicha interacción con el ambiente y es quizás la manifestación humana más importante de la transformación del planeta (Kareiva *et al.*, 2007). Generalmente, el proceso de domesticación se estudia a nivel de poblaciones, pero también puede ser entendido desde una perspectiva del paisaje (Clements *et al.*, 2014) por lo que, como consecuencia de la complejidad socioambiental del espacio y el tiempo, se analiza a partir de diversas disciplinas; sin embargo, independientemente del enfoque de estudio, sus causas y

efectos son componentes de los procesos de antropización (Szujecki, 1987; August *et al*., 2002; Bogaert *et al*., 2011).

Los procesos de domesticación pueden implicar distintos manejos, prácticas o técnicas, que dependen de la especie de interés y su entorno. En Mesoamérica, por ejemplo, los paisajes son transformados a causa de prácticas conocidas dentro de los procesos *in situ* de domesticación de plantas, pero que son aplicables a cualquier especie: recolección sistemática (los productos o individuos completos son seleccionados, extraídos y transportados) (Casas *et al*., 2007); individuos tolerados para su aprovechamiento en paisajes transformados; estimulación del crecimiento con base en estrategias dirigidas a incrementar la densidad de algunas especies útiles; o especies protegidas mediante la eliminación de competidores y depredadores de la especie de interés, protección contra adversidades climáticas e incluso adición de insumos al sistema (Diamond, 2002; Larson y Fuller, 2014). Estos procesos impactan en cada población que conforma la comunidad y en las comunidades que forman el ecosistema o agroecosistema.

En la actualidad existe una nueva tecnología directamente relacionada con el manejo y domesticación de plantas, conocida como ingeniería genética moderna. Esta técnica, a partir de un conjunto de métodos biotecnológicos, permite la transferencia de ADN entre organismos muy distantes taxonómicamente o su modificación y edición de la misma especie. Dichas modificaciones, generalmente motivadas por intereses económicos externos a los paisajes transformados, pueden conducir a impactos ambientales muchas veces inesperados, dentro o fuera del área de liberación, que adquieren gran relevancia a causa de la creciente demanda mundial de la producción de OGM; (Hails, 2000; Hilbeck *et al*., 2011; Brookes y Barfoot, 2012; Arpaia *et al*., 2017).

La utilización a gran escala de la ingeniería genética moderna ha generado la necesidad del desarrollo de leyes locales y tratados internacionales para regular su uso seguro. Debido a lo anterior y a la naturaleza de las transformaciones genéticas, los efectos no esperados más documentados o previstos teóricamente son aquellos que afectan directa o indirectamente a la fauna (Tabashnik *et al*., 2008; Tabashnik *et al*., 2013; Zeilinger *et al*., 2015), sin embargo, a partir de una visión integral del entorno, pueden esperarse consecuencias en otros componentes del ecosistema, tales como alteraciones en las cadenas tróficas a las que pertenece la fauna afectada, pero también otras propiedades emergentes de los niveles ecológicos superiores. Por lo tanto, pro-

ponemos un método práctico que podría utilizarse cuando exista sospecha de un impacto ambiental -en cualquiera de sus niveles- causado por OGM, empleando cualquier información disponible o sirviendo de guía para generar una línea de base apropiada para estudios adicionales y esfuerzos de monitoreo. Así, pretendemos entender a los componentes del ecosistema dentro de una metodología que permita cuantificar y comparar los daños ocasionados por los OGM (figura 1).

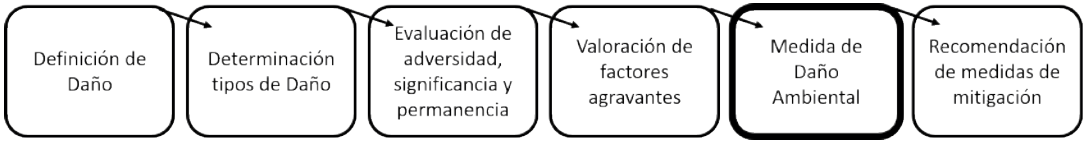


Figura 1. Representación esquemática de la metodología para la evaluación de daño ambiental causado por OGM.

Definición de daño ambiental producido por OGM

Desde 1992, el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y, posteriormente, el Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología (2000), mencionaron la posibilidad de que se produzcan "efectos secundarios", "riesgos potenciales" e, incluso, "impactos o daños ambientales" causados por OGM, sin proponer una definición formal de dichos conceptos. En México, a raíz de estas y otras preocupaciones regulatorias, surge la Ley de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados (LBOGM; 2005) que a su vez menciona de manera recurrente términos como: "posibles riesgos", "efectos adversos", "daños graves, irreversibles, irreparables, al medio ambiente y a la diversidad biológica", sin definirlos, ni mencionar las implicaciones de los mismos (DOF 08/03/2005). Con el fin de llenar ese vacío conceptual y con la creciente necesidad de regular las actividades vinculadas a los OGM en el mundo, el Protocolo Suplementario de Nagoya-Kuala Lumpur sobre Responsabilidad y Compensación del Protocolo de Cartagena (2010), definió como daño: *un efecto adverso en la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica teniendo en cuenta los*

riesgos para la salud humana. Además, el protocolo establece claramente que el daño a la biodiversidad debe ser medible, o por lo menos observable, con base en evidencia científica sólida. En consecuencia, provee elementos a evaluar para determinar si el daño es significativo: a) que el cambio sea a largo plazo o permanente (no será reparado por recuperación natural en un periodo de tiempo razonable); b) el alcance de los cambios cualitativos o cuantitativos que afectan negativamente a los componentes de la diversidad biológica; c) la reducción de la capacidad de los componentes de la diversidad biológica para proporcionar bienes y servicios; y d) la amplitud de los efectos adversos sobre la salud humana en el contexto del Protocolo.

La definición que plantea el Protocolo de Nagoya-Kuala Lumpur, establece el punto de partida hacia la evaluación del daño ambiental, sin embargo, la falta de una metodología para cuantificarlo impide la aplicación legal y práctica del documento (Bartz *et al*., 2010; Sanvido *et al*., 2011; 2012). El CDB, discute que la introducción de OGM puede incluir impactos adversos y significativos sobre la diversidad biológica, la cual se entiende como: la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluyendo ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte. Esto incluye diversidad dentro de especies, entre especies y de ecosistemas (CDB, 1993). Por lo tanto, la determinación del daño requiere que los recursos naturales sean considerados en su totalidad y en términos de sus componentes. Estos componentes van desde los genes hasta los niveles ecológicos superiores, tomando en cuenta las propiedades emergentes de cada uno (*e.g.* composición, estructura, funciones; Bartz *et al*., 2010) e incluyendo los factores abióticos. Lo anterior sienta un marco teórico sobre el cual se establecen los elementos y parámetros que deben ser considerados en las metodologías que persiguen evaluar el daño ambiental.

Tipos de daño ambiental ocasionado por OGM

Para poner en práctica la metodología que plantearemos, primero es necesario definir cuatro categorías de daños ambientales que se han relacionado con los OGM (NRC, 2002; Ervin *et al*., 2003; Ellstrand, 2006; Lu y Yang, 2009). Las evaluaciones se deben realizar, cuando exista sospecha de un impacto ambiental causado por OGM o simplemente para monitorear su ausencia. Se recomienda conformar un Comité Técnico-Científico (CTC) conformado por expertos en áreas teóricas y apli-

cadas, que pueda delegar a especialistas los estudios necesarios para emitir las resoluciones finales.

Tipo 1: Los daños asociados con el movimiento de los genes y su subsiguiente expresión en diferentes organismos y especies

Los daños asociados con el movimiento de genes pueden suceder por varias vías de dispersión. Los más estudiados son la transferencia horizontal y el flujo génico, el cual puede ocurrir después de la migración de semillas, propágulos GM, cigotos, huevos y larvas, entre otros (Ellstrand, 2003).

La dispersión de polen o gametas da una oportunidad para la transferencia sexual de transgenes a organismos relacionados, incluyendo otras especies, variedades del cultivo de la misma o parientes silvestres de la especie y parientes cercanos (Ellstrand, 1999; 2003). El vector específico depende de las características de cada organismo, siendo el viento, agua, insectos y mamíferos, los principales transportes (Lu y Yang, 2009). El flujo génico además podría ocurrir sistemáticamente con diferente intensidad, por lo que sus características y causas se deben incorporar. Una vez que el flujo génico o la introgresión ha ocurrido se desconoce el nuevo contexto genético, por lo tanto, es generalmente indeterminado su riesgo por las evaluaciones previas a la liberación del OGM.

El flujo de genes entre los cultivos GM y las poblaciones asilvestradas de los cultivos o parientes silvestres, puede generar maleza que contenga adaptaciones derivadas de sus progenitores, tales como mayor tiempo de latencia de las semillas o reducción de asistencia humana para la reproducción, que son suficientes para incrementar la persistencia e invasividad de estas plantas como malezas (Goodman y Newell, 1985; Ellstrand, 1988; NCR, 1989; Fitter *et al*., 1990; Boudry *et al*., 1993; Keeler *et al*., 1996; Snow y Moran Palma, 1997; Ammann *et al*., 2000; NCR, 2000; Lu y Yang, 2009). Esto tiene un efecto en la composición del paisaje, las comunidades y ecosistemas, además de un impacto directo en los agroecosistemas (NRC, 2002).

Otro de los daños asociados a la dispersión de polen y gametas, es la sustitución de las especies comunes y locales por las que tienen transgenes, incrementando los riesgos de extinción por hibridación (Ellstrand y Elam, 1993; Johnson *et al*., 2006). Los modelos teóricos han demostrado que la extinción por hibridación puede proceder rápidamente, resultando en una extinción local de poblaciones. Un ejemplo de

esto es la hibridación entre cultivos y parientes silvestres implicados en un incremento de riesgo de extinción, como la desaparición de los cocos silvestres (Harries, 1995), el flujo genético de especies cultivadas de nogal hacia las poblaciones silvestres en California (Skinner y Pavlik, 1994; Potter *et al.*, 2002), o bien, el impacto en el salmón del Atlántico (*Salmon salar*) por el escape e invasión de salmón cultivado en granjas (Fleming *et al.*, 2000).

Tipo 2: Daños asociados causados directa o indirectamente por los OGM

Este daño se identifica cuando es provocado por el OGM y las subsiguientes generaciones, ya sea directamente en los ecosistemas o en los servicios ecosistémicos asociados. Los *efectos directos* pueden llevarse a cabo por derrames accidentales de semillas durante el proceso de transporte (Crawley y Brown, 1995; Johnson *et al.*, 2006; Von Der Lippe y Kowarik, 2007) o bien, puede ocurrir directamente desde los cultivos GM hacia los ambientes que se encuentran en los alrededores (Arnaud *et al.*, 2003; Dyer *et al.*, 2009) o incluso dentro del mismo agroecosistema donde fueron legal o ilegalmente sembrados. Las consecuencias usualmente asociadas con la dispersión de semillas es un incremento de malezas y plantas invasoras, por lo tanto, ocurre un cambio de las interacciones dentro de las comunidades, entre otras (Dale *et al.*, 2002; Ervin *et al.*, 2003; Gepts y Papa, 2003; Johnson *et al.*, 2006; Lu y Yang, 2009).

Los OGM pueden convertirse en un riesgo ambiental debido a los rasgos que reciben para mejorar su aptitud y el rendimiento ecológico. Dependiendo de su ubicación, algunos cultivos (por ejemplo, los tomates) evolucionan hacia un fenotipo de tipo salvaje muy rápidamente y se podrían convertir en poblaciones asilvestradas viables en la generación F_2. La existencia de estas poblaciones demuestra que los transgenes que confieren adaptación a importantes factores limitantes pueden crear riesgos significativos relacionados con la planta completa, especialmente si los efectos ecológicos de los cultivos GM son evaluados en forma global (NRC, 2002; Hancock, 2003). La frecuencia de las poblaciones asilvestradas de los cultivos también revela la dificultad de distinguir entre los daños provocados por el flujo de genes y aquellos provocados por toda la planta. Se ha propuesto que este tipo de daño podría, de igual manera, ocurrir posterior a la liberación de otros organismos, tal es el caso de los mosquitos GM (*Anopheles gambiae*), siendo los principales riesgos la disminución en la aptitud de los organismos GM y la aparición de cepas resistentes (Riehle *et al.*, 2003).

Los *efectos asociados indirectamente a* OGM dependen de la expresión de los transgenes. Los OGM podrían causar un daño ambiental en los factores abióticos asociados a los mismos, como por ejemplo, agua, suelo o aire, reduciendo la calidad del medio ambiente y su sustentabilidad (Stotzky, 2000; US Environmental Protection Agency, 2000; Dale *et al*., 2002; Dunfield y Germida, 2004), o con repercusiones sobre los servicios ecosistémicos. Un ejemplo de efectos sobre el servicio ecosistémico de abastecimiento, es el caso de la miel de abeja en la Península de Yucatán, que comenzó a ser rechazada por los mercados internacionales en 2014 debido a la presencia de polen GM en la misma (Vera, 2012; Villanueva-Gutiérrez *et al*., 2014).

Tipo 3: Los daños a los organismos no blanco

Los organismos *no blanco* son todos aquellos individuos que el diseño y uso del OGM no pretende afectar. A la fecha, la gran mayoría de los estudios publicados que examinan esta problemática se han centrado en los transgenes con propiedades insecticidas, fuera y dentro de los agroecosistemas. La lista de las posibles especies no blanco es muy extensa, algunos OGM ni siquiera fueron creados con un blanco específico, si no que se desarrollan, por ejemplo, para sobre expresar o inhibir alguna característica intrínseca, tales como disminución de la oxidación en manzanas (Bulley *et al*., 2007) y maduración tardía en tomates (Wang *et al*., 2005). Estos organismos pueden ser convenientemente agrupados en cinco categorías que no son mutuamente excluyentes: 1) especies benéficas, incluyendo los enemigos naturales de las plagas (crisopas, catarinas, avispas parásitas, microbios y parásitos) y los polinizadores (abejas, moscas, escarabajos, mariposas, aves y murciélagos); 2) plagas no blanco; 3) los organismos del suelo; 4) las especies que no entraron en las categorías anteriores y fueron afectadas por los OGM; y 5) daños en especies presentes en otros sistemas productivos (Hilbeck *et al*., 1998a; Hilbeck *et al*., 1998b; NRC, 2002).

Un claro ejemplo es la alteración en la tasa de sobrevivencia y fecundidad de los pulgones *Aphis gossypii* y *Myzus persicae* cuando son afectados por Cry1A+CpTI y nptII (Alla *et al*., 2003) respectivamente, que fueron diseñados para controlar plagas específicas de lepidópteros (Liu *et al*., 2005) y aunque aún no está reportado un efecto adverso, está demostrado que el transgén puede estar presente en los depredadores de los organismos blanco (Harwood *et al*., 2005; Obrist *et al*., 2006). Por otro lado, a nivel comunidad, se ha observado la modificación de las interacciones y diversidad

de la artropofauna debido a la alteración que tienen las poblaciones de organismos blanco (Sosa y Almada, 2014 ; Pálinkás *et al*., 2017). Otro reporte de alteración a nivel comunidad en nematodos es el de Liu y colaboradores (2015).

Tipo 4: Evolución en organismos blanco

Los organismos blanco son las especies que se pretende controlar al diseñar y usar un OGM. En muchos de los casos el *Tipo 4* no se aplicará porque todas las especies relacionadas con el OGM serán analizadas en el *Tipo 3*, por ejemplo, cuando la evaluación se realice en un ecosistema donde no se pretendía la liberación del OGM. Aunque exista el pariente silvestre de la especie plaga, será tomado como organismo no blanco, ya que no era el uso previsto de la tecnología.

La evolución de la resistencia puede ocurrir en los organismos que son objeto de control del OGM debido a la presión de selección constante (Gould, 2000; Moyes *et al*., 2002; Senior *et al*., 2002). Su daño potencial es esperado cuando los controles alternativos tienen más riesgos ambientales que el uso del OGM. En insectos, malezas y patógenos microbianos, se ha demostrado el potencial para contrarrestar las tácticas de control utilizadas en su contra (Barrett, 1983; Georghiou, 1986; Georghiou y Lagunes, 1988; NRC, 2000; Green, 2014). La resistencia de los insectos a los cultivos Bt se considera inevitable y se están haciendo esfuerzos por la *US Environmental Protection Agency* (EPA) para controlar la evolución de resistencia de estos OGM, además de generalizar el uso de refugios. OGM resistentes a virus, hongos y bacterias no han sido utilizados ampliamente, sin embargo, se han documentado casos de su rápida evolución en controles convencionales (menos de 5 años, Delp 1988). La evolución de las malezas tolerantes a herbicidas es un riesgo ambiental indirecto (Ramachandran *et al*., 2000; VanGessel, 2001). Los OGMs tolerantes a los herbicidas están diseñados de tal forma que herbicidas específicos puedan ser utilizados para controlar las malezas, sin embargo, generalmente después de que el cultivo ha emergido, el riesgo es tener que utilizar herbicidas cada vez más dañinos para el ambiente: activos por más tiempo, con mayor cantidad de ingredientes activos, mezclados con otros agentes que dañen otros recursos naturales y a la salud o que provoquen el cambio en el uso de la tierra exclusivamente por cultivos GM, o el abandono total o parcial de tierras (NRC, 2002; Bejarano *et al*., 2017).

Componentes de la evaluación de daño ambiental causado por OGM

Para establecer ciertos parámetros que formarán parte de nuestra medida compuesta de "daño ambiental", consideramos pertinente definir tres elementos inherentes al daño: *adversidad*, *significancia* y *permanencia*. Estos aspectos serán relevantes para: 1) determinar la magnitud del daño; 2) permitir que los daños sean comparables en el tiempo y el espacio; y 3) proporcionar información para realizar una evaluación de los costos de remediación.

> *Adversidad*: Se refiere al tipo de daño relacionado al efecto que el OGM tiene en el medio ambiente (ver sección, Tipos de daño ambiental ocasionado por OGM).
>
> *Significancia*: El nivel ecosistémico donde el daño impacta. La significancia se determinará con base en efectos detectados en las propiedades emergentes de cada nivel (*e.g.* Población: tamaño, densidad, tasas de natalidad, mortalidad o crecimiento, diversidad y estructura genética, adecuación, etcétera; Comunidad: riqueza, abundancia, composición u otros; Ecosistema: productividad primaria, estructura trófica, servicios ecosistémicos de abastecimiento, regulación, apoyo, culturales y evolutivos, entre otros).
>
> *Permanencia*: El tiempo en que un efecto puede ser revertido.

Finalmente, la medida de daño ambiental puede agravarse si especies y/o áreas legalmente protegidas se ven afectadas.

Propuesta metodológica para la evaluación de daño ambiental causado por OGM

El método puede iniciarse analizando si se observan cambios cualitativos en las diferentes áreas o directamente con el método cuantitativo mostrado abajo (por razones de espacio, omitiremos la primera aproximación).

A. Evaluación de adversidad, significancia y permanencia

Es necesario responder a las preguntas A1, A2 y A3, que se presentan a continuación, para evaluar la existencia y magnitud de los efectos ambientales adversos causados por OGM. La información colectada se empleará para completar la tabla 1, que se introduce abajo. En ella, los diferentes impactos serán ponderados de acuerdo a su adversidad y significancia en el ambiente. Para llenar esta tabla, el valor numérico asociado a las categorías de permanencia de la pregunta A3 debe ser reemplazado en las funciones T_P, T_C y T_E, como se explicará con detalle más adelante. Después de realizar las operaciones pertinentes, se obtendrá un valor preliminar de daño ambiental (*Z*).

A1. *Adversidad. ¿Cuál de los 4 tipos de impacto se ha identificado?*

A2. *Significancia*. ¿En qué niveles ecosistémicos el impacto ha tenido consecuencias y cuántas poblaciones, comunidades y/o ecosistemas han sido afectados?

A3. *Permanencia*. ¿En cuánto tiempo el efecto podría ser revertido? Este tiempo se denota por las funciones T_P, T_C y T_E, que dependen de cada población, comunidad, ecosistema y su tipo de daño, respectivamente. Denotamos por P al conjunto de poblaciones, C al conjunto de comunidades, E al conjunto de ecosistemas y por X= {1,2,3,4} al conjunto de tipos de daño. Los elementos de P (las diferentes poblaciones) se describen por la variable p, elementos de C (las distintas comunidades) se describen por la variable c, elementos de E (los diferentes ecosistemas) se describen por la variable e y los elementos de X se denotan por la variable x, de manera que: $T_P(p,x)$ es el tiempo de permanencia del daño x en X correspondiente a la población p en P; $T_C(c,x)$ es el tiempo de permanencia del daño x en X correspondiente a la comunidad c en C; y $T_E(e,x)$ es el tiempo de permanencia del daño x en X correspondiente al ecosistema e en E. Dada una población p en P y un daño x en X, se asignan los siguientes valores a $T_P(p,x)$ de acuerdo al tiempo en que puede revertirse el daño observado: *sin efecto* (T(p,x)=0); *antes dos años* (T(p,x)=1); *entre dos a cinco años* (T(p,x)=2); *entre cinco a ocho años* (T(p,x)=3); *entre ocho y 10 años* (T(p,x)=4); *perma-*

necerá más de 10 años o es irreversible (T(p,x)=5). Las mismas categorías aplican para $T_C(c,x)$ y $T_E(e,x)$.

Tabla 1. Evaluación de adversidad, significancia y permanencia.

	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Tipo 4
Población	$\sum_{p\in P} T_P(p,1)$	$\sum_{p\in P} T_P(p,2)$	$\sum_{p\in P} T_P(p,3)$	$\sum_{p\in P} T_P(p,4)$
Comunidad	$\lvert S\rvert * \sum_{c\in C} T_C(c,1)$	$\lvert S\rvert * \sum_{c\in C} T_C(c,2)$	$\lvert S\rvert * \sum_{c\in C} T_C(c,3)$	$\lvert S\rvert * \sum_{c\in C} T_C(c,4)$
Ecosistema	$\lvert S\rvert * \sum_{e\in E} T_E(e,1)$	$\lvert S\rvert * \sum_{e\in E} T_E(e,2)$	$\lvert S\rvert * \sum_{e\in E} T_E(e,3)$	$\lvert S\rvert * \sum_{e\in E} T_E(e,4)$
Total por tipo de daño Z_X	$Z_1 = 3 * \left(\sum_{p\in P} T_P(p,1) + \left(\lvert S\rvert * \sum_{c\in C} T_C(c,1)\right) + \left(\lvert S\rvert * \sum_{e\in E} T_E(e,1)\right)\right)$	$Z_2 = 2 * \left(\sum_{p\in P} T_P(p,2) + \left(\lvert S\rvert * \sum_{c\in C} T_C(c,2)\right) + \left(\lvert S\rvert * \sum_{e\in E} T_E(e,2)\right)\right)$	$Z_3 = 3 * \left(\sum_{p\in P} T_P(p,3) + \left(\lvert S\rvert * \sum_{c\in C} T_C(c,3)\right) + \left(\lvert S\rvert * \sum_{e\in E} T_E(e,3)\right)\right)$	$Z_4 = \sum_{p\in P} T_P(p,4) + \left(\lvert S\rvert * \sum_{c\in C} T_C(c,4)\right) + \left(\lvert S\rvert * \sum_{e\in E} T_E(e,4)\right)$
Daño parcial Z	$\mathbf{Z} = \sum_{x\in X} Z_X$			

En la tabla 1, la significancia en los niveles de comunidad y ecosistema se ponderarán por el número de especies afectadas, cuyo conjunto se denota por S; los elementos de S (las diferentes especies) se describen por la variable s, de manera que $|S|$denota el número de elementos de S. La adversidad, por otra parte, se ponderará por un factor numérico relacionado a los efectos del daño a largo plazo sobre el uso de la diversidad (ver total por tipo de daño en esta tabla).

B. Agravantes

A continuación, se evaluarán dos factores agravantes a la medida de daño de acuerdo a especies y áreas identificadas con protección especial. A partir de las preguntas B1 y B2, mostradas abajo, se obtendrán dos valores que se sumarán al valor de daño ambiental (Z) obtenido anteriormente. Este análisis se realizará con base en los acuerdos internacionales pertinentes y al marco legal local del lugar donde se esté evaluando el daño.

> B1. ¿Las especies analizadas están dentro de una categoría de protección especial? Por ejemplo: especies prioritarias, NOM-059-SEMARNAT, lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) o cualquier otra.

El primer factor agravante se denota por la función S_p, que depende de cada especie y su categoría de protección especial. Como mencionamos arriba, S es el conjunto de especies afectadas, y denotamos por $Y= \{1,2,3,...,n\}$ al conjunto de categorías de protección especial. Los elementos de S se describen por la variable s y los elementos de Y se denotan por la variable y, de manera que: $S_p(s,y)$ es el agravante de y en Y correspondiente a la especie s en S. Dada una especie s en S y una categoría de protección especial y en Y, se asignan los siguientes valores a $S_p(s,y)$: *sin protección especial* ($S_p(s,y)=1$); *dentro de cualquier categoría de protección especial* ($S_p(s,y)=2$); *otros criterios relevantes para expertos* ($S_p(s,y)=2$). Así, el primer factor agravante, dependiente de la protección legal con la que cuentan las especies evaluadas, se obtiene de la siguiente manera:

$$\boldsymbol{Sp} = \sum_{s \in S} S_P\,(s, y)$$

B2. ¿Las áreas identificadas en el análisis pertenecen a una categoría de protección legal? Tales como: categorías de áreas protegidas de la IUCN, áreas relevantes para el Protocolo de Cartagena sobre bioseguridad (centros de origen, y centros de diversidad genética), entre otras.

El segundo factor agravante de denota por la función *As*, que depende de cada área y su categoría de protección especial. Denotamos por *A* al conjunto de áreas afectadas y por *Y*= {1,2,3,...,n} al conjunto de categorías de proetección especial. Los elementos de *A* (las diferentes áreas) se describen por la variable *a* y los elementos de *Y* se denotan por la variable *y*, de manera que: *As(a,y)* es el agravante de *y* en *Y* correspondiente al área *a* en *A*. Dada un área *a* en *A* y una categoría de protección especial *y* en *Y*, se asignan los siguientes valores a *As(a,y)*: *sin protección especial* (*As(a,y)*=1); *áreas protegidas* IUCN (*As(a,y)*=2); *centros de origen o diversidad* (*As(a,y)*=2); *otras áreas relevantes para expertos* (*As(a,y)*=2). Así, el segundo factor agravante, dependiente de la protección legal con la que cuentan las áreas evaluadas, se obtiene de la siguiente manera:

$$\boldsymbol{As} = \sum_{a \in A} A_S\,(a, y)$$

C. Medida de daño ambiental. Los valores resultantes (*Sp*) y (*As*) se sumarán al valor de daño ambiental (*Z*) calculado arriba para obtener una medida compuesta de daño ambiental (*D*):

$$\boldsymbol{D = Z + Sp + As}$$

D. Interpretación de resultados. Cuando el valor *(D)* sea igual a cero, la evaluación reflejará que no hay información disponible para realizar el análisis o que el daño ambiental ocasionado por OGM no fue detectado por esta metodología. Sin embargo, cuando *(D)* sea mayor de cero, se ha detectado daño ambiental y será necesario acompañar el resultado con alguna de las siguientes recomendaciones de mitigación, dependiendo de la reversibilidad del impacto:

a. Acciones severas para restaurar
b. Acciones intermedias para restaurar
c. Sin procedimientos especiales para restaurar

Consideraciones

Integrar los componentes que deben ser analizados para la evaluación cuantitativa de daños ambientales ocasionados por OGM es el primer paso para lograr tener resultados objetivos en el mediano plazo, a partir de una herramienta metodológica adecuada. La propuesta, después de ser probada y discutida por expertos, seguramente será mejorada, sin embargo, en materia de evaluación de daños para proyectos, peritajes y consultorías ya puede ser considerada. Como mencionamos al inicio, la supervisión de un CTC puede conducir a mejores resultados y recomendamos que exista entre ellos un mecanismo establecido previamente para permitir solucionar discrepancias por mayoría de votos.

Los daños ambientales ocasionados por procesos de antropización en general, pueden cuantificarse con modificaciones a la metodología aquí propuesta. En este capítulo nos hemos enfocado a explicarla considerando los efectos adversos ocasionados por OGM, pero su utilización en otros ámbitos dependerá de las aplicaciones que se le quiera dar, además de la delimitación y cantidad de los tipos de daño que se analicen. Los resultados, en todos los casos, sirven para comprender y comparar la magnitud de los daños; para determinar los costos económicos, sociales y culturales se requieren evaluaciones paralelas, posteriores y a largo plazo.

Conclusiones

Con este modelo esperamos contribuir a una mejor aplicación de las leyes y proporcionar una herramienta útil para los tomadores de decisiones, investigadores y sociedad civil interesada, que pretenda desarrollar una investigación en caso de sospechar daños por la presencia de OGM o simplemente querer monitorear su ausencia. También esperamos fomentar una discusión científica muy necesaria en torno a este tema.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo financiero a los proyectos PAPIIT IN214719, PAPIIT IV200117, CONACYT-PN 247672 y CONABIO DGAP003/WN003/18. Así como a los Posgrados en Ciencias Biomédicas y Ciencias Biológicas a los que pertenecen Melania Vega y Alejandra Hernández-Terán, así como al CONACYT por las becas de posgrado 435586 y 660255. También queremos agradecer a todos los colegas que contribuyeron en las discusiones sobre este tema, especialmente a Daniel Piñero, Francisca Acevedo, Alejandra Barrios y Oswaldo Oliveros, así como a Miguel Ballesteros y Haven López por apoyarnos en la expresión matemática.

Literatura citada

Alla, S., Cherqui, A., Kaiser, L., Azzouz, H., Sangwann-Norreel, B.-S. y Giordanengo, P. (2003). Effects of potato plants expressing the nptII-gus fusion marker genes on reproduction, longevity, and host-finding of the peach-potato aphid, *Myzus persicae*. *Entomologia Experimentalis et Applicata, 106*, 95-102.

Ammann, K., Jacot, Y. y Mazyad, P. R. A. (2000). Weediness in the light of new transgenic crops and their potential hybrids. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* (*Sonderh. 17*), 19-29.

Arnaud, J. F., Viard, F., Delescluse, M. y Cuguen, J. (2003). Evidence for gene flow via seed dispersal from crop to wild relatives in *Beta vulgaris* (Chenopodiaceae): consequences for the release of genetically modified crop species with weedy lineages. *Proceedings: Biological Sciences, 270*, 1565-1571.

Arpaia, S., Birch, A. N. E., Kiss, J., Loon, J. J. A van, Messéan, A., Nuti, M. y Tebbe, C. C. (2017). Assessing environmental impacts of genetically modified plants on non-target organisms: The relevance of in planta studies. *Science of The Total Environment, 583*, 123-132.

August, P., Iverson, L. y Nugranad, J. (2002). Human conversion of terrestrial habitats. En Gutzwiller, K. J. (Ed.), *Applying landscape ecology in biological conservation* (pp. 198-224). Springer, New York. New York.

Barrett, S. H. (1983). Crop mimicry in weeds. *Economic Botany, 37*, 255-282. doi: 10.1007/bf02858881

Bartz, R., Heink, U. y Kowarik, I. (2010). Proposed definition of environmental damage illustrated by the cases of genetically modified crops and invasive species. *Conservation Biology, 24*, 675-681.

Bejarano, F., Aguilera, D., José, M., Álvarez, D., Eliakym, S., Meraz, A. y Kubiak, W. (2017). *Los Plaguicidas altamente peligrosos en México*. México: RAPAM. 364 pp.

Bogaert, J., Barima, Y. S. S., Ji, J., Jiang, H., Bamba, I., Mongo, L. I. W. y Koedam, N. (2011). A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape patterns. En Hong, S.-K., Kim, J.-E., Wu, J. y Nakagoshi, N. (Eds.), *Landscape ecology in Asian cultures* (pp. 141-167). Tokyo: Springer Japan.

Boudry, P., Mörchen, M., Saumitou-Laprade, P., Vernet, P. y Dijk, H. van (1993). The origin and evolution of weed beets: consequences for the breeding and release of

herbicide-resistant transgenic sugar beets. *Theoretical and Applied Genetics, 87*, 471-478.

Brookes, G., y Barfoot, P. (2012). Global impact of biotech crops. *GM Crop s & Food, 3*, 129-137.

Bulley, S. M., Malnoy, M., Atkinson, R. G. y , Aldwinckle, H. S. (2007). Transformed apples: Traits of significance to growers and consumers. *Transgenic Plant Journal 1*, 267-279

Casas, A., Otero-Arnaiz, A., Pérez-Negrón, E. y Valiente-Banuet, A. (2007). In situ management and domestication of plants in Mesoamerica. *Annals of Botany, 100*, 1101-1115.

CDB (1993). *Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Naciones Unidas.

Clements, D. R., DiTommaso, A. y Hyvönen, T. (2014). Ecology and management of weeds in a changing climate. En Chauhan, B. S. y Mahajan, G. (Eds.) *Recent advances in weed management* (pp. 13-37). Nueva York: Springer.

Crawley, M. J. y Brown, S. L. (1995). Seed limitation and the dynamics of feral oilseed rape on the M25 motorway. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 259*, 49-54.

Dale, P. J., Clarke, B. y Fontes, E. M. G. (2002). Potential for the environmental impact of transgenic crops. *Nature Biotechnology, 20*, 567-574.

Delp, C. J. (1988). Fungicide resistance problems in perspective. En Delp, C. J. (Ed.), *Fungicide resistance in North America* (pp. 4-5). Minnesota: APS Press. St. Pau.

Diamond, J. (2002). Evolution, consequences and future of plant and animal domestication. *Nature, 418*, 700-707.

Dunfield, K. E. y Germida, J. J. (2004). Impact of genetically modified crops on soil- and plant-associated microbial communities. *Journal of Environmental Quality, 33*, 806-815.

Dyer, G. A., Serratos-Hernández, J. A., Perales, H. R., Gepts, P., Piñeyro-Nelson, A. Chávez, A. y E. R. Alvarez-Buylla (2009). Dispersal of transgenes through maize seed systems in Mexico. *PLoS ONE, 4*, e5734.

Ellstrand, N. C. (1988). Pollen as a vehicle for the escape of engineered genes? En Hodgson, J y A.M. Sugden (Eds.). *Planned release of genetically engineered organisms* (pp. S30-S32). Cambridge: Elsevier.

Ellstrand, N. C. (2003). Current knowledge of gene flow in plants: implications for transgene flow. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. *Series B: Biological Sciences, 358*, 1163-1170.

Ellstrand, N. C. (2006). Perspective: lessons from the elephant that is biotechnology. *Biochemistry and Molecular Biology Education, 34*, 155-156.

Ellstrand, N. C. y Elam, D. R. (1993). Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics, 24*, 217-242.

Ervin, D. E., Welsh, R., Batie, S. S. y Carpentier, C. L. (2003). Towards an ecological systems approach in public research for environmental regulation of transgenic crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 99*, 1-14.

Fitter, A., Perrins, J. y Williamson, M. (1990). Weed Probability Challenged. *Nature Biotechnology, 8*, 473-473.

Fleming, I. A., Hindar, K., Mjølnerød, I. B., Jonsson, B., Balstad, T. y Lamberg, A. (2000). Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. Proceedings of the Royal Society of London. *Series B: Biological Sciences, 267*, 1517-1523.

Georghiou, G. P. (1986). *The magnitude of the resistance problem Pesticide resistance: strategies and tactics for management* (pp. 14-43). National Academy Press, Washington, D. C: National Research Council, Board on Agriculture, Committee on Strategies for the Management of Pesticide Resistant Pest Populations.

Georghiou, G. P. y Lagunes, A. (1988). *The occurrence of resistance to pesticides: cases of resistance reported worldwide through 1988*. Food and Agricultural Organization, Rome.

Gepts, P., y Papa, R. (2003). Possible effects of (trans)gene flow from crops on the genetic diversity from landraces and wild relatives. *Environmental Biosafety Research, 2*, 89-103.

Goodman, R. M. y Newell, N. (1985). Genetic engineering of plants for herbicide resistance: status and prospects. En Halvorson, H. O., D. Pramer y M. Rogul (Eds.), *Engineered organisms in the environment: scientific issues American Society for Microbiology* (pp. 47-53). Washington, D. C.

Gould, F. (2000). Testing Bt refuge strategies in the field. *Nature Biotechnology, 18*, 266-267.

Green, J. M. (2014). Current state of herbicides in herbicide-resistant crops. *Pest Management Science, 70*, 1351-1357.

Hails, R. S. (2000). Genetically modified plants-the debate continues. *Trends in Ecology & Evolution, 15*, 14-18.

Hancock, J. F. (2003). A Framework for assessing the risk of transgenic crops. *Bioscience, 53*, 512-519.

Harries, H. C. (1995). Coconut. En Smartt, J. y N.W. Simmonds (Eds.), *Evolution of crop plants* (pp. 389-394). Londres: Longman.

Harwood, J. D., Wallin, W. G. y Obrycki, J. J. (2005). Uptake of Bt endotoxins by nontarget herbivores and higher order arthropod predators: molecular evidence from a transgenic corn agroecosystem. *Molecular Ecology, 14*, 2815-2823.

Hilbeck, A., Baumgartner, M., Fried, P. M. y Bigler, F. (1998). Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperla cornea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology, 27*, 480-487.

Hilbeck, A., Meier, M., Römbke, J., Jänsch, S., Teichmann, H. y Tappeser, B. (2011). Environmental risk assessment of genetically modified plants-concepts and controversies. *Environmental Sciences Europe, 23*, 13.

Hilbeck, A., Moar, W., Pusztai-Carey, M., Filippni, A. y Bigler, A. (1998b). Toxicity of *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab Toxin to the Predator *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology, 27*, 1255-1263.

Johnson, P. G., Larson, S. R., Anderton, A. L., Patterson, J. T., Cattani, D. J. y Nelson, E. K. (2006). Pollen-mediated gene flow from Kentucky Bluegrass under cultivated field conditions. *Crop Science, 46*, 1990-1997.

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R. y Boucher, T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science, 316*, 1866-1869.

Keeler, K. H., Turner, C. E. y Bolick, M. R. (1996). Movement of crop transgenes into wild plants. En Duke, S. O. (Ed.), *Herbicide-resistant crops. Agricultural, environmental, economic, regulatory, and technical Aspects* (pp. 303-330). Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Larson, G. y Fuller, D. Q. (2014). The evolution of animal domestication. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 45*, 115-136.

Ley de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 18 de marzo de 2005.

Liu, X. D., Zhai, B. P., Zhang, X. X. y Zong, J. M. (2005). Impact of transgenic cotton plants on a non-target pest, *Aphis gossypii* Glover. *Ecological Entomology, 30*, 307-315.

Liu, Y., Li, J., Neal Stewart Jr, C., Luo, Z. y Xiao, N. (2015). The effects of the presence of Bt-transgenic oilseed rape in wild mustard populations on the rhizosphere nematode and microbial communities. *Science of The Total Environment, 530*-531, 263-270.

Lu, B.-R., y Yang, C. (2009). Gene flow from genetically modified rice to its wild relatives: Assessing potential ecological consequences. *Biotechnology Advances, 27*, 1083-1091.

Morales, D. V., Molares, S. y Ladio, A. H. (2017). Firewood resource management in different landscapes in NW Patagonia. *Frontiers in Ecology and Evolution, 5,111*.

Moyes, C. L., Lilley, J. M., Casais, C. A., Cole, S. G., Haeger, P. D y Dale, P. J. (2002). Barriers to gene flow from oilseed rape (*Brassica napus*) into populations of Sinapis arvensis. *Molecular Ecology, 11*, 103-112.

NRC. (2000). *National Research Council. Environmental effects of transgenic plants: the scope and adequacy of regulation*. National Academies Press.

NRC. (2002). *National Research Council. Environmental effects of transgenic plants: the scope and adequacy of regulation*. National Academies Press.

Obrist, L. B., Dutton, A., Albajes, R. y Bigler, F. 2006. Exposure of arthropod predators to Cry1Ab toxin in Bt maize fields. *Ecological Entomology, 31*,143-154.

Pálinkás, Z., Kiss, J., Zalai, M., Szénási, Á., Dorner, Z., North, S. y Balog, A. (2017). Effects of genetically modified maize events expressing Cry34Ab1, Cry35Ab1, Cry1F, and CP4 , proteins on arthropod complex food webs. *Ecology and Evolution, 7*, 2286-2293.

Potter, D., Gao, F., Baggett, S., McKenna, J. y McGranahan, G. (2002). Defining the sources of Paradox: DNA sequence markers for North American walnut (Juglans L.) species and hybrids. *Scientia Horticulturae, 94*, 157-170.

Ramachandran, S., Buntin, G. D., All, J. N., Raymer, P. L. y Stewart, C. N. (2000). Intraspecific competition of an insect-resistant transgenic canola in seed mixtures. *Agronomy Journal, 92*, 368-374.

Riehle, M. A., Srinivasan, P., Moreira, C. K. y Jacobs-Lorena M. (2003). Towards genetic manipulation of wild mosquito populations to combat malaria: advances and challenges. *Journal of Experimental Biology, 206*, 3809-3816.

Sanvido, O., Romeis, J. y Bigler, F. (2011). Environmental change challenges decision-making during post-market environmental monitoring of transgenic crops. *Transgenic Research, 20*, 1191-1201.

Sanvido, O., Romeis, J., Gathmann, A., Gielkens, M., Raybould, A. y Bigler, F. (2012). Evaluating environmental risks of genetically modified crops: ecological harm criteria for regulatory decision-making. *Environmental Science & Policy, 15*, 82-91.

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2000). *Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología del Convenio sobre la Diversidad Biológica: texto y anexos*. Montreal: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica.

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2010). *Protocolo de Nagoya-Kuala Lumpur sobre la Responsabilidad y Compensación Suplementario al Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología*. Montreal: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica.

Senior, I. J., Moyes, C. y Dale, P. J. (2002). Herbicide sensitivity of transgenic multiple herbicide-tolerant oilseed rape. *Pest Management Science, 58*, 405-412.

Skinner, M. W. y Pavlik, B. M. (1994). *Inventory of rare and endangered vascular plants of California*. Sacramento, California: California Native Plant Society.

Snow, A. y Moran Palma, P. (1997). Commercialization of transgenic plants: potential ecological risks. *Bioscience 47*, 86-96.

Sosa, M. A., y Almada, M. S. (2014). Diversity of arthropods communities in transgenic cotton varieties in Santa Fe province, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata, 113*, 147-156.

Stotzky, G. (2000). Persistence and biological activity in soil of inserted proteins from Bt and of bacterial DNA bound on clay and humic acids. *Journal of Environmental Quality, 29*.

Szujecki, A. (1987). Human influence on forest entomocenoses. En Szujecki, A. (Ed.), *Ecology of forest insects* (pp. 433-506). Springer. Netherlands.

Tabashnik, B. E., Brevault, T. y Carriere, Y. (2013). Insect resistance to Bt crops: lessons from the first billion acres. *Nature Biotechnology, 31*, 510-521.

Tabashnik, B. E., Gassmann, A. J., Crowder, D. W. y Carriere, Y. (2008). Insect resistance to Bt crops: evidence versus theory. *Nature Biotechnology, 26*, 199-202.

US-EPA (2000). *United States Environmental Protection Agency*.

VanGessel, M. J. (2001). Glyphosate-resistant Horseweed from Delaware. *Weed Science, 49*, 703-705.

Vera, T. (2012). *Impacto de los organismos genéticamente modificados (transgénicos) sobre la producción apícola de Yucatán. Avance del Proyecto Análisis del sector apíco-*

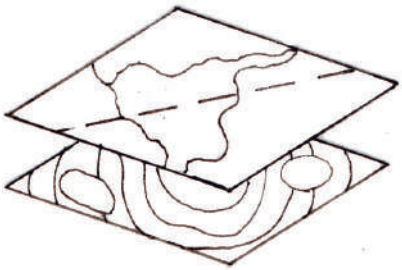
la de Yucatán y condiciones para su competitividad en el mercado global del Fondo Mixto Conacyt-Gobierno de Yucatán, Por Esto.

Villanueva-Gutiérrez, R., Echazarreta-González, C., Roubik, D. W. y Moguel-Ordóñez, Y. B. (2014). Transgenic soybean pollen (*Glycine max* L.) in honey from the Yucatán peninsula, Mexico. 4, 4022.

Von Der Lippe, M. y Kowarik, I. (2007). Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology, 21*, 986-996.

Wang, T.-W., Zhang, C.-G., Wu, W., Nowack, L. M., Madey, E. y Thompson, J. E. (2005). Antisense suppression of deoxyhypusine synthase in tomato delays fruit softening and alters growth and development*Plant Physiology138*, 1372-1382.

Zeilinger, A., Olson, D. y Andow, D. (2015). Competitive release and outbreaks of non-target pests associated with transgenic Bt cotton. *Ecologycal Application, 26*, 1047-1054.



La geoinformática en el análisis del estado de conservación de cuencas hidrográficas

Angela P. Cuervo-Robayo[1,2]
Anuar Iram Martínez Pacheco[3]
Abisay Ortiz-Haro[4]
Víctor Sánchez-Cordero[1]
José Juan Flores[1*]

[1] Departamento de Zoología, Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.

[2] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Liga Periférico

[3] Fondo Mundial para la Naturaleza WWF.

[4] Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad (LANCIS), Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

[*] Autor para correspondencia: jjib.unam.mx

Resumen

La importancia de las cuencas hidrográficas no sólo radica en ser una de las fuentes principales de agua para el consumo humano, sino que cumplen una función ecológica donde habitan diferentes especies de flora y fauna. Asimismo, son consideradas como un espacio territorial donde las comunidades humanas comparten identidades, tradiciones y cultura, convirtiéndose en espacios bioculturales. Las cuencas hidrográficas se encuentran bajo constante amenaza debido a factores antrópicos, como el cambio de uso de suelo, la degradación de la vegetación natural, la contaminación por actividades agrícolas y la sedimentación, entre otras. Una disciplina que permite, a través de sus diferentes herramientas de análisis generar monitoreos del estado de conservación de las cuencas, es la geoinformática, que contempla el estudio de los recursos naturales y estructura de datos geográficos. Esta disciplina puede ser utilizada para realizar evaluaciones de los impactos antrópicos sobre las cuencas hidrográficas, usando una plataforma de sistemas de información geográfica (SIG). En este capítulo se mencionan varios tipos de análisis y programas que pueden ser utilizados para estimar y evaluar el estado de conservación de las cuencas hidrográficas.

Introducción

La geoinformática es una disciplina emergente que contempla el estudio de los recursos naturales, estructura de datos, almacenaje, manejo, análisis, integración y presentación de información geoespacial (Flores, 2004; Prakash, 2006). Se apoya en métodos y técnicas de la geodesia y el insumo de diversos tipos de datos (geográficos, espaciales, geológicos, biológicos, geofísicos, etcétera), a través de un enfoque integrativo en el análisis, modelado, gestión y almacenaje de éstos (Mankari *et al*., 2010; Sinha *et al*., 2010). Esta disciplina es ampliamente usada para el descubrimiento de nuevos conocimientos a través de un enfoque holístico de la información de las ciencias de la tierra, naturales y sociales, respectivamente (Prakash, 2006; Sinha *et al*., 2010). La geoinformática está ligada a tres herramientas cardinales: los sistemas de información geográficos (SIG),

la teledetección y el sistema de posicionamiento global (GPS). En particular, una de las herramientas más utilizadas en esta disciplina son los sig (Buzai, 1992; Flores, 2004; Prakash, 2006), los cuales trabajan con la sobreposición de información geográfica de diferentes tipos y atributos del paisaje, ya sean imágenes de satélite, ortofotos, cartografía digital, cartografía análoga e información de campo (Buzai, 1992). Los sig tienen una amplia variedad de aplicaciones (Pundt y Brinkkötter-Runde, 2000; Alatorre *et al*., 2015), desde el análisis de biodiversidad y mapas de distribución (Cirelli y Sánchez-Cordero, 2009; Peterson *et al*., 2015; Gaughan *et al*., 2013), caracterizaciones ambientales (Bryce *et al*., 1999), análisis de tasas de deforestación (Manjula *et al*., 2011), hasta aplicaciones más complejas, como la visualización de gases de efecto invernadero de manera espacial y temporal (Chahine *et al*., 2006), así como el manejo de los recursos acuáticos y las cuencas hidrográficas (Lyo, 2003; Javed *et al*., 2009).

Las cuencas hidrográficas han surgido como un modelo espacial para el estudio y gestión de los recursos hídricos, en particular el análisis de ecosistemas acuáticos, los cuales representan un área de gran interés para la evaluación e integración de procesos ecológicos y de la biodiversidad, así como para el manejo y uso sostenible de los ecosistemas y los servicios ecosistémicos (Cordero, 2008; Cotler *et al*., 2010). Los SIG han jugado un papel esencial en el estudio de las cuencas hidrográficas y en los componentes intrínsecos de éstas. Esta herramienta ha permitido que se plasme, de manera espacial, los atributos físicos, biológicos y socioeconómicos que componen a las cuencas (Cotler *et al*., 2010; Barriga *et al*., 2007). A nivel nacional existen trabajos relevantes usando este enfoque teórico-metodológico, dirigidos a la toma de decisiones para el manejo y uso de las cuencas (Cotler, 2007; Cotler *et al*., 2010; Maass, 2015; semarnat, 2015, 2016).

Los ecosistemas acuáticos que conforman las cuencas albergan una alta biodiversidad (Lira *et al*., 2015). Sin embargo, al ser uno de los recursos naturales con una alta demanda por su elevado valor social y económico, tienden a ser más vulnerables. En la Actualidad, la mayoría de estos ecosistemas se encuentran en algún estado de degradación, siendo uno de los ecosistemas más amenazados en México, por lo que las herramientas para su monitoreo y evaluación son de gran importancia. El uso de los SIG para el estudio de las cuencas hidrográficas contempla una jerarquía en su análisis, el cual comienza con la delimitación y caracterización de la cuenca o cuencas a estudiar y requiere de datos geomorfológicos, topográficos e hidrológicos (Cotler

et al., 2010; Geraldi *et al*., 2010). Asimismo, el segundo nivel de esta jerarquía contempla un análisis más detallado, que incluye variables ambientales, sociales y económicas. Ejemplos de esto son la aplicación de métodos eco-hidráulicos y holísticos en la determinación del caudal ecológico (Diez y Burbano, 2006; Poff *et al*., 2010), que permiten la evaluación de la biodiversidad acuática y terrestre, y los efectos de la antropización y del cambio climático en ésta (Cirelli y Sánchez-Cordero, 2009; Dominguez-Dominguez *et al*., 2006; Abell *et al*., 2008; Kolb, 2013). En este capítulo se describen algunos análisis que derivan de la interacción entre diferentes componentes del SIG en ecosistemas acuáticos.

Metodologías

Definición de las cuencas hidrográficas

Las cuencas hidrográficas conforman el espacio territorial mínimo que se delimita naturalmente por un parteaguas, cuyos escurrimientos confluyen en un río principal y desembocan en el mar, en un lago interior (Sánchez *et al*. 2003; Aguilar, 2007; Cotler *et al*., 2010). Dentro de la cuenca se encuentra una interrelación entre el componente hidrológico, clima y terreno, lo que genera una alta diversidad de ecosistemas acuáticos, desde pequeños arroyos hasta grandes lagos y lagunas estuarinas, los cuales convergen en toda la extensión de la cuenca. El término "cuenca hidrográfica" es definido como la unidad que permite la gestión de la misma, es decir, que involucra la dimensión física, ambiental, social y política (Cotler *et al*., 2010; Aguilar, 2007). La delimitación de una cuenca no sólo ayudará al estudio del ciclo hidrológico dentro de un espacio geográfico, sino que contribuye al manejo y gestión del recurso hídrico.

Las cuencas se dividen, naturalmente, en tres unidades hidrográficas: cuencas, subcuencas y microcuencas, las cuales varían en área desde unas pocas hasta miles de hectáreas de extensión (figura 1) (Vásquez *et al*., 2016). Una de las características principales de las subcuencas es que las conforman un conjunto de microcuencas, las cuales drenan en un solo cauce. Esta división se genera a partir del grado de ramificaciones de los cursos de agua de un río (Vásquez *et al*., 2016). Dependiendo del objetivo y el alcance del análisis, es que se decidirá qué parte de esta subdivisión es la que se quiere estudiar (figura 1). De igual manera, en el estudio de las cuencas es imprescindible la zonificación de éstas, las cuales están estrechamente relacionadas con la

ubicación altitudinal (Faustino y Jiménez, 2000), donde cada zona posee atributos y un papel funcional dentro de toda la cuenca. Las subdivisiones de la cuenca están dadas por su relación con el cauce principal de la misma y del área que abarcan (Vásquez *et al*., 2016). Esta clasificación es importante, ya que la hidrología de las cuencas está influida por diversas características físicas (área, pendiente, elevación, etcétera) (Cotler *et al*. 2010; Vásquez *et al*., 2016). La complejidad antes descrita genera micro-hábitats que están disponibles para una gran cantidad de organismos (Poff, 1997).

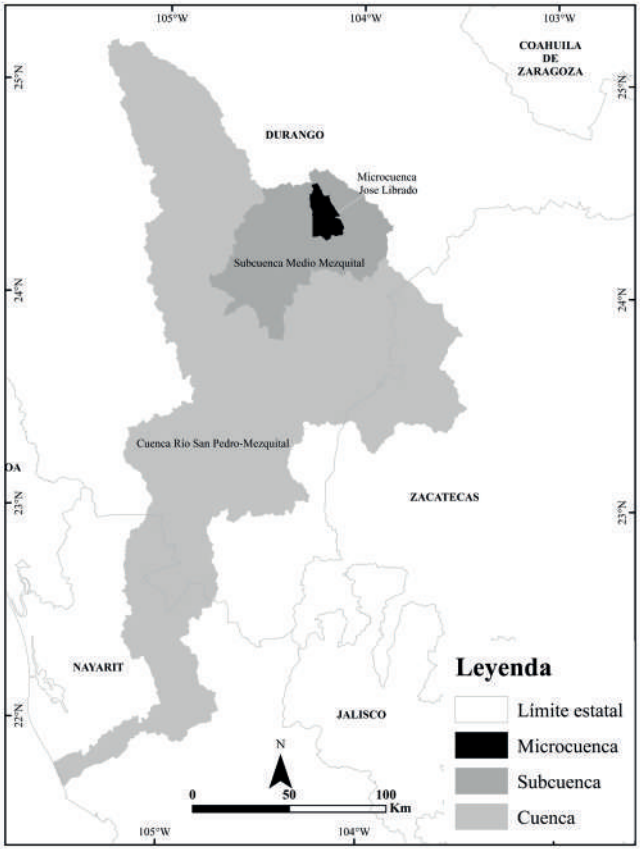


Figura 1. Uso de los SIG para representar las diferentes subdivisiones que presenta una cuenca hidrográfica.

La geoinformática, como herramienta para el estudio de los ecosistemas acuáticos, permite realizar análisis espaciales a nivel de cuencas hidrográficas y a un mayor nivel de detalle, como es el caso de los lagos y ríos, con la finalidad de estudiar las interacciones entre el paisaje circundante y el hábitat local (Cotler *et al*., 2010; Javed *et al*., 2009). Asimismo, permite clasificar y monitorear los mecanismos que influyen en las distribución y abundancia de las comunidades acuáticas y terrestres (Cirelli y Sánchez-Cordero, 2009). También son de gran utilidad en la evaluación del estado ambiental de estos ecosistemas, ya que los componentes químicos, biológicos y microbiológicos pueden ser analizados de manera espacial y ver su comportamiento con relación a otros factores ambientales con el potencial para condicionar cambios importantes al interior de las cuencas hidrográficas a escala local y regional (Vásquez *et al*., 2016). Las cuencas, si bien en su mayoría se desarrollan en un contexto hídrico, no se pueden aislar de los demás componentes, como los suelos, la vegetación y las actividades antropogénicas. Por lo tanto, este escenario complejo tiene que ser abordado, necesariamente, desde un enfoque holístico, para darle un marco de análisis formal. Por ejemplo, factores relacionados con la calidad y cantidad de agua, los cambios de uso de suelo (espacio-temporal) la cobertura vegetal, la alteración de la zona riparia, la geomorfología de la cuenca, la deforestación, las fuentes de contaminación puntual, la expansión de zonas urbanas, entre otros (Cotler *et al*., 2010; Mora *et al*., 2016). La bondad de estas herramientas reside en el poder de análisis de una gran cantidad de información de manera espacio-temporal. Esto nos permite visualizar diversas relaciones entre los componentes inmersos de una cuenca como, por ejemplo, observar algún tipo de relación entre la deforestación y la pérdida de fauna terrestre, o también visualizar atributos del paisaje y su relación con pérdida o conservación de la biodiversidad. Si bien estas herramientas nos permiten una visualización de las relaciones que ocupen al estudio, siempre deben ser acompañadas de su respectivo análisis estadístico que permita la validez objetiva de dicha relación. Es particular, estas herramientas son de gran ayuda ante los inminentes efectos del cambio climático que ya enfrentan los recursos acuáticos (Vörösmarty *et al*., 2010; Bates *et al*., 2008).

Caracterización del caudal ecológico

De acuerdo con el "10 Simposio Internacional del Río y Conferencia de Flujos Ambientales" realizado en 2007, el Caudal Ecológico (CE) se entiende como la calidad,

cantidad y régimen de flujo de agua requerido para mantener las especies, funciones, procesos y la resiliencia de los ecosistemas acuáticos que proporcionan bienes y servicios a la sociedad. Mediante el CE, se pretenden establecer límites de extracción que respeten la renovación del recurso, para mantener un ecosistema funcional y sano, o que permita mantener un flujo adecuado para la supervivencia de algunas especies (García y González, 2004). El CE que se determine debe permitir también el desarrollo social de la cuenca (González *et al*., 2009). En la actualidad existen diferentes metodologías para evaluar el CE, estos métodos suelen agruparse en tres tipologías básicas: hidrológicos, hidráulicos, eco-hidráulicos (simulación de hábitat) y como un complemento, los métodos holísticos (Diez y Burbano, 2006). En este último método se identifica un régimen de flujo destinado a alcanzar determinados objetivos ecológicos, geomorfológicos, de calidad de agua, sociales, entre otros, para establecer escenarios de manejo integrado de las cuencas (Tharme, 2003). Este último método es considerado el más complejo, dado que se trabaja desde un enfoque multidisciplinario, en el cual la información espacial del socio-ecosistema es de gran relevancia en el estudio del CE. Mediante la aplicación de los SIG, se puede emplear una herramienta para delimitar las cuencas y subcuencas, además de realizar correlaciones entre las variables del entorno de varios segmentos de un río (ancho del cauce, profundidad, etcétera) y la red hidrográfica superficial, obteniendo mapas de asociación entre estas variables y los principales escurrimientos de la cuenca (González y Martínez, 2010). Este proceso dentro de la interfaz de los SIG implica las relaciones topológicas entre las diferentes variables consideradas, tanto edafológicas (tipos de suelo); fisiográficas (modelo digital de elevación); hidrológicas (caudales mínimos, máximos y extraordinarios); climáticas (temperatura, precipitación, humedad, etcétera), así como también, variables socioeconómicas (uso de suelo, concesiones para extracción de agua, etcétera) (González y Martínez, 2010; Rodríguez-Gallego *et al*., 2011; Wei *et al*., 2018).

Herramienta de evaluación de suelos y agua

En las últimas décadas las herramientas de modelado hidrológico han avanzado notablemente. Tal es el caso del modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), el cual es un modelo continuo a escala de cuenca, diseñado para hacer aproximaciones de los impactos del manejo del agua, sedimentos, y los rendimientos agroquímicos (pes-

ticidas o fertilizantes) en grandes cuencas, con diferentes manejos y a lo largo de amplios periodos (Dile *et al*., 2016). Paralelamente al desarrollo de SWAT, los SIG y sus herramientas permiten procesar la información necesaria para el modelado hidrológico. Algunos de los grandes componentes de esta herramienta son: el modelo digital de elevación (DEM), uso de suelo, cobertura vegetal, clima, hidrología, propiedades del suelo, crecimiento de vegetación, nutrientes, pesticidas, bacterias y patógenos, y gestión de tierras (Alatorre *et al*., 2015; Olaya, 2014). Este modelo HA ganado gran aceptación ante la comunidad científica, no sólo por las diversas utilidades que se le pueden dar para la evaluación de las cuencas, sino por la creación de herramientas que hacen posible el análisis a través de una integración con los sig. Tal es el caso de AVSWAT (ArcView-swat), que es una herramienta de interfaz diseñada para generar las entradas del modelo a partir de capas de datos en ArcView, para posteriormente trabajar en SWAT (Gassman *et al*., 2007; Baker y Miller, 2013). SWAT es de gran ayuda en la evaluación del recurso hídrico y los problemas derivados de la antropización a diferentes escalas, tales como las fuentes de contaminación no puntuales, análisis de la efectividad de prácticas de conservación, gestión integral del agua, cambio climático, entre otros (Baker y Miller, 2013).

A razón de esto, en las últimas décadas se han desarrollado nuevas herramientas para el estudio eco-hidrológico de las cuencas. A continuación, se señalan algunos de los análisis más importantes (tabla 1).

Geografía de la biodiversidad acuática continental

Los cuerpos dulceacuícolas del mundo a pesar de ocupar una pequeña porción de la superficie terrestre son considerados *hotspots* de biodiversidad, por lo que el conocimiento de los patrones biogeográficos de las especies que los habitan es clave para conservar y manejar de manera sostenible este recurso (Domisch *et al*., 2015). Los modelos de nicho ecológico (MNE) son una de las aproximaciones conceptuales más utilizadas para estimar y analizar los patrones geográficos de la biodiversidad. Dichos modelos se basan en la relación entre registros de ocurrencia de las especies y un conjunto de variables ambientales en formato espaciado por cuadrículas o comúnmente conocidos como *raster*, lo cual ha demostrado ser efectivo para delimitar el nicho ecológico y distribución potencial de las especies (Peterson *et al*., 2011).

Tabla 1. Tipos de análisis a nivel de cuenca hidrográfica, usando SIG

Análisis	Objetivo	Fuente de información	Herramienta	Resultado esperado
Cambios de uso del suelo	*Determinar los sitios de mayor dinámica de cambio positivo/negativo *Tasas de cambio (Velocidad de pérdida o recuperación).	Imágenes de satélite, ortofotos.	Erdas Imagine, Envi, Idrisi, Multiespec, Arcgis.	*Sitios de cambio de vegetación natural por algún uso. *Identificación de zonas deforestadas. *Crecimiento de mancha urbana. *Alteraciones en vegetación de galería y zonas riparias.
Morfología de la cuenca	*El objetivo es analizar los rasgos geomorfológicos de la cuenca que pueden estar asociados al funcionamiento de la escorrentía dentro de la cuenca.	Modelo digital de elevación, curvas de nivel.	Arcgis, Hidrosheds, HEC-RAS, HEC-HMS Idrisi, Grass, Qgis, GVsig.	*Determinación de las geoformas, longitud de cauce, cuantificación de rasgos de la superficie, escurrimientos, área, forma, pendiente, elevación, características de red de drenaje y cauce principal.
Caudal ecológico	Determinación del caudal ecológico para el buen funcionamiento hidrológico de la cuenca.	Estaciones hidrométricas, Estudio holístico. Trabajo de campo multidisciplinario.	Qgis, GVsig, Arcgis (*Hydrosheets*)	*Hábitat único por su diversidad y funcionamiento, que mantienen su estructura natural e integridad ecológica asociada a los servicios ecosistémicos aportados y que están intactos. La zona de captación se conserva.

Potencial de pérdida de suelos	Modelación de áreas de mayor pérdida y/o acumulación de sedimentos.	Modelo digital de elevación, Tipo de suelos y sus características (Profundidad, textura, porosidad), potencial de lluvia, escurrimientos, prácticas de protección de suelos. Registro de los caudales.	AVSWAT AGWA, Model builder, Invest.	*Sitios de mayor pérdida de suelo y/o acumulación de sedimentos que alteran el equilibrio ecológico de los ambientes acuáticos (Manglar, vegetación riparia, humedales).
Estudio de la biodiversidad	Modelar la distribución potencial de la biodiversidad.	Variables ambientales. Sistema Nacional de información sobre Biodiversidad de la Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad (SNIB).	ModestR. Maxent. Zonation. ConsNet	*Evaluación y priorización del estado de conservación de las especies.

Los MNE han sido utilizados en menor medida en los análisis de la biota acuática, donde los datos de ocurrencia de las especies, así como la información espacial de parámetros ambientales (*e. g.* profundidad, pH, nutrientes y oxígeno) de alta calidad son escasos (Iguchi *et al.*, 2004; Cirelli y Sánchez-Cordero, 2009). No obstante, en el caso de las variables ambientales, el clima y la topografía han sido utilizadas con éxito como subrogados de dimensiones específicas del agua (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2006). Por lo que existen propuestas globales a resolución de 1 km^2 que permi-

ten realizar evaluaciones de la biodiversidad a un nivel geográfico mayor (*e.g.* país, continente), y por lo tanto generar evaluaciones comparables e incluyentes. Es el caso de las superficies raster generadas por Domisch *et al.* (2015), las cuales representan parámetros de clima, topografía, coberturas de suelo y de vegetación. Esta información ambiental puede ser consultada y procesada a través de sig. Asimismo, existen plataformas informáticas como ModestR (García-Roselló *et al.*, 2014), la cual reúne tanto información taxonómica y ambiental de la fauna y flora de agua dulce y puede ser una herramienta útil para el estudio de patrones macroecológicos (Pelayo-Villamil *et al.*, 2015).

Recientemente, en el caso de evaluaciones regionales, la estrategia para mejorar o fortalecer la información ambiental de la zona requiere de procesos de interpolación de datos tomados en campo que describen características fisicoquímicas de ríos u otros cuerpos agua (Cirelli y Sánchez-Cordero, 2009; Domisch *et al.*, 2015; Leathwick *et al.* 2005; Luna-Arangué, 2015). Sin embargo, este tipo de información es costosa, ya que requiere de un muestreo sistemático y en algunos casos en zonas de difícil acceso. Para el tema de registros de presencia de especies, existen iniciativas globales de repositorios que reúnen y albergan localidades de especies que se encuentran depositadas en colecciones científicas nacionales e internacionales. La Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (GBIF, por sus siglas en inglés) es el mayor repositorio de registros de ocurrencia, y está conformado por una red de nodos nacionales que se encargan de organizar, depurar y validar la información de cada país. En el caso de México el nodo de GBIF es la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), quien coordina el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) http://www.snib.mx/index.html, y que hasta la fecha en lo que respecta a los registros existentes y disponibles para peces e invertebrados en el caso de peces e invertebrados dulceacuícolas representa tan sólo el 0.1% del total de los datos de biodiversidad almacenados en él. Esto denota un campo aún inexplorado, pero con mucho potencial para el estudio de la biodiversidad.

Los MNE se estiman a través de correlaciones entre localidades de colecta de especies y variables ambientales, usando algoritmos de cómputo. Existen métodos sencillos y complejos, como el caso de Bioclim (Nix y Bussy, 1986) y Maxent (Phillips y Dudík, 2008), respectivamente. Ambos han demostrados ser útiles para definir los parámetros ambientales que delimitan el nicho de las especies (Peterson *et al.*, 2011) y aunque Maxent es uno de los que estadísticamente presenta un mejor desempeño

en comparación a Bioclim (Elith *et al*., 2006), se recomienda utilizar más de un algoritmo de mne bajo todas las consideraciones conceptuales y técnicas que se han desarrollado en los últimos años (Peterson *et al*., 2011; Qiao *et al*., 2015).

Las *áreas para la conservación y restauración* de la biodiversidad acuática se pueden definir a través de métodos de priorización que utilizan las distribuciones potenciales u observadas de las especies, bajo un enfoque de selección de espacio territorial basado en la complementariedad (Cirelli y Sánchez-Cordero, 2009; Lethomäki y Moilanen, 2013). El objetivo es encontrar un grupo óptimo de espacios territoriales que en conjunto sean tan valiosas como sea posible teniendo en cuenta las diferencias, similitudes y conectividad entre los sitios seleccionados; éstas pueden incluir áreas prioritarias de conservación y restauración (Moilanen *et al*., 2008; Cirelli y Sánchez-Cordero, 2009). Uno de los algoritmos de priorización actualmente más utilizados es el programa ZONATION, el cual tiene como objetivo maximizar la retención de la riqueza ponderada por el área de distribución de las especies (Lethomäki y Moilanen, 2013). En el caso de la planeación sistemática para la conservación de los cuerpos de agua (Moilanen *et al*., 2008) recomiendan los siguientes pasos: 1. Obtener datos de presencias de especies y variables ambientales en formato geoespacial que describa la calidad de la zona de estudio; 2. Si la información de presencia de las especies es incompleta, estimar la distribución potencial de las especies; 3. Definir las cuencas utilizadas como unidades de planeación y describir la jerarquía del flujo a través de las cuencas; 4. Asignar pesos que representen la importancia de las especies con base en rasgos intrínsecos y funcionales; 5. Realizar escenarios de priorización con las funciones de la herramienta ZONATION y, 6. evaluar las áreas identificadas o aquellas que deban ser eliminadas a través de un análisis de costo (Cabeza y Moilanen, 2006).

Literatura citada

Abell, R. *et al*. (2008). Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience, 58*, 5.

Aguilar, U. I. (2007). *Las cuencas y la gestión del riesgo a los desastres naturales en Guatemala*. Guatemala: FAO.

Alatorre, C. L. C., Torres, E. M. O., Rojas, L. H. V., Bravo, C. L. P., Wiebe, C. L. Q., Sandoval, F. G. y López, E. G. (2015). *Geoinformática aplicada a procesos geoambientales en el contexto local y regional: teledetección y problemas de información geográfica*. México: Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.

Baker, T. J. y Miller, N. S. (2013). Using the Soil and Water Assessment Tool (swat) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *Journal of Hydrology, 486*, 100-111.

Barriga, M., Campos., J. J., Corrales, M. O. y Prins, C. (2007). *Gobernanza ambiental, adaptativa y colaborativa en bosques modelo, cuencas hidrográficas y corredores biológicos. Diez experiencias en cinco países latinoamericanos*. Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE.

Bates, B., Kundzewicz, Z. y Wu, S. (2008). *Climate change and water*. Intergovernmental Panel on Climate Change Secretariat.

Bryce, S. A., Omernik, M. J. y Larsen, P. D. (1999). Ecoregions: A geographic framework to guide risk characterization and ecosystem management. *Environmental Practice, 1*, 141-155.

Buzai, G. D. (1992). Geoinformática: Teoría y aplicación. *Anales de la Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, 19*, 11-17.

Cabeza M. y Moilanen, A. (2006). Replacement cost: a useful measure of site value for conservation planning. *Biological Conservation, 132*, 336-342.

Chahine, M. T. *et al*. (2006). AIRS: Improving weather forecasting and providing new data on greenhouse gases. *Bulletin of the American Meteorological Society, 87*, 911-926.

Cirelli, V. y Sánchez-Cordero, V. (2009). Selection of restoration and conservation areas using species ecological niche modeling: A case study of the Neotropical river otter *Lontra longicaudis annectens* in central Mexico. En Columbus, A. y Kuznetsov, L. (Eds.), *Endangered Species: New Research* (pp. 279-298). New Haven: Nova Science Publishers, Inc.

Cordero, C. D. (2008). Esquema de pagos por servicios ambientales para la conservación de cuencas hidrográficas en el Ecuador. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales, 17*, 56-66.

Cotler, H. (2007). *El manejo integral de cuencas en México. Estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. 2a. ed. México: SEMARNAT.

Cotler, H., Garrido, A., Bunge, V. y Cuevas, M. L. (2010). Las cuencas hidrográficas de México: Priorización y toma de decisiones. En Cotler, H. (Ed.), *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización* (pp. 210-215). México: Instituto Nacional de Ecología-Fundación Gonzalo Río Arronte I. A. P.

Diez, H. J. M. y Burbano, L. B. (2006). Técnicas avanzadas para la evaluación de caudales ecológicos en el ordenamiento sostenible de cuencas hidrográficas. *Revista Ingeniería e Investigación, 26*, 58-68.

Dile, Y. T., Daggupati, P., George, C., Srinivasan, R. y Arnold, J. (2016). Introducing a new open source gis user interface for the swat model. *Environmental Modelling & Software, 85*, 129-138.

Domínguez-Domínguez, O., Martínez-Meyer, E., Zambrano, L. y Pérez-Ponce, G. (2006). Using ecological-niche modeling as a conservation tool for freshwater species: live-bearing fishes in central Mexico. *Conservation Biology, 20*, 1730-1739.

Domisch, S., Amatulli, G. y Jetz, W. (2015). Near-global freshwater-specific environmental variables for biodiversity analyses in 1 km resolution. *Scientific Data, 2*, 150073.

Elith, J., Graham, H. C., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A. J., Hijmans, R., Huettmann, F. y Loiselle, A. B. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography, 29*, 129-151.

Faustino, J. y Jiménez, F. (2000). *Manejo de cuencas hidrográficas*. Costa Rica.Flores, R. E. J. (2004). Informática e investigación geográfica. Situación actual y perspectiva. *Revista Forestal Latinoamericana, 36*, 59-81.

García de Jalón, D. y González del Tánago, M. (2004). *El concepto de caudal ecológico y criterios para su aplicación en los ríos españoles*. Madrid: Departamento de Ingeniería Forestal, Escuela de Ingenieros De Montes, Universidad Politécnica de Madrid.

García-Roselló, Emilio *et al.* (2014). Using ModestR to download, import and clean species distribution records. *Methods in Ecology and Evolution, 57*, 708-713.

Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green., C. H. y Arnold, G. J. (2007). The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers, 50*, 1211-1250.

Gaughan, A. E., Stevens, R. F., Linard, C., Jia, P. y Tatem, A. J. (2013). High resolution population distribution maps for Southeast Asia in 2010 and 2015. *PLoSONE. 8*.

Geraldi, A. M., Piccolo, M. C. y Perillo, G. E. (2010). Delimitación y estudio de cuencas hidrográficas con modelos hidrológicos. *Investigaciones Geográficas, 52*, 215-225.

González, M. I. D., Lanza, E. G. de la y Sánchez, N. R. (2009). *Memoria del Taller: Propuesta de caudal ecológico en la cuenca Copalita-Zimatán-Huatulco. Manejo del agua en cuencas hidrográficas: desarrollo de nuevos modelos en México*. México: Alianza Fundación Gonzálo Río Arronte-wwf.

Iguchi, K. I., Matsuura, K., McNyset, K. M., Peterson, A. T., Scachetti-Pereira, R., Powers, K. A. y Yodo, T. (2004). Predicting invasions of North American basses in Japan using native range data and a genetic algorithm. *Transactions of the American Fisheries Society, 133*, 845-854.

Javed, A., Khanday, Y. M. y Ahmed, R. (2009). Prioritization of Sub-watersheds based on morphometric and land use analysis using remote sensing and gis techniques. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing, 37*, 261-274.

Kolb, M. (2013). *Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación: un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta*. Tesis doctoral en Geografía.

Leathwick, J. R., Rowe, D., Richardson, J., Elith, J. y Hastie, T. (2005). Using multivariate adaptive regression splines to predict the distributions of New Zealand's freshwater diadromous fish. *Freshwater Biology, 50*, 2034-2052.

Lehtomäki, J. y Moilanen, A. (2013). Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software, 47*, 128-137.

Lira, Aguilar, A, Agular, V., Alracón, J., Kolb, M., Urquiza-Hass, T., Gonzaléz-Ramírez, L., Tobón, W. y Koleff, P. (2015). Conservation planning for freshwater ecosystems in Mexico. *Biological Conservation, 192,* 357-366.

Luna-Aranguré, C. A. (2015). Distribución de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en la cuenca hidrológica Río Huicicila, Nayarit. México: Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.

Lyo, J. G. (2003). *GIS for water resources and watershed management*. Nueva York: Taylor & Francis.

Maass, M. J. M. (2015). *El manejo de cuencas desde un enfoque socioecosistémico. Cuencas de México*, 41 pp.

Manjula, K. R., Jyothi, S., Kumar, A. S. A. y Kumar, V. S. V. (2011). Construction of spatial dataset from remote sensing using gis for deforestation study. *International Journal of Computer Applications, 31*, 10.

Mankari, M. P., Kodge, G. B., Kulkarni, J. M. y Nagargoje, U. A. (2010). *Geoscience Research, 1*, 2-6.

Moilanen, A., Leathwick J. y Elith, J. (2008). A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology, 53*, 577-592

Mora, P. L., Bonifaz, R. y López-Martínez, R. (2016). Unidades geomorfológicas de la cuenca del Río Grande de Comitán, Lagos de Montebello, Chiapas-México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana 68*, 377-394.

Nix, H. A. y Busby, J. (1986). Bioclim, a bioclimatic analysis and prediction system. *Annual report csiro*. Canberra: Csiro Division of Water and Land Resources.

Olaya, V. (2014). *Sistemas de Información Geográfica*.

Pelayo-Villamil, P., Guisande, C., Vari, P. R., Manjarrés-Hernández, A., García-Roselló, E., González-Dacosta J. y Jiménez, F. L. (2015). Global diversity patterns of freshwater fishes-potential victims of their own success. *Diversity and Distributions, 21*, 345-356.

Peterson, A. T. *et al.* (2011). Ecological niches and geographic distributions. (*MPB-49*) Princeton University Press.

Peterson, A. T., Navarro-Singüenza., A. G., Martínez-Meyer, E., Cuervo-Robayo, A. P., Berlanga H. y Soberón, J. (2015). Twentieth century turnover of Mexican endemic avifaunas: Landscape change versus climate drivers. *Sciences Advances*.

Phillips, S. J. y M. Dudík (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography, 31*, 161-175.

Poff, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society, 16*, 391-409.

Poff, N. L. *et al.* (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (eloha): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology, 55*,147-170.

Porporato, A., Daly, E. y Rodriguez-Iturbe, I. (2004). Soil water balance and ecosystem response to climate change. *The American Naturalist, 164*, 625-632.

Prakash, A. (2006). Introducing Geoinformatics for Earth System Science Education. *Journal of Geoscience Education, 54*, 555-560.

Pundt, H. y Brinkkötter-Runde (2000). Visualization of spatial data for field-based gis. *Computers & Geosciences, 26*, 51-56.

Qiao, H., Soberón, J. y Peterson T. A. (2015). No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution, 6*, 1126-1136.

Rodríguez-Gallego, L., Chreties, C., Crisci, M., Fernández, M., Colombo, N., Lanzilotta, B., Saravia, M., Neme, C., Sabaj, V. y Dconde, D. (2011). *Fortalecimiento del concepto de Caudales Ambientales como Herramienta para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos*. Uruguay: Vida Silvestre Uruguay.

Sánchez, V. A. S., García, M. R. N. y Palma, A. T. (2003). *La cuenca hidrográfica: unidad básica de planeación y manejo de recursos naturales*. México: SEMARNAT.

SEMARNAT/ Conagua(2015). *Atlas del agua en México 2015*. México.

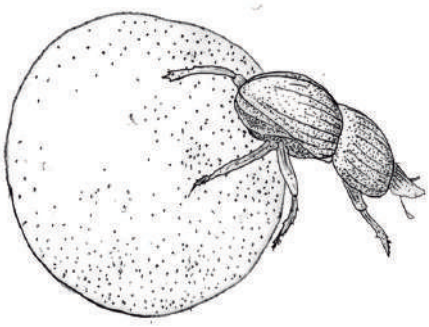
SEMARNAT/ Conagua (2016). *Atlas del agua en México 2016*. México.

Sinha, A. K., Malik, Z., Rezgui, A., Barnes, G. C., Lin, K., Heiken, G., Thomas, A. W., Gundersen, L. C., Raskin, R. Jackson, I. Fox, P., McGuinness, D., Seber, D. y Zimmerman, H. (2010). Geoinformatics: transforming data to knowledge for geosciences. *GSA Today, 20*, 4-10.

Vásquez, V. A., Mejía, M. A., Faustino, J. M., Terán, R. A., Vásquez, I. R., Díaz, R., Vásquez, R. C., Castro, A. A., Tapia, M. M. y Alcántara, R. J. (2016). *Manejo y Gestión de Cuencas Hidrográficas*. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J. y Lammers, R. B. (2000). Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science, 289*, 284-288

Wei, X., Li, Q., Zhang, M., Giles-Hansen, K., Liu, W., Fan, H., Wang, Y., Zhou, G., Piao, S. y Liu, S. (2018). Vegetation cover-another dominant factor in determining global water resources in forested regions. *Global Change Biology*, *24(2)*, 786-795.



¿Cómo seguir la pista de una plaga invasora? *Cactoblastis cactorum* como ejemplo

Guadalupe Andraca Gómez[1*]
Tania Garrido Garduño[1]

[1]Departamento de Ecología Evolutiva, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, C. P. 04510, México.

[*] Autora para correspondencia: guadalupeandraca@gmail.com

Resumen

Entender cómo, cuándo y por qué surge una invasión biológica es importante para su prevención y control. En la actualidad las herramientas moleculares y bioinformáticas permiten determinar cómo ha sido el proceso de invasión y cuáles son los factores que facilitan su establecimiento. Los marcadores moleculares evalúan la diversidad y estructura genética infiriendo cual podría ser el origen de los individuos introducidos, estas inferencias se pueden realizar mediante pruebas de hipótesis. Por otro lado, con análisis de conectividad y modelos de nicho se infieren los posibles factores ambientales que limitan o permiten que una especie invasora se expanda a otras zonas. Con base en la integración de todas estas herramientas, a continuación, proponemos qué análisis realizar para así comprender los procesos de invasión.

Introducción

Las actividades humanas como los viajes, el comercio y la agricultura promueven el movimiento continuo de especies más allá de los límites de su distribución original (Williamson y Fitter, 1996). Se ha observado que las modificaciones en los ecosistemas se dan como resultado de la expansión de sitios urbanos y de zonas de cultivo (Richardson y Pyšek, 2006). Estas acciones no sólo significan la facilitación de la migración de las especies a larga distancia, también implica cambios en las cadenas tróficas promoviendo el establecimiento de especies invasoras, las cuales generalmente se encuentran en condiciones ambientales optimas, en muchos casos libres de enemigos, lo que favorece su poder competitivo (Chen, 2016). Estas especies no nativas pueden mantenerse sin causar ningún efecto negativo. Sin embargo, si se establecen y expanden sus poblaciones causando graves daños ecológicos y económicos, entonces sí se les considera plagas invasoras (Blackburn *et al.,* 2011). Una forma de inferir indirectamente las fases que componen el proceso de invasión como la introducción, la dispersión, así como el crecimiento demográfico y la expansión a nuevas poblaciones es con ayuda de herramientas moleculares.

Los marcadores moleculares como secuencias, microsatélites y SNP's permiten realizar análisis de la variación genética y así determinar si diferentes poblaciones comparten o no variantes (Hamilton, 2009). Es a partir de cuantificar estas similitudes o diferencias entre las poblaciones, que se estiman el número de introducciones, rutas de dispersión y procesos demográficos (Sakai *et al*., 2001; Lee, 2002; Allendorf y Lundquist 2003). La combinación de estas herramientas y análisis como modelos bayesianos (ABC) (Cornuet *et al*., 2014), de conectividad (Taylor *et al*., 2006) y modelado de nicho (Peterson 2011) han permitido poner a prueba hipótesis sobre rutas de invasión, discernir sobre los factores que promueven la expansión de las especies y, finalmente, predecir las zonas a las que pueden expandirse las especies invasoras. Por ello es importante en estas especies: 1) comparar la variación genética de las poblaciones en el área de distribución invadida y el área nativa; 2) evaluar si las poblaciones se encuentran estructuradas (diferenciadas entre sí); 3) conocer los factores ambientales que pueden estar promoviendo o evitando la diferenciación entre las poblaciones de ambas regiones.

Cactoblastis cactorum conocida como "la polilla del nopal" (Berg) (*Pyralidae: Phycitidae*) es originaria de Suramérica, se alimenta de un gran número de especies de *Opuntia* durante sus diferentes estadios larvales introduciéndose en las pencas (Robertson y Hoffmann, 1989; Zimmermann *et al*., 2007). Se conoce que en 1920 se transportaron 2750 larvas desde Entre Ríos, Argentina, hasta Australia para controlar especies invasoras de *Opuntia*, de ahí se llevaron 112 600 puestas a Sudáfrica, posteriormente en 1957 a diversas islas del Caribe. En 1980, se detectaron individuos en Guantánamo (Cuba), y para 1989 se tuvo el primer reporte en los cabos de la Florida por lo que se asume que la introducción podría ser resultado de actividades humanas (Simonsen *et al*., 2008). En general, la fecha exacta de colonización del resto de las islas del Caribe se desconoce, sin embargo, Habeck y Bennett (1993) asumen que la introducción en Cuba y en otras islas del Caribe se produjo de forma natural. Al llegar al Caribe, y en especial a Estados Unidos, la invasión ha sido muy rápida (dispersión de 120 km por año). A partir de entonces, en México se estableció una alerta, ya que su entrada representaría un desastre dada la cantidad de especies de cactáceas del género *Opuntia* que hay en el país, se reconocen 85 especies 50 de las cuales son consideradas endémicas, sin contar las pérdidas económicas que representaría ya que durante años se ha utilizado y han comercializado los cladodios y los frutos para el consumo humano (Soberón *et al*., 2001).

En este capítulo describiremos algunos métodos utilizados en el estudio de las invasiones biológicas. Dado que para el caso de *Cactoblastis cactorum* se cuenta con fechas de introducción y posibles mecanismos de dispersión dentro de su zona introducida, constituyendo un buen modelo para ejemplificar algunos métodos utilizados para estudiar las especies biológicas invasoras. Es mediante este conocimiento que se pueden realizar monitoreos dirigidos a las zonas estimadas con las condiciones bióticas y abióticas más probables que una especie introducida se pueda establecer y causar daños.

Método

Muestreo

Cactoblastis cactorum es un organismo gremial y una sola hembra puede poner entre 70 y 90 huevos en una misma planta, lo ideal cuando se muestrean especies con estas características es colectar una sola larva por cladodio, de esta forma se evita un error de muestreo y, por lo tanto, una subestimación de la variación genética de las poblaciones. El tejido utilizado para la extracción de ADN para lepidópteros es el músculo de las larvas o abdomen de los adultos conservados en alcohol al 96% a -20°C.

Análisis de variación genética

La variación genética se evalúa con marcadores neutrales como marcadores mitocondriales, microsatélites, secuencias de ADN. La primera prueba que se realiza con los marcadores moleculares son las pruebas de neutralidad y equilibrio de Hardy Weinberg. Para el caso de los marcadores mitrocondriales como la Citocromo oxidasa uno (COI) los parámetros de diversidad genética utilizados son; número de sitios segregantes (S), número de haplotipos y diversidad nucleotídica (p) (Rozas *et al.*, 2003). Una de las desventajas de los marcadores mitocondriales es que la variación presente no refleja procesos evolutivos recientes, si tomamos en cuenta que los procesos de invasión son eventos recientes en términos evolutivos, es conveniente utilizar otro tipo de marcadores que presenten una tasa de variación alta como los microsatélites. Con este marcador se pueden obtener otros estimadores de variación genética como: el número promedio de alelos (NA), heterocigocidad observada (Ho), heterocigocidad

esperada (He), coeficiente de endogamia (F_{IS}) y riqueza alélica (RA) a través de diferentes softwares como Genepop (Rousset 2008) y MSA (Dieringer *et al.*, 2003). La diferenciación entre poblaciones es estimada generalmente con F_{ST} (Wright, 1922), este estimador se basa en identificar la heterocigosidad compartidas entre ellas. Se pueden utilizar otros estimadores como basados en alelos compartidos (D_{AS}, D_{PS}) o alelos particulares (Slatkin 1985; Barton y Slatkin 1986) para cada población evitando de esta forma errores de estimación cuando las poblaciones tienen un desbalance en la heterocigosis.

Identificación de poblaciones fuente

En especies invasoras es importante determinar las poblaciones fuente, para ello suponemos flujo génico sólo de poblaciones con registros más antiguos hacia aquellas más recientes. La fuente de procedencia más probable se estima basadonos en: 1) valores bajos de F_{ST} y 2) el promedio individual de las probabilidades de asignación de cada individuo de una población *i* al resto de las poblaciones (L*i*) (Pascual *et al.*, 2007). La probabilidad L*i* se calcula en Geneclass 2 (Piry *et al.*, 2004). Con este análisis se obtiene la probabilidad de asignación de cada individuo a una población, que puede ser diferente a aquella en la que fue colectado. Se evalúa la probabilidad de pertenencia de los individuos a las diferentes poblaciones colectadas, incluyendo la población en donde fue tomada la muestra; si el análisis le asigna una probabilidad estadísticamente mayor de pertenecer a otra población asume que se trata de un migrante de primera generación. Una vez que se tienen los valores de probabilidad de cada individuo, se suman todas las probabilidades para estimar entre qué par de poblaciones existe mayor probabilidad de intercambio de individuos.

Otra manera indirecta de estimar el número de poblaciones y su origen es mediante análisis de agrupación con programas computacionales como STRUCTURE (Pritchard *et al.*, 2000), BAPS (Corander *et al.*, 2003) o GENELAND (Guillot *et al.*, 2005). Estos programas permiten evaluar si hay estructura poblacional, mediante la asignación de individuos de acuerdo con las frecuencias alélicas que permiten inferir a qué población nativa se asemejan más los individuos de las poblaciones invadidas.

Aislamiento por resistencia y conectividad

La evaluación de cómo el ambiente afecta al flujo genético se realiza a través de la correlación entre la variación genética y el ambiente, esto mediante un análisis de aislamiento por resistencia (McRae y Beier 2007; McRae *et al*., 2008). Dicho análisis permite evaluar si existe algún factor (biótico y abiótico) en la zona invadida que promueva la expansión de las poblaciones (en el Caribe los huracanes, por ejemplo). En este tipo de análisis se requiere una matriz de resistencia ambiental, primero se generan las superficies de resistencia en donde se asigna un valor de costo (valor de fricción) a las características del paisaje que se determinen que afectan o facilitan la conectividad de la especie de estudio. El valor de fricción se puede asignar de manera categórica de acuerdo con el conocimiento que se tenga de la especie o bien se puede obtener a partir de un modelo de nicho ecológico en el cual se estime dónde se puede establecer una especie, dado un conjunto de características bióticas y físicas (corrientes de viento, huracanes, temperatura, precipitación, montañas, caminos, tipo de hábitat o topografía, entre otras). Por lo tanto, en aquellas áreas donde no se reúnen dichas características que conforman el nicho ecológico podrían estar funcionando como barrera al flujo genético. Los modelos de nicho permiten estudiar la distribución geográfica de las especies, además, se puede identificar aquellos factores ambientales que limitan o permiten invadir nuevos espacios a las poblaciones de las especies (Peterson *et al*., 2011; Cuervo *et al*., 2017). Los modelos de nicho ecológico se generan a partir de capas raster de las variables climáticas, éstas están disponibles en la base de WorldClim (Hijmans *et al*., 2005), o en información ambiental disponible en otras fuentes, donde se pueden obtener otras variables más específicas para cada área de interés como cartas de climas o tipos de suelos. En el caso de *C. cactorum* se utilizó información sólo para Argentina que puede ser consultada en www.geointa.gov.ar/visor/. Las variables ambientales que se utilizan en los modelos de nicho se seleccionan a partir de un análisis de PCA (Hirzel *et al*., 2002) ya que generalmente éstas suelen estar correlacionadas, en general se recomienda utilizar no más de diez o más variables que puntos de ocurrencias (Soberón, 2014). La combinación de las variables seleccionadas será aquellas que expliquen mejor el espacio ambiental de la posible presencia de *C. cactorum*. Además, para poder generar los modelos predictivos de nicho ecológico se requiere de datos de ocurrencia (coordenadas; longitud-latitud), en trabajos filogeográficos así como de genética del paisaje se recomiendan

utilizar las coordenadas de los individuos que obtuvieron datos genéticos, sin embargo, si se quieren generar modelos sin tener datos específicos se pueden emplear fuentes de datos como: GBIF, CONABIO, UNIBIO, etcétera.

Cactoblastis cactorum es un insecto herbívoro, por lo tanto, tomar en cuenta al hospedero es importante. Entonces lo que se realiza es un modelo de nicho ecológico de *Opuntia ficus-indica* y el modelo resultante es incluido como una variable más para el modelo de nicho ecológico de *C. cactorum*. Cabe recordar que al realizar los análisis de nicho es importante utilizar puntos de toda la distribución conocida de la especie, ya que pueden existir pequeñas variaciones que subestimen nuestro modelo. Los modelos de nicho, generalmente, se generan con el programa MaxEnt (versión 3.3.3; Elith *et al*., 2011; Phillips y Dudik, 2008).

Para Argentina, el archivo obtenido del modelo de nicho ecológico de *C. cactorum* se utilizó como base para construir la matriz de barreras ambientales (la resistencia) en Circuitscape (Versión 3.5; McRae y Shah, 2009). Para el Caribe se construyó la matriz de resistencias entre pares de poblaciones usando los datos históricos de huracanes (Landsea, 1993; Landsea *et al*., 1996; Lugo *et al*., 2000). Una vez que se obtienen las matrices de resistencia al ambiente, de distancia genética (FST/1-FST) y euclidianas (distancia geográfica lineal entre dos puntos (*Log B*) se evalúa si existe una relación entre las barreras ambientales y la distancia genética, y entre la distancia genética y la distancia euclidiana. Los análisis que nos permite evaluar esta relación son: la prueba de Mantel (Mantel, 1967) y el correlograma de Mantel (Legendre y Legendre, 1998), en el paquete Vegan (Oksanen, 2009) y mpmcorrelogram en R.

Análisis ABC

Si en esta secuencia de análisis encontramos, diferencias en variación, estructura poblacional debido a algún factor ambiental, entonces se pueden poner a prueba hipótesis sobre las posibles rutas de invasión que ha tenido nuestra especie. El método de Análisis Bayesiano Computacional (ABC) permite, mediante datos moleculares, inferir escenarios complejos que consideren la historia de la invasión, acumulando evidencia demográfica y genética (cuellos de botella, múltiples introducciones o eventos de mezcla). Se puede evaluar si el viento ha propiciado la expansión (Lander *et al*., 2015), o si una población ha funcionado como puente para la fundación de otras

poblaciones (Lombaert *et al*., 2010). Una gran ventaja en el uso de esta herramienta es que es posible incluir en el análisis poblaciones "fantasma". Es decir, poblaciones que son importantes en la construcción de la hipótesis y de las cuales no contamos con individuos colectados. Para analizar posibles rutas de invasión de *C. cactorum* en las islas del Caribe y Estados Unidos se podría evaluar si el principal factor de expansión ha sido la intervención humana (Simonsen *et al*., 2008) o los huracanes (Andraca-Gómez *et al*., 2016) este análisis de hipótesis puede realizarse en el programa DIYABC 1.0 (Cournet *et al*., 2008). Este programa genera datos basado en diferentes hipótesis propuestas y evalúa cuál es el escenario más probable en función de la variación que comparten las poblaciones, la fecha de registro y el tiempo generacional de la especie (Estoup y Guillemaud 2010).

Posibles zonas de expansión basadas en transferencia de distribuciones potenciales

Uno de los usos del modelado de nicho es poder establecer las zonas posibles de distribución hacia donde las especies invasoras puedan expandirse. Para ello, una vez que se estimó la distribución potencial, se extrapola esa distribución a las zonas que podrían ser ocupadas por la especie por medio de una transferencia (Escobar *et al*., 2016; Qiao *et al*., 2017). Si la estructura genética de las poblaciones nativas está afectada por el ambiente, es decir, hay distintas combinaciones de condiciones óptimas, esto se debe considerar para generar diferentes modelos de transferencia. Una forma de ver qué tan predictivo es este modelo es sobreponiendo los datos de los registros en la zona invadida. Por ejemplo, en *C. cactorum* cuando se cotejaron los puntos de incidencia en la zona invadida con el modelaje de nicho, considerando las condiciones de toda la distribución nativa (Argentina) no existió una concordancia (Brooks *et al*., 2012). Sin embargo, en el modelo generado por Soberon *et al.* (2001) utilizando sólo las características ambientales Entre Ríos, Argentina, de donde fueron tomadas las larvas utilizadas para control biológico para Australia, Sudáfrica y el Caribe, parece coincidir más con los puntos registrados, por lo tanto, es importante realizar diferentes transferencias cuando se tienen distintas combinaciones de características ambientales.

Conclusión

La combinación de análisis de rutas de expansión con modelado de nicho nos ayuda a ampliar el conocimiento de los factores que promueven y facilitan el establecimiento y expansión de las especies invasoras como consecuencia nos da más elementos para proponer de monitoreo y manejo de las es especies plaga invasoras.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo financiero al proyecto CONABIO- JE002. A los dos revisores que enriquecieron las ideas de este capítulo.

Literatura citada

Allendorf, F. W. y Lundquist, L. L. (2003). Introduction: Population Biology, Evolution, and Control of Invasive Species. *Conservation Biology, 17*, 24-30.

Andraca-Gómez, G., Ordano, M., Boege, K. Domínguez, C. A., Piñero, D., Pérez-Ishiwara, R., Pérez-Camacho, J., Cañizares, M. y Fornoni, J. (2015). A potential invasion route of *Cactoblastis cactorum* within the Caribbean region matches historical hurricane trajectories. *Biological Invasions, 17*, 1397-1406.

Barton, N. H. y Slatkin, M. (1986). A Quasi-Equilibrium Theory of the Distribution of Rare Alleles in a Subdivided Population. *Heredity, 5*, 409-415.

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U. y Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution, 26*, 333-339.

Brooks, C. P., Ervin, G. N., Varone, L. y Logarzo, G. A. (2012). Native ecotypic variation and the role of host identity in the spread of an invasive herbivore, *Cactoblastis cactorum*. *Ecology, 93*, 402-410.

Chen C. H. (2016). Crop domestication, global human-mediated migration, and the unresolved role of geography in pest control. *Elementa: Science of the Anthropocene, 4*, 106.

Corander J., Waldmann, P. y Sillanpaa, M. J. (2003). Bayesian analysis of genetic differentiation between populations. *Genetics*, *163*, 367-374.

Cornuet, J.-M., F., Santos, M. A., Beaumont, C. P., Robert, J. M., Marin, D. J., Balding, T. Guillemaud, y A. Estoup, (2008). Inferring population history with DIYABC: a userfriendly approach to approximate Bayesian computiation. *Bioinformatics, 24*, 2713-2719.

Cuervo-Robayo, A. P., Escobar, L. E., Osorio-Olvera, L. A., Nori, J., Varela, S., Martínez-Meyer, E., Velásquez-Tibatá, J., Rodríguez-Soto, C., Munguía, M., Castañeda-Àlvarez, N. P., Lira-Noriega, A., Soley-Guardia, M., Serra-Díaz, J. M. y Peterson, A. T. (2017). Introducción a los análisis espaciales con énfasis en Modelos de Nicho Ecológico. *Biodiversity Informatics, 12*, 45-57.

Dieringer, D. y Schlötterer, C. (2003). Microsatellite analyser (MSA): a platform independent analysis tool for large microsatellite data sets. *Molecular Ecology Notes, 3*,167-169.

Escobar, L. E., Qiao, H., Phelps, N. B. D., Wagner, C. K. y Larkin, D. J. (2016). Realized niche shift associated with the Eurasian charophyte Nitellopsis obtusa becoming invasive in North America. *Scientific Reports, 6*, 29037.

Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. y Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions, 17*, 43-57.

Estoup, A. y Guillemaud, T. (2010). Reconstructing routes of invasion using genetic data: why, how and so what? *Molecular Ecology, 19*, 4113-4130.

Guillemaud T. y Estoup, A. (2008) Inferring population history with DIYABC: a user-friendly approach to approximate Bayesian computation. *Bioinformatics, 24*, 2713-2719.

Guillot, G., Santos, F. y Estoup, A. (2008). Analysing georeferenced population genetics data with Geneland: a new algorithm to deal with null alleles and a friendly graphical user interface. *Bioinformatics, 24*, 1406-1407.

Habeck, D. H. y Bennett, F. D. (1990). *Cactoblastis cactorum Berg (Lepidoptera: Pyralidae), a phycitine new to Florida*. Fla. Department Agric. & Consumer Services, Division of Plant Industry.

Hamilton, M. B. (2009). *Population Genetics*. Wiley Blackwell, USA. 404 pp.

Hijmans, R. J., Cameron., S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology, 25*, 1965-1978.

Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D, y Perrin, N. (2002). Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology, 83*, 2027-2036.

Lander, T. A., Klein, E. K., Oddou-Muratorio, S., Candau, J. N., Gidoin, C., Chalon, A., Roig, A., Fallour, D., Auger-Rozenberg M.-A. y Boivin, T. (2014). Reconstruction of a windborne insect invasion using a particle dispersal model, historical wind data, and Bayesian analysis of genetic data. *Ecology and Evolution, 4*, 4609-4625.

Landsea, C. W. (1993). A climatology of intense (or major) Atlantic hurricanes. *Monthly Weather Review, 121*, 1703-1713.

Landsea, C.W., Nicholls, N., Gray, W. M. y Ávila, L. A. (1996). Downward trends in the frequency of intense at Atlantic Hurricanes during the past five decades. *Geophysical Research Letters, 23*, 1697-1700.

Lee, C. E. (2002). Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology and Evolution, 17*, 386-391.

Legendre, P. y Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. Second English edition. Developments in environmental modelling, 20 pp.

Lombaert, E., Guillemaud, T., Cornuet, J. M., Malausa, T., Facon, B. y Estoup, A. (2010). Bridgehead Effect in the Worldwide Invasion of the Biocontrol Harlequin Ladybird. *PLOS ONE, 5*: e9743.

Lugo, A. E., Rogers, C. S. y Nixon, S. W. (2000). Hurricanes, Coral Reefs and Rainforests: Resistance, Ruin and Recovery in the Caribbean. *AMBIO: The Journal of the Human Environment, 29*, 106-114.

Mantel, N. (1967). The Detection of Disease Clustering and a Generalized Regression Approach. *Cancer Research, 27*, 209-220.

McRae, B. H. y Beier, P. (2007). Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 104*, 19885-19890.

McRae, B. H., Shah, V. B. y Mohapatra, T. K (2013). *Circuitscape 4 User Guide*. The Nature Conservancy.

Oksanen, J., (2009). Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. *URL: http://cc. oulu. fi/, jarioksa/opetus/metodi/vegantutor. pdf*.

Pascual, M., Chapuis, M. P., Mestres, F., Balanyà, J., Huey, R. B., Gilchrist, G. W., Serra, L. y Estoup, A. (2007). Introduction history of Drosophila subobscura in the New World: a microsatellite-based survey using ABC methods. *Molecular Ecology, 16*, 3069-3083.

Peterson, A. T. (2011). Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography, 38*, 817-827.

Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Nakamura, M., Martinez-Meyer, E. y Araújo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographical distributions*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.

Phillips, S. J y Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography, 31*, 161-175.

Piry, S., Alapetite, A., Cornuet, J.-M., Paetkau, D., Baudouin, L. y Estoup, A. (2004). GeneClass2: A Software for Genetic Assignment and First-Generation Migrant Detection. *Journal of Heredity, 95*, 536-539.

Pritchard, J. K., Stephens, M. y Donnelly, P. (2000). Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics, 155*, 945-959.

Qiao, H., Escobar, L. E. y Peterson, A. T. (2017). Accessible areas in ecological niche comparisons of invasive species: Recognized but still overlooked. *Scientific Resports, 7*, 12-13.

Richardson, D. M. y Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography, 30*, 409-431.

Robertson, H. G. y Hoffmann, J. H. (1989). Mortality and life-tables of *Cactoblastis cactorum* (Berg) (Lepidoptera:Pyralidae) compared on two host-plant species. *Bulletin of Entomological Research, 79*, 7-17.

Rousset, F. (2008). Genepop 007: a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux. *Molecular Ecological Resources, 8*, 103-106.

Rozas, J., Sánchez-DelBarrio, J. C., Messeguer, X. y Rozas, R. (2003). DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. *Bioinformatics, 19*, 2496-2497.

Sakai, A. K., Allendorf, F.W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., Baughman, S., Cabin, R. J., Cohen, J. E., Ellstrand, N. C., McCauley, D. E., O'Neil, P., Simberloff, D. y Stiling, P. (1996). How Risky is Biological Control? *Ecology, 77*, 1965-1974.

Simonsen, T. J., Brown, R. L. y Sperling, F. A. H. (2008). Tracing an Invasion: Phylogeography of *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae) in the United States Based on Mitochondrial DNA. *Annals of the Entomological Society of America, 101*, 899-905.

Slatkin, M. (1985). Gene Flow in natural populations. *Annual Review of Ecology and Systematics,16*, 393-430.

Soberon, J. (2014). Commentary on ditch, stitch and pitch: the niche is here to stay. *Journal of Biogeography, 41*, 414-417.

Soberon, J., Golubov, J. y Sarukhán, J. (2001). The Importance of *Opuntia* in Mexico and Routes of Invasion and Impact of *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae). *Florida Entomologist, 84*, 486-492.

Taylor, P. D., Fahrig, L. y With, K. A. (2006). Landscape connectivity: a return to the basics. En: Crooks, K. R. y Sanjayan, M. (Eds.), *Connectivity Conservation* (pp. 29-43). Nueva York: Cambridge University Press.

Williamson, M., Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology, 77*, 1661-1666.

Wright, S. (1922). Coefficients of Inbreeding and Relationship. *The American Naturalist, 56*, 330-338.

Zimmermann, H. G., Bloem, S. y Klein, H. (2007). Cactoblastis cactorum. *The Biology, history, threat, surveillance and control of the cactus moth*. México: FAO/IAEA Division of Nuclear Techniques in Food and Agriculture, 93 pp.

Comparando perturbación y deforestación *vs*. riqueza de especies en Áreas Naturales Protegidas: un ejemplo con odonatos

Karen Miranda-Huerta[1]
Gerardo Rodríguez-Tapia[1]
Pilar Rodríguez[2]
Maya Rocha-Ortega[1]
Alex Córdoba-Aguilar[1*]

[1] Departamento de Zoología, Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.

[2] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Liga Periférico.

[3] Fondo Mundial para la Naturaleza WWF.

[4] Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad (LANCIS), Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

[*] Autor para correspondencia: acordoba@iecologia.unam.mx

Resumen

La pérdida de cobertura vegetal es un problema grave y, entre otros, tiene efectos sobre la riqueza de especies. La vida de los insectos del orden Odonata la cual comprende dos grandes subórdenes, caballitos del diablo (*Zygoptera*) y libélulas (*Anisoptera*), se asocia estrechamente tanto con ambientes acuáticos de agua dulce como aéreos. Por esta razón, este orden ha sido usado frecuentemente como indicador en la evaluación de los ecosistemas. En México, las Áreas Naturales Protegidas (ANPS) sirven para albergar altas diversidades de especies, así como para la conservación y restauración de los ecosistemas que no han sido significativamente alterados. En este capítulo damos a conocer una metodología para evaluar el efecto de la deforestación y perturbación (remoción parcial del dosel del bosque) en la riqueza de odonatos del país en cuatro ANPS. Proveemos datos del software a utilizar y de la logística necesaria para un mejor desempeño del análisis. Esta metodología puede implementarse para otros grupos taxonómicos. Contrario a lo esperado, nosotros encontramos que la deforestación y la degradación tiene un efecto positivo sobre la diversidad estimada de odonatos dentro de las ANPS.

Introducción

México es un país megadiverso porque junto con otros 11 países albergan entre un 65 y 70% de la riqueza mundial de especies (Sarukhan *et al*., 2009). Sin embargo, la deforestación (*i.e*., conversión del bosque causada por el hombre a menos de 10-30% de cobertura de árboles; Asner *et al*., 2009a) y la perturbación (*i.e*., la remoción parcial del dosel del bosque, con el dosel restante generalmente cubriendo más del 30%; Asner *et al*., 2009a), tienen un efecto negativo sobre la riqueza de especies. Una de las principales estrategias para preservar tal diversidad son las Áreas Naturales Protegidas (ANPS) (Bezaury-Creel y Gutiérrez-Carbonell, 2009). Las ANPS se definen como "Las zonas del territorio nacional y aquellas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción, en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por

la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas y restauradas y están sujetas al régimen previsto en la presente Ley" (LGEEPA, 1998). A pesar de esta función, algunos estudios han sugerido que estas ANPS no necesariamente albergan la mayor riqueza de especies o las especies con mayor riesgo (Sánchez-Cordero y Figueroa, 2008). Sin embargo, estas evaluaciones se han hecho mayormente para vertebrados y plantas, pero raramente para insectos (Myers *et al.*, 2000).

Los insectos del orden Odonata, comúnmente conocidos como caballitos del diablo (suborden Zygoptera) y libélulas (suborden Anisoptera), conforman uno de los grupos de invertebrados mejor conocidos respecto a su taxonomía, biogeografía y ecología (Bybee *et al.*, 2016). Además, los odonatos se han usado como indicadores de la calidad de los ecosistemas (Oertli, 2008), en el monitoreo del cambio climático (Hickling *et al.*, 2005) y la recuperación de hábitats alterados (Sakai *et al.*, 2017).

Un parámetro utilizado para evaluar el estado de conservación de un ambiente usando odonatos y otros organismos en general, es la diversidad alfa, entendida como la riqueza de especies de una comunidad particular (Moreno *et al.*, 2011). Esta relación riqueza-conservación descansa en el hecho de que una mayor riqueza supone un mejor funcionamiento de los ecosistemas, a través de procesos tales como la productividad y la estabilidad (Balvanera *et al.*, 2006).

En este capítulo, planteamos una metodología para estimar la relación entre la deforestación y perturbación (a nivel de remoción parcial del dosel del bosque) y la riqueza de los odonatos en varias ANPS.

Métodos y resultados

Origen de los registros de odonatos

Se utilizaron los registros de colecta de los odonatos de México a partir de una base de datos que se construyó tomando en cuenta varias fuentes como son: artículos científicos, libros, sitios web, colecciones biológicas, tesis de todos los niveles y comunicación personal con especialistas de odonatos. Cabe mencionar que los datos pasaron por un control de calidad como son la revisión geográfica (localidad, entidad, municipio y referencia geográfica) y la biológica (nombre científico, datos de colecta y duplicados). La base de datos consta de 287 especies.

Riqueza de odonatos en las ANPS

Una primera aproximación para conocer las zonas con más diversidad en el país es emplear mallas de diferente magnitud para dividir el territorio en celdas de área similar. En este caso se utilizaron dos tamaños de malla: 0.5 grados de latitud por longitud (2,500 km^2; fig. 1) y 1 grado de latitud por longitud (5,000 km2; fig. 2) para todo el país. Las coordenadas geográficas de cada registro se proyectaron sobre cada una de las mallas y posteriormente se cuantificó el número de especies por cada celda que conforman las mallas (diversidad alfa; figs. 1, 2).

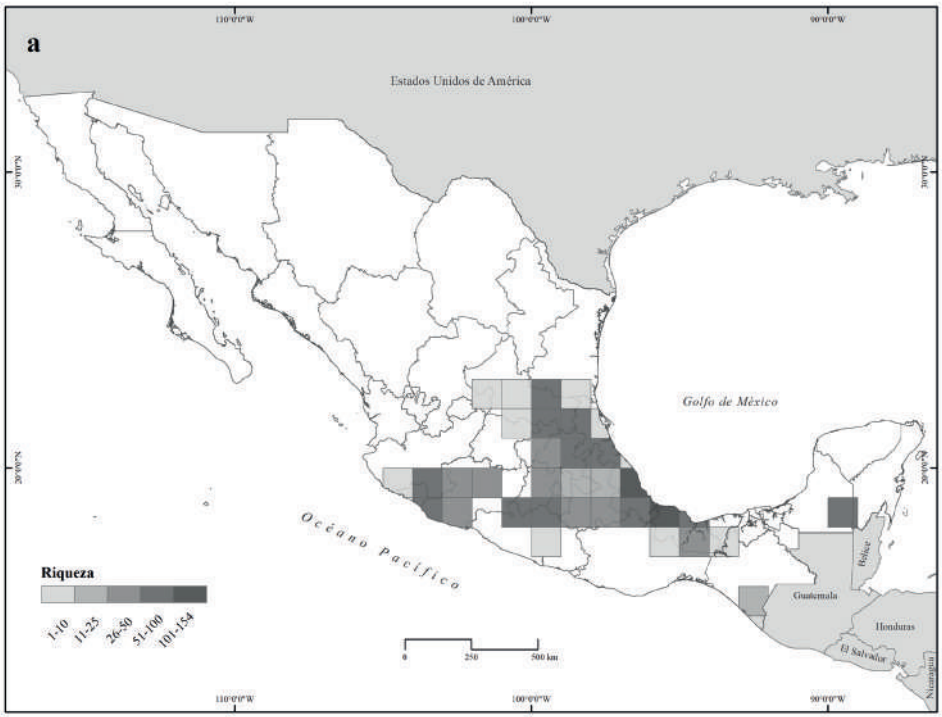


Figura 1. Riqueza de odonatos en cuadricula de 1° (a) de latitud por longitud (2500 km2), y b y 0.5° de latitud por longitud (5000 km2) (b).
Fuente: elaboración propia de base de datos de odonatos de México.

Las dos escalas de análisis (0.5 y 1 grados) permitieron analizar diferentes patrones de diversidad. Es importante mencionar que de las 287 especies de odonatos existentes en la base de datos que se utilizó, 196 especies (68%), están presentes en las ANPS del país (fig. 2, tabla 1).

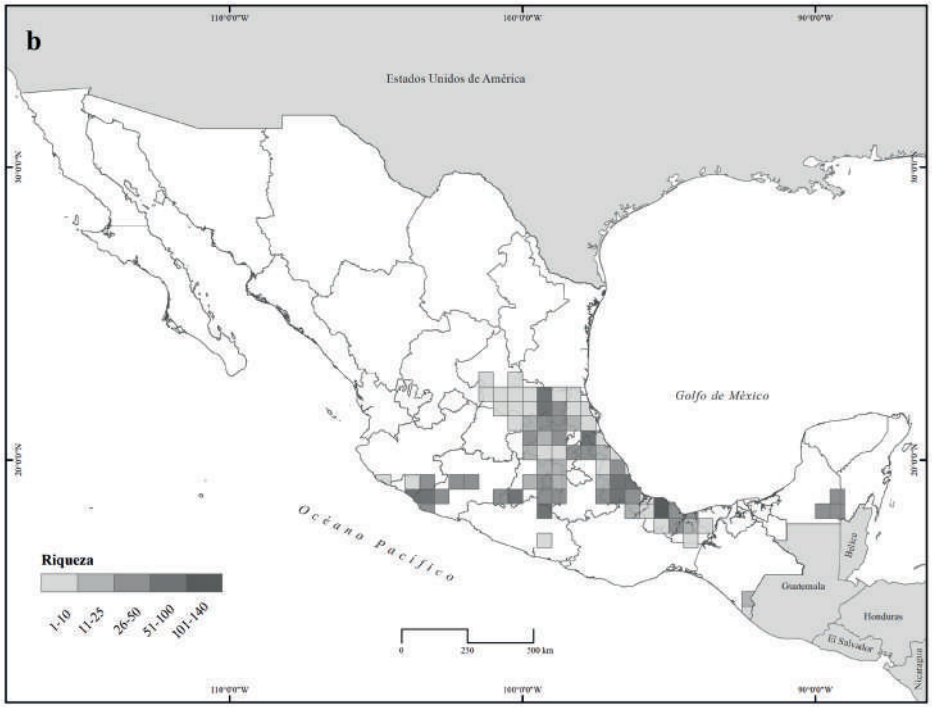


Figura 2. Riqueza de odonatos en diferentes Áreas Naturales Protegidas de México. 1. Cañón del Río Blanco; 2. Calakmul; 3. Cerro de la Estrella; 4. Desierto de los Leones; 5. El Tepozteco; 6. Laguna de Zempoala; 7. Lomas de Padierna; 8. Los Remedios; 9. Sierra de Huautla; 10. Sierra Gorda de Guanajuato; 11. Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa; 12. Sierra Gorda; 13. El Chico; 14. Los Tuxtlas; 15. Barranca de Metztitlán; 16. Zonas protegidas de los ríos Valle de Bravo, Malacatepec, Tilostoc y Temascatepec. Fuente: elaboración propia de base de datos de odonatos de México.

Tabla 1. Áreas Naturales Protegidas de México con registros de Odonatos.

Nombre	Especies
Los Tuxtlas	149
Sierra de Huautla	55
Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa	37
Calakmul	36
Cañón del Río Blanco	26
Sierra Gorda	23
El Tepozteco	11
Ríos Valle de Bravo, Malacatepec, Tilostoc y Temascaltepec	11
Los Remedios	4
Cerro de La Estrella	3
Desierto de los Leones	3
Lomas de Padierna	3
Lagunas de Zempoala	2
El Chico	1
Barranca de Metztitlán	1
Sierra Gorda de Guanajuato	1
TOTAL	196

Diversidad dentro de las ANPS

No se incluyeron todas las ANPS del país ya que, para hacer más robusto el análisis, sólo se consideraron las que tuvieron la mayor riqueza de especies y número de registros: Los Tuxtlas, Sierra de Huautla, Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa, y Calakmul (tabla 1). Usando el software EstimateS versión 9.1.0 (Colwell, 2013), se obtuvo una curva de acumulación del esfuerzo de muestreo en conjunto para las cuatro ANPS seleccionadas, y se generaron cinco periodos en función de los años de colecta disponibles (tabla 2). Se realizó una selección de imágenes satelitales correspondientes

a los periodos de análisis. Para relacionar las colectas con las imágenes, se calculó la diversidad estimada con los valores promedio de los índices ice y Chao 2 en las cuatro ANPS (tabla 2).

Tabla 2. Especies esperadas de cuatro Áreas Naturales Protegidas (Los Tuxtlas, Sierra de Huautla, Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa, y Calakmul) con mayor diversidad de odonatos de 1984 al 2005.

Año	Especies estimadas	
	ICE Mean	Chao 2 Mean
1984-1986	128.57	133.25
1987-1992	67.93	49.78
1995-1996	53	53
1997-1998	54.18	41.33
2002-2005	232	232

Deforestación y perturbación: cálculo y relación con la riqueza de odonatos

El software CLASlite (Carnegie Landsat Analysis System) versión 3.3 (claslite Team, 2013) se utilizó para identificar la deforestación y nivel de perturbación de los bosques, a través de imágenes satelitales (Asner *et al*., 2009b). Este análisis de múltiples imágenes es el enfoque más preciso para la detección de pérdida de cobertura boscosa (deforestación) e incremento de la degradación (área de perturbación forestal) (CLASlite Team, 2013). Para obtener dichos resultados empleamos dos imágenes de años próximos para cada uno de los cinco periodos (mencionados anteriormente), correspondientes al sensor Landsat 4, 5 y 7. Todas las imágenes fueron en temporada de secas para minimizar la cobertura de nubes y tener una mejor visualización del territorio.

Para mapear el cambio del bosque, CLASlite usa la imagen de reflectancia y cobertura fraccional dividida en: vegetación fotosintética (considerada como contenido de agua y follaje en el dosel), vegetación no fotosintética (residuos de vegetación por tala, pastos, entre otros) y sustrato expuesto (infraestructura humana y rocas), obtenidas por la biblioteca compuesta de caracteres puros espectrales (endmembers) de diferentes tipos de bosques, cargadas previamente en el mismo software. Posteriormente emplea varios árboles de decisión sobre si sus valores de cobertura fraccional cumplen ciertos criterios para separar deforestación y perturbación en cada serie de tiempo establecida. El software considera deforestación si entre imágenes de un periodo se pierde 25% o más de la vegetación fotosintética, de igual forma si el suelo expuesto incrementa un 15%, y si la vegetación no fotosintética incrementa un 20%. Para la perturbación, se siguen los mismos parámetros, pero con umbrales diferentes que comprenden más píxeles, vegetación fotosintética de 10%, suelo expuesto mayor a 10% y vegetación no fotosintética mayor a 10%. Cabe mencionar que los valores son los predeterminados por el software, creados a través de observación y prueba de muchas imágenes diferentes (CLASlite Team, 2013), en el que se ve que el fenómeno de deforestación y perturbación se presentan de manera similar en la mayoría de los casos, por lo que se decidió mantenerlos. De cada periodo de análisis se obtuvieron dos imágenes resultantes que representan la deforestación y perturbación del intervalo examinado. Con el uso de un SIG se calculó el área de pérdida de cobertura boscosa, se hizo el recorte de las ANPS sobre los resultados que arroja el software, y se obtuvieron dos imágenes correspondientes a deforestación y perturbación para cada periodo, finalmente se calculó el área de ambas variables en hectáreas (tabla 3). Suponiendo una relación causal entre el grado de cambio de la vegetación y los odonatos, se calculó una regresión para conocer la relación de la diversidad estimada de estos animales en función de la degradación y perturbación de las ANPS.

Tanto la deforestación como la degradación de ANPS en México entre los años 1984 y 2005 se incrementaron, resultando en la pérdida de 10 400 ha de cobertura forestal y 83 600 ha degradadas a través de las cuatro ANPS. A pesar de esto, el incremento de la degradación (figura 3) y perturbación (figura 4) dentro de las ANPS tuvieron un efecto positivo sobre la diversidad estimada de odonatos.

Tabla 3. Cambios en la cobertura boscosa en cuatro Áreas Naturales Protegidas de 1984 al 2005.

Años de colecta	Dinámica espacial	Los Tuxtlas	Sierra de Huautla	Calakmul	Z.P.F.V. Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa
Superficie (ha)		155,122.46	59,030.94	723,185.12	42,129.35
1984-1986	Deforestación	1848.96	Sin cambio	16313.85	1548.27
	Perturbación	955.98	Sin cambio	23177.52	284.13
1987-1992	Deforestación	11252.88	47.79	*43279.74	1109.43
	Perturbación	4141.62	124.11	*28784.16	696.15
1995-1996	Deforestación	872.82	85.23	8516.88	781.83
	Perturbación	838.08	137.88	6343.74	1469.34
1997-1998	Deforestación	*21967.29	*281.61	20370.69	*2694.96
	Perturbación	*5415.66	*1692.9	17638.47	1561.5
2002-2005	Deforestación	786.51	188.91	38391.57	2307.6
	Perturbación	329.76	235.35	25731	*2049.75
Total	Deforestación	36728.46	696.24	126873	8442.09
	Perturbación	11681.1	2190.2	101675	6060.87

Fuente: CONANP, 2016.

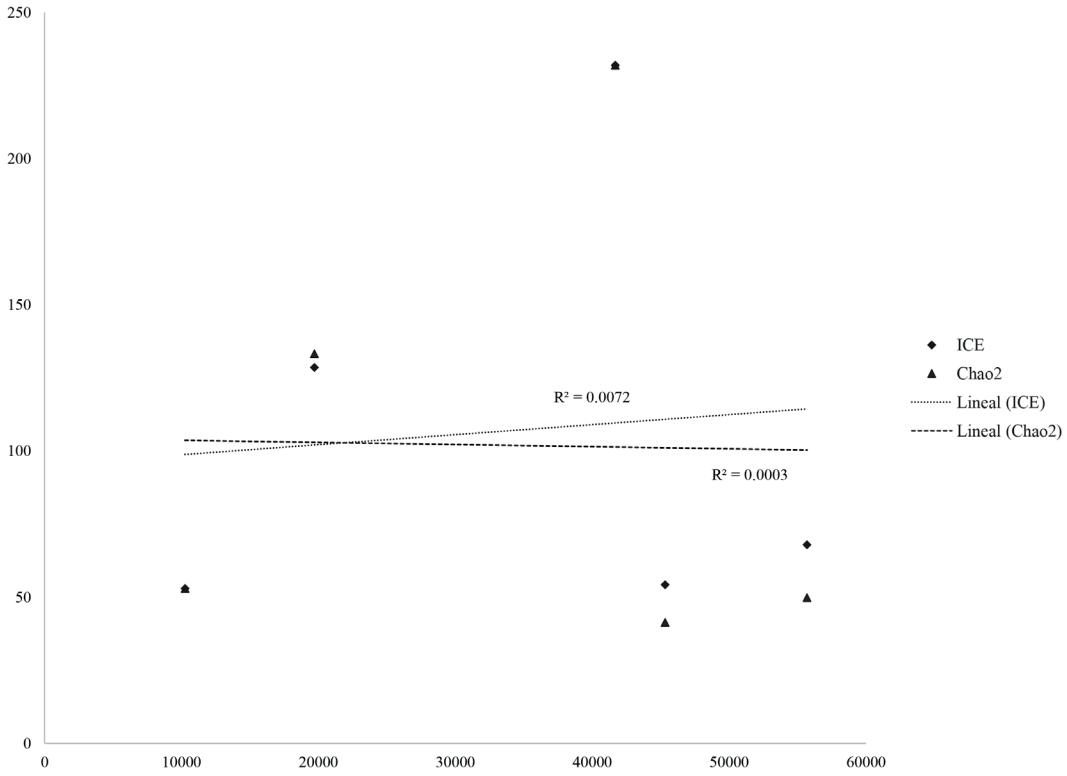


Figura 3. Relación entre deforestación y riqueza de especies de odonatos en las Áreas Naturales Protegidas de México, usando diferentes estimadores de riqueza.

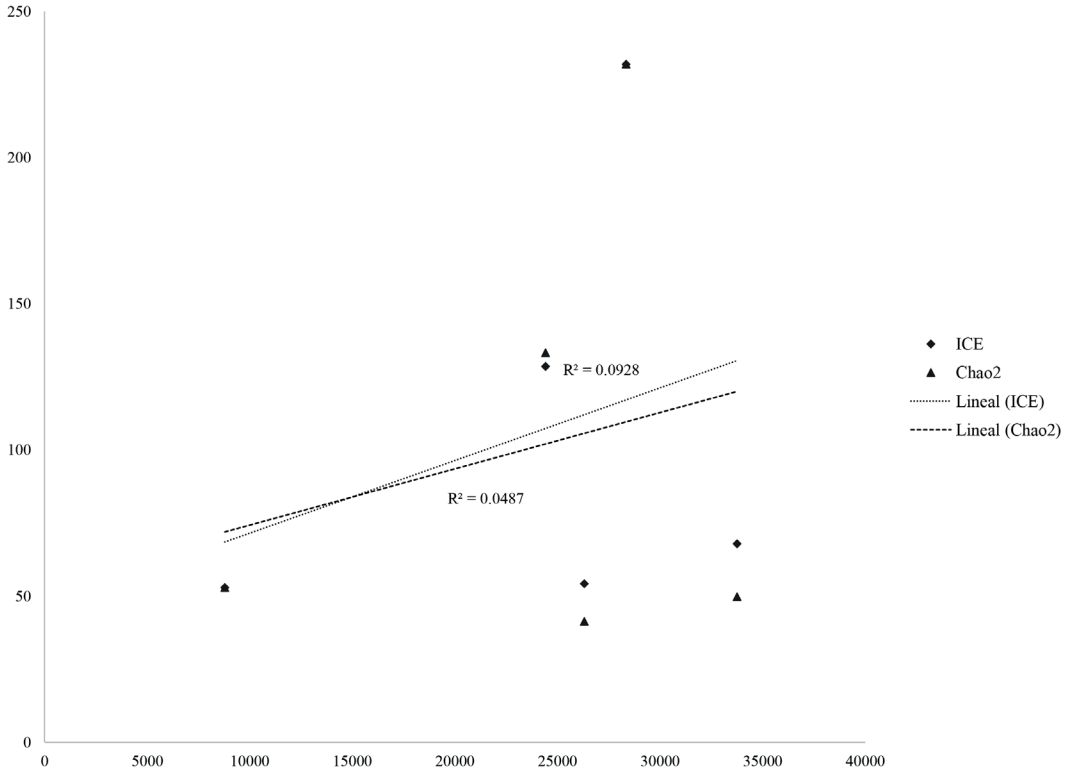


Figura 4. Relación entre deforestación y riqueza de especies de odonatos en las Áreas Naturales Protegidas de México, usando diferentes estimadores de riqueza.

Discusión

Nuestros resultados indican que la pérdida de vegetación usando dos variables relacionadas conllevan a mayor riqueza de odonatos. Otros estudios con preguntas similares no muestran patrones consistentes. Por ejemplo, Carvalho *et al.* (2013) y da Silva *et al.* (2013) no encontraron diferencias entre sitios alterados y conservados analizando la riqueza total de especies. Sin embargo, cuando llevaron a cabo la estimación de la riqueza de especies separadas en caballitos del diablo y libélulas, sí encontraron diferencias. Carvalho *et al.* (2013) encontraron que para las libélulas en áreas degradadas, el número de especies estimadas fue superior que en las áreas preservadas (con 15 especies de diferencia). Por otro lado, para los caballitos del diablo se encontró lo contrario: en sitios preservados, el número estimado de especies fue mayor que en los sitios degradados (8 especies de diferencia). Contrario a esto, da Silva *et al.* (2013) encontraron que la riqueza de especies fue mayor para libélulas y caballitos del diablo en zonas conservadas y ambientes deforestados, respectivamente. Finalmente, al igual que en nuestro caso, otros autores han observado un incremento en la riqueza de especies de odonatos en áreas deforestadas o en zonas agrícolas (Ferreira-Peruquetti y De Marco, 2002; Ferreira-Peruquetti y Fonseca-Gessner, 2003), probablemente debido a la mayor productividad primaria y la ocurrencia de especies generalistas en este tipo de hábitats. Estos resultados muestran que la riqueza de odonatos no es un parámetro confiable en los estudios ambientales. Sin duda, los mecanismos que subyacen a estos cambios deben ser estudiados. El análisis de estos mecanismos o la relación del cambio en la vegetación con la riqueza de cada suborden no está dentro de los propósitos de este capítulo.

Usar imágenes satelitales para calcular pérdida de vegetación y sus consecuentes efectos en la riqueza de especies, puede extrapolarse a todos los grupos taxonómicos donde se cree que existe una relación entre ambas variables. Por supuesto, hay grupos más idóneos y donde la relación será más clara, como es el caso de las aves por su interacción directa con las especies vegetales. De cualquier manera, mientras las bases de datos de colectas sean robustas, que cuenten con un nivel de depuración aceptable y las imágenes satelitales estén disponibles, el análisis es viable.

Agradecimientos

A los proyectos PAPIIT IN20315 e IN206618, y a la CONABIO (JM006 Modelación de las Especies de Odonatos de México) por el apoyo económico. A Patricia Ornelas García por la invitación para escribir este capítulo.

Literatura citada

Asner, G., Páez, G., Knapp, D., Balaji, A. y Clark, J. (2009ª). *Sistema amigable de monitoreo de la deforestación y perturbación de bosques tropicales claslite. Guía del usuario, versión 2.0*. Institución Carnegie para la Ciencia.

Asner, G. P., Knapp, D. E., Balaji, A. y Paez-Acosta, G. (2009b). Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: claslite. *Journal of Applied Remote Sensing 3*: 033543.

Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. y Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters 9*, 1146-1156.

Bezaury-Creel, J. D. y Gutiérrez Carbonell, D. (2009). Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México. *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. En: R. Dirzo, R. González y J. March (Coords.), CONABIO, México, pp. 385-431.

Bybee, S., Córdoba-Aguilar, A., Duryea, M. C., Futahashi, R., Hansson, B., Lorenzo-Carballa, M. O., Schilder, R., Stoks, R., Suvorov, A, Svensson, E. I. y Swaegers, J. (2016). Odonata (dragonflies and damselflies) as a bridge between ecology and evolutionary genomics. *Frontiers in Zoology 13*, 46.

Carvalho, F. G. D., Pinto, N. S., Oliveira Júnior, J. M. B. D. y Juen, L. (2013). Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia 25*, 10-18.

CLASlite Team (2013). *Claslite forest monitoring technology: Version 3.1 User Guide.* Washington, D. C.: Carnegie Institution for Science.*Web URL*: http://claslite.carnegiescience.edu.

Colwell, R. K. (2013). *EstimateS: Stadistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9 and earlier. User's Guide and application*. http://purl.oclc.org/estamates

CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas] (2016). "Consulta Fichas ANP" https://simec.conanp.gob.mx/consulta_fichas.php

Ferreira-Peruquetti, P. S. y Marco, P. de (2002). Efeito da alteração ambiental sobre a comunidade de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia, 19*, 317-327.

Ferreira-Peruquetti, P. S. y Fonseca-Gessner, A. A. (2003). Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Revista Brasileira de Zoologia, 20*, 219-224.

Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K. y Thomas, C. D. (2005). A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology, 11*, 502-506.

lgeepa (Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental) (1988). http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgeepa.htm. Acceso: 28 de octubre del 2017.

Mittermeier, R. y Goettsch-Mittermeier, C. (1997). *Megadiversity: the biological richest countries of the world*. Mexico City: Conservation International/Cemex.

Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 82*, 1249-1261.

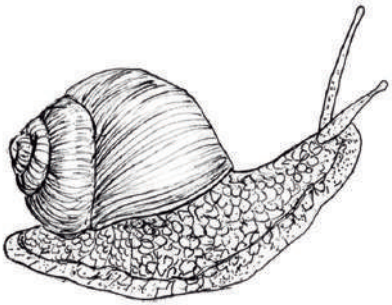
Myers, N., Fonseca, G. B., Mittermeier, R. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature, 403*, 853-858.

Oertli, B. (2008). *The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. Dragonflies and damselflies: Model organisms for ecological and evolutionary research*. Ed. A. Córdoba-Aguilar, pp. 79-95. Oxford: Oxford University Press.

Sánchez-Cordero, V. y Figueroa, F. (2008). La efectividad de las reservas de la biosfera en México para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. En: Halffter, G., Guevara, S. y Melic A. (Eds.), *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica* (pp. 161-171). Aragón: Monografías Tercer Milenio. Sociedad Entomológica Aragonesa.

Sakai, M., Suda, S. I., Okeda, T. y Washitani, I. (2017). Identifying priority habitats and monitoring species for conservation and restoration of lentic Odonata habitats: assemblage nestedness on Amami-Oshima Island, Japan. *Ecological Research 32*, 693-702.

Silva Monteiro Júnior, C. da, Couceiro, S. R. M., Hamada, N. y Juen, L. (2013). Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology 16*, 135-144.



Evaluación de la antropización usando a los moluscos como parámetro

Brian Urbano[1*]
Deneb Ortigosa[2]
Jorge Garcés Salazar[3]
Jazmín Aristeo-Hernández[4]
Marbella González-Liano[5]
Laura Regina Álvarez-Cerrillo[6]
Erika Alarcón[1]
Raquel Hernández[7]
Citlalli Martínez[1]
Etelvina Sánchez[1]
Pamela Tapia[1]
Eunice Molina Garduño[1]
Lina Romero[1]
Sofía Peláez[1]
Elizabeth Galindo[1]
Daniela Coca[1]
Martha Reguero[8]

[1] Laboratorio de Malacología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.

[2] UMDI-SISAL, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

[3] Laboratorio de Pesquerías Artesanales, Departamento de Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Camp.

[4] Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

[5] Posgrado en Ciencias del Mar. Laboratorio de Sedimentología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México

[6] Posgrado en Manejo de Recursos Acuáticos. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.

[7] Posgrado en Ciencias Biológicas. Laboratorio de Genética y Ecología, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

[8] Laboratorio de Malacología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.

[*] Autor para correspondencia: maclen55@yahoo.com

Resumen

Los efectos antropogénicos suelen ser evaluados mediante su impacto en la biota en un área determinada. Diversos métodos se han propuesto para evaluar el impacto del hombre utilizando bacterias, insectos, plantas y vertebrados principalmente. Poco se ha abordado en México el uso de los moluscos como indicadores de actividad humana, aún cuando se ha reportado la alta susceptibilidad de este grupo ante cualquier perturbación y con la ventaja de ser un filo que vive en todos los ambientes. En este trabajo se desglosan algunas de las metodologías aplicadas a diversos grupos del filo *Mollusca* bajo estudio en la "Colección Malacológica Dr. Antonio García-Cubas" y en la materia optativa de Malacología de la Facultad de Ciencias, UNAM.

Introducción

El filo Mollusca es el segundo grupo animal más diverso; los moluscos ocupan todos los hábitats del planeta y la diversidad de historias de vida, patrones corporales y tolerancia a diferentes ambientes los vuelve un grupo heterogéneo en cuanto a las técnicas y métodos utilizados para su estudio. Actualmente se agrupan en ocho clases, de las cuales para México básicamente son desconocidas Monoplacophora, Solenogastres y Caudofoveata (Burciaga-Cifuentes, 2015) y de la clase Scaphopoda existen pocos trabajos (Saldaña-Monroy, 2012). En el caso de la clase Cephalopoda, tienen poca relación con el impacto antrópico, salvo quizás lo que se puede inferir por la disminución de los volúmenes de pesca (Salinas-Zavala *et al*., 2006).

Los moluscos, particularmente las especies continentales, son considerados el grupo de mayor susceptibilidad a la extinción debido a factores antropogénicos como la contaminación y pérdida del hábitat (Ricciardi y Rasmussen, 1999; Ricciardi *et al*., 1998; Dudgeon *et al*., 2006; Ponder y Lindberg, 2008); por ello se suelen usar como indicadores de antropización, particularmente a partir de la comparación de faunas de zonas urbanas con faunas de zonas protegidas o de escaso desarrollo urbano o comparar zonas protegidas *versus* zonas

contaminadas, dañadas o modificadas por el hombre. Las comparaciones de biotas involucran el uso de estimadores de diversidad biológica y/o la presencia de especies introducidas; las técnicas usadas para ese tipo de muestreos incluyen el uso de cuadros, cuadrantes y transectos en muestreos con área (útiles cuando las condiciones ambientales lo permiten y para obtener densidades poblacionales). En otros muchos casos, la distribución, tamaño de los organismos y objetivos del trabajo obligan a utilizar muestreos aleatorios estratificados, con o sin área, usando el tiempo como unidad de esfuerzo de muestreo. En estos estudios, el trabajo taxonómico al menor nivel posible se vuelve esencial para poder tener una buena comparación de las faunas. Para conocer las relaciones ecológicas se recomienda realizar los análisis estadísticos echando mano de la paquetería informática que se considere pertinente (*STATISTICA*, *Primer*, *R*, *GRAPHER*, *PAST*, entre otras).

También se suelen comparar algunas especies usando otro tipo de técnicas, como la morfometría geométrica o la cromatografía para la búsqueda de metales pesados o compuestos químicos, y el análisis de cariotipos. El objetivo de esta sección es exponer un panorama general de las experiencias a las que el grupo de trabajo relacionado con el Laboratorio de Malacología del Instituto de Ciencias del Mar y Limonología, UNAM, se ha enfrentado en el estudio de estos organismos.

Evaluación del efecto humano sobre las babosas marinas

Las actividades humanas generan una gran cantidad de desechos sólidos y líquidos que afectan, de manera directa o indirecta, a la biodiversidad. Muchos tienen como destino final el océano; donde, por ejemplo, afectan de manera directa al coral y reducen potencialmente la disponibilidad de recursos alimentarios para algunas especies de babosas, perturbando la diversidad y abundancia de estos organismos.

La subclase Heterobranchia está conformada por una gran diversidad de organismos, todos ellos miembros de la Clase Gastropoda, su distribución es amplia, ya que se pueden encontrar en ambientes terrestres y los ecosistemas acuáticos y desde los polos hasta los trópicos (Thompson, 1979; Behrens, 2004). El grupo es tan variado, que sus integrantes se pueden clasificar según el tipo de alimentación que lleven: carnívoros, herbívoros, detritívoros. Esta diversidad de formas, modo de vida y ambientes son una gran oportunidad para utilizarlos como bioindicadores de contaminación, biomagnificación y otros efectos derivados de las actividades humanas. Se

han detectado varias afectaciones a este grupo de moluscos por causas antropogénicas. Por ejemplo, estudios existentes documentan casos en los que el aumento en la disponibilidad de nutrientes en un sistema acuático, origina el crecimiento desmedido de algas, así como de sus depredadores y un incremento desproporcionado de su población en etapas larvales, con una taza alta de mortalidad (Rudman, 2001), asimismo una subsecuente bioacumulación de contaminantes (Jarvis *et al*., 2015). Algunos organismos pueden ser susceptibles a contaminación por ruido causado por actividades humanas, como la liebre de mar (*Stylocheilus striatus*), en la que se obsevó un decremento en el desarrollo de embriones y un aumento en la mortalidad (Nedelec *et al*., 2014).

Los heterobranquios con concha externa pueden ser recolectados de la misma manera que los caracoles con concha. Los métodos que se describen a continuación están enfocados en heterobranquios marinos con conchas internas o ausentes, comúnmente conocidas como babosas marinas, ya que, si se usan las metodologías tradicionales, la ausencia de concha causará que la parte blanda se dañe, haciendo muchas veces imposible la identificación.

El método directo se realiza a través del buceo (libre o con aparatos) o con muestreos intermareales, revisando minuciosamente en el sustrato las especies de las cuales los heterobranquios se alimentan (e.g. esponjas, algas, pastos marinos, ascidias, tunicados). Si se observan puestas de estos organismos, se debe hacer énfasis en la zona.

El método indirecto se usa para organismos de tallas pequeñas y consiste en recolectar trozos de los mismos sustratos que el método directo, se realiza el cepillado (cepillos de cerdas suaves) de la superficie y tamizar en una red de máximo 1 mm de luz de malla. Una vez recolectados, los sustratos se separan en charolas, de preferencia de color blanco y con suficiente agua de mar para cubrir la muestra en donde reposarán de 2 a 6 horas. Se recomienda revisar el material bajo un microscopio estereoscópico y realizar el registro fotográfico tanto en el hábitat, como durante la revisión de gabinete.

En ambos métodos es menester procesar, de manera rápida, los organismos obtenidos, ya que para su identificación es fundamental registrar los colores, la forma y disposición de caracteres externos, como los rinóforos o las branquias entre otros, pues se sabe que una vez fijados, algunas características se modifican (Carmona *et al*., 2013). Ya identificados, los organismos son anestesiados con una solución de 10 g de

cloruro de magnesio disuelta en 500 ml de agua de mar, en donde deberán permanecer entre 2 y 8 horas, dependiendo del tipo y tamaño de organismo, para fijar posteriormente en alcohol etílico (96° G.L.). Se sugiere no usar formol, en caso de que se requieran estudios moleculares que puedan ser de ayuda para la corroboración de la identificación, así como estudios de determinación y cuantificación de contaminantes.

La composición específica nos brinda pistas sobre el grado de contaminación existente, ya que por la ausencia de su alimento podrían ya no habitar dichas zonas (e.g. ausencia de corales, esponjas, algas entre otros). Sin embargo, se ha registrado la presencia de nudibranquios en zonas contaminadas, excepto cuando son anóxicas (Breyer, 1968). El aumento de algas por la disponibilidad de descargas (Hong-Mei *et al*., 2014) hace que la riqueza de especies de los grupos *Sacoglossa* o *Aplysidae* aumente, o por el contrario, la ausencia de especies de este grupo puede indicar la presencia de contaminantes (Suratissa y Rathnayake, 2017). Se ha estudiado el contenido de metales pesados en *Elysia crispata* en Veracruz (Dorantes-Mejía, 2010), aunque se puede examinar cualquier especie herbívora.

Evaluación del efecto humano sobre la fauna malacológica intersticial

Las playas son uno de los ambientes marinos más importantes para las comunidades de organismos microbentónicos (Cupul-Magaña y Téllez-Duarte, 1997). Se divide en tres secciones: supra, meso e infraplaya (Carranza, Edwards y Caso-Chávez, 1994). En el caso de la antropización, la meiofauna ha sido empleada para detectar y monitorear el impacto ambiental en sustratos duros y blandos, ya que responde a los cambios y perturbaciones naturales o inducidas (Granados-Barba, 2001; Yáñez-Rivera, 2004; Schönfeld *et al*., 2012). En los sustratos blandos la meiofauna se distribuye entre 2 y 10 cm de profundidad (Danovaro *et al.,* 2004) según factores bióticos y abióticos (Riera *et al*., 2009); en este caso, la estructura comunitaria se ve afectada por la presencia anómala de elementos traza y eutrofización (Borja-Pérez, 2000; Acosta *et al*., 2002).

Las siguientes recomendaciones buscan estandarizar el muestreo en campo de este tipo de organismos. En principio, se debe establecer el plan de trabajo para el muestreo, éste debe considerar el área de estudio, tipo de sustrato, condiciones ambientales y equipo necesario; así como el número de muestras, sus réplicas y el fijado de las mismas en etanol al 70 % $^{v}/_{v}$ (en caso de pertenecer a la parte de infra y meso playa), o en seco para muestras de supra playa.

En el sitio de muestreo se deben registrar: georreferencia de los puntos de muestreo y datos fisico-químicos (i.e *pH*, temperatura, salinidad, velocidad del viento, velocidad de corriente, oleaje, mareas, entre otros). Además, se deben tomar muestras de agua para determinación de oxígeno disuelto y clorofila-a; datos que permitirán realizar inferencias sobre el impacto antrópico en la zona.

Sustrato blando (arenas)

Se recomienda muestrear el primer centímetro del sustrato de toda el área elegida con el uso de una espátula para evitar daño en los organismos (Cupul-Magaña y Tellez-Duarte, 1997), ya que sus estructuras pueden romperse afectando así su identificación y estudio en laboratorio. En el caso de análisis de procesos geológicos se revisarán los primeros 15 centímetros del sustrato superficial (empleando un *nucleador* fabricado de material de PVC o metal, con un radio de 5 cm) ya que de acuerdo con la teoría, de esta manera se asume que los datos encontrados correspondan a una serie de eventos geológicos (e.g. erosión) y no sólo a lo más reciente (primer centímetro) (Rhoads, 1974).

Sustrato duro (rocas y ambientes coralinos)

Se realizará la fragmentación del sustrato recolectando la pedacería o se puede recolectar el material biológico adherido a la superficie por barrido (utilizando un cepillo metálico) o raspado (con ayuda de una espátula).

Análisis de laboratorio

Implica el lavado de las muestras con agua corriente (siempre y cuando no interfiera con tratamientos posteriores, como la elaboración y análisis de láminas delgadas), secado, determinación de color de la muestra, separación e identificación del material biológico obtenido en campo y almacenamiento del material. Este proceso debe ser homogéneo en todas las muestras. Para el caso de la identificación de grupos taxonómicos se recomienda realizar curvas de acumulación de morfotipos, para optimizar la cantidad de gramos de sustrato que debe ser revisado, el cual dependerá de cada una de las muestras.

En caso de que se encuentren valores bajos de oxígeno disuelto o de clorofila-a y éstos coincidan con una baja riqueza específica de moluscos (meiofauna intersticial), se asumirá que es a consecuencia de actividades humanas, ya que la fauna intersticial

no es resistente a condiciones anóxicas. De igual manera, la ausencia de un sustrato adecuado o la alteración de las condiciones físico-químicas del mismo, como cambio en el pH, modificación de la temperatura o de la salinidad en el sedimento y una mala calidad del agua intersticial por efecto antrópico, se verá reflejado en una baja diversidad de la fauna intersticial analizada en las láminas delgadas (porta objetos que contiene una cantidad de sustrato inmersa en una resina, dicha preparación es pulida para ser observada en un microscopio petrográfico y poder hacer diversas cuantificaciones), tanto de sustrato blando como duro, en supra, meso e infraplaya.

Evaluación del efecto humano sobre epibiontes de moluscos dulceacuícolas

El estudio de los moluscos dulceacuícolas (gasterópodos y bivalvos) se ha centrado en conocer las especies que habitan en estos cuerpos de agua continentales, realizando listados taxonómicos (Naranjo-García, 2003). Se sabe que los bivalvos suelen ser utilizados para determinar las cantidades de metales pesados u otras sustancias presentes en el agua y en cuanto a los gasterópodos, existen caracoles que buscan nuevos hábitats cuando la calidad del agua ya no es la requerida para su desarrollo (Phillips, 1977; Bonnail *et al*., 2016).

Otros trabajos se han realizado sobre las interacciones que presentan estos invertebrados con otras especies, como algas, bacterias, nemátodos y protistas, en particular ciliados (Vega *et al*., 2006); dichas asociaciones pueden ser de importancia biológica y ecológica, asimismo se utilizan como indicadores de calidad del agua. En el caso de los ciliados se han usado en distintos sistemas acuáticos como bioindicadores de mala calidad y sistemas acuáticos contaminados (Sládecek, 1981; Luna-Pabello, 2006).

Es por ello que un medio para medir antropización puede ser evaluar a los moluscos y sus ciliados asociados en función de la calidad del agua. Los gasterópodos hay que buscarlos entre la vegetación aledaña a las orillas del cuerpo de agua o bien sumergidos a pocos centímetros (-10 cm a -1 m); una vez localizados se procede a extraerlos con la mano y se colocan en recipientes lo suficientemente grandes para que los individuos queden cubiertos con agua del medio, estos recipientes deben tener orificios en la tapa para permitir la circulación de aire. Posteriormente, las muestras se depositan en acuarios con agua del medio y bombas de aire para mantener las condiciones de oxígeno en el agua y que no se estresen los animales ni los ciliados.

En el caso de los bivalvos, se realizan tamizados del sustrato aledaño a la orilla o cercano a la vegetación, con una red o tamiz de abertura de malla de 0.1 mm y usando el agua circundante con repeticiones de hasta cinco veces, siendo más exitosos en suelos limo-arcillosos. Una vez localizados los individuos, se toman las conchas y se siguen las mismas indicaciones que para los caracoles.

Ya en los acuarios, se deja aclimatar a los moluscos por 48 horas, luego se procede a localizar los ciliados que se encuentran en la superficie externa de la concha de estos animales, observándolos en un microscopio estereoscópico. Localizados los ciliados, se hace un raspado con ayuda de la navaja más fina posible y, con agujas de disección, se elimina la mayor cantidad de materia orgánica. Después se extrae el ciliado y se fija, posteriormente se realizan las distintas técnicas de tinción e impregnación para identificar a la especie de ciliado y corroborar si alguna de las especies presentes corresponden a bioindicadores de mala calidad del agua (*e.g.* algunos miembros de la familia Opercularidae como *Opercularia coarctata*) (Sládecek, 1981). A menudo para la identificación de los gasterópodos y bivalvos se requiere sacrificar al animal, primero se anestesian con cloruro de magnesio al 3 %, la cantidad se irá agregando de acuerdo con el tiempo que tarden los moluscos en anestesiarse, inicialmente se agregan 10 gotas de la solución de cloruro de magnesio (3 gramos por litro de agua); como mínimo el proceso tarda 3 hrs. Una vez anestesiado se retira el cloruro de magnesio y se coloca al individuo en etanol al 70 %.

Se sabe que entre mayor sea la contaminación de los cuerpos de agua, hay especies de ciliados que se encontrarán en mayor cantidad, indicando que hay procesos de contaminación o cambios en la composición del agua, ya sea natural (eutrofización) y/o antropogénica.

Evaluación del efecto humano sobre los moluscos terrestres

En el caso de los moluscos terrestres y dulceacuícolas, es necesario tener una idea general de los organismos potenciales que se pueden encontrar en el lugar de muestreo y del material necesario de acuerdo con el tipo de ambiente (Naranjo, 2000). El esfuerzo de muestreo puede ser con cuatro personas durante tres horas en horaríos nocturnos, en el caso de ejemplares noctívagos. Para la recolección de macromoluscos la técnica empleada es de búsqueda directa en rocas, oquedades y lugares donde exista acumulación de materia orgánica en descomposición; además, es ne-

cesario tomar en cuenta zonas donde la humedad sea alta y el organismo pueda evitar la pérdida de humedad. También se pueden colocar trampas nocturnas humedeciendo hojas de papel con agua corriente dentro de botellas de plástico de boca ancha colgadas con la boquilla hacia arriba a metro y medio de altura del suelo. Otra opción es colocar charolas y trapos humedecidos con cerveza entre la hojarasca. Una vez en el laboratorio, las conchas de macromoluscos deben ser lavadas para eliminar el exceso de sustrato y facilitar la identificación de los ejemplares utilizando una solución de agua desionizada/agua corriente en proporción 1:1, frotando suavemente la superficie de la concha con ayuda de un pincel de cerda suave para evitar maltratar la concha. A continuación se enjuagan con agua corriente para eliminar residuos de la solución.

Para obtener micromoluscos terrestres se debe tamizar el sustrato para su posterior revisión. Es importante inspeccionar la vegetación arbórea (Naranjo, 2000). Los micromoluscos se obtienen al filtrar los suelos por un tamiz de abertura de malla de 0.2 mm al chorro de agua. Cuando los suelos están secos y manejables, es recomendable revisarlos con ayuda de un microscopio estereoscópico; el exceso de suelo adherido a la concha de micromoluscos se puede remover utilizando un equipo de limpieza tal como un limpiador ultrasónico, agregando una solución de detergente para películas fotográficas, diluida con agua corriente 1:1, durante 10 segundos. Posteriormente, es necesario enjuagar con agua corriente y dejar secar para evitar la proliferación de microorganismos asociados a la humedad.

Los organismos vivos se colocan en una solución relajante (alcanfor, tabaco, extracto de clavo) hasta que se extienda el pie y para su conservación se ponen en etanol al 70 %.

Para poder comparar la variedad de especies existentes en diferentes zonas se suelen utilizar índices de diversidad aplicados a las comunidades, de esa manera se puede relacionar con los parámetros ambientales (Pérez *et al.*, 2005). Así, a partir de los valores de los índices de diversidad en series de tiempo largas puede inferirse alteración por influencia antrópica; por ejemplo, al abatirse drásticamente los valores de la riqueza específica o al cambiar las especies dominantes en un área previamente muestreada.

En el caso de los moluscos terrestres, es importante tomar en cuenta la pérdida del hábitat por influencia de actividades humanas, así como el cambio de uso de suelo de un ambiente silvestre o con vegetación original a cultivos agrícolas donde la vegetación se ha modificado (Correa-Sandoval, 2017), en especial aquellos en los que se

utilizan fertilizantes químicos o se lleva a cabo una tala inmoderada y aprovechamiento no sustentable de los recursos vegetales.

Evaluación del efecto humano sobre moluscos de la Clase Bivalvia

Existen distintas formas en las que los bivalvos responden a los cambios producidos por el hombre; puede ser a nivel individual o poblacional, además de que las manifestaciones se reflejan en el comportamiento, fisiología y la tolerancia de estas especies (Baqueiro-Cárdenas *et al*., 2007). Las formas en que el hombre ha interferido en el ciclo natural de los bivalvos puede resumirse en los siguientes fenómenos: a) interacción directa con los organismos en cultivos para consumo y perlicultura; b) impactos por introducción de especies exóticas; c) contaminación; d) pérdida de diversidad biológica; e) construcción de presas; y f) degradación de vías navegables (Quinoñero y López, 2013). Todas las actividades antes mencionadas afectan gravemente el espacio y condiciones óptimas de vida para los bivalvos, ya que, al ser animales sedimentarios, no son capaces de alejarse de las perturbaciones; la falta de movilidad los hace más vulnerables a cualquier tipo de impacto en su ambiente, que otros moluscos. Además, al ser organismos filtradores, retienen una serie de contaminantes y metales pesados en sus tejidos, principalmente en el manto y branquias, como forma de protección a éstos. Así, la bioacumulación es una estrategia que puede ayudar a conocer el estado de salud de un cuerpo de agua, mediante el análisis de las partes blandas de un bivalvo (Baqueiro-Cárdenas *et al*., 2007).

La regulación de entrada de especies ajenas a sitios con alta diversidad debe estar supervisada, todas aquellas transferencias potenciales (intencionadas y no intencionadas), deben ser estrictamente controladas, con el fin de eliminar los posibles riesgos de introducción a los medios acuáticos. Para iniciar la detección de especies nativas e introducidas (exóticas y oportunistas), es necesario hacer una lista de especies de la localidad de interés, pues por el desarrollo de cultivos en los bivalvos y su comercio, se han movido e introducido especies de distintas costas que podrían desplazar a las nativas. Una vez que se hayan detectado, se debe hacer un plan de manejo para eliminar a las especies foráneas (Mendoza *et al*., 2014).

La modificación de sistemas acuáticos naturales (como la construcción de presas y el dragado) resulta en cambios de la estructura comunitaria de éstos, generalmen-

te se eliminan las corrientes y flujos naturales, cambiando la riqueza y composición de especies. Para saber cómo se han afectado las comunidades, se pueden hacer muestreos en cuerpos de agua naturales y modificados, con el fin de comparar las diferencias en composición de especies (Pérez *et al.*, 2010).

Evaluación del efecto humano sobre quitones de zonas costeras

Los estudios que utilizan quitones como modelo para medir antropización son escasos, siendo las especies costeras las principales afectadas por el humano. El efecto puede ser cuantificable sobre su talla, biodiversidad, distribución y concha.

En el caso de captura de especies intermareales se ha registrado una disminución de tallas en los organismos. En México la especie intermareal comestible *Chiton articulatus* se extrae sin distinción de tallas (García-Ibáñez *et al.,* 2013), incluyendo estadios juveniles que no se han reproducido, por lo que se espera que las poblaciones disminuyan la talla reproductiva, en lugar de destinar su energía para crecimiento, como se ha observado en otros grupos acuáticos.

La extracción de especies de quitones puede modificar la diversidad de una región, ya que en vez de una sola especie, se llegan a consumir otras; en Guerrero, cuando *Chiton articulatus* no es suficiente, las personas que recolectan quitones utilizan otras especies para vender (García-Ibáñez *et al.,* 2013) y los epibiontes de los quitones, como balanos, lapas y algas (Álvarez-Cerrillo *et al.,* 2017) pueden representar una pesca incidental (*by-catch*) que también afectaría la diversidad biológica.

Recientemente los quitones se han propuesto como un indicador de cambio climático, debido a que sus placas se descalcifican como consecuencia de la acidificación del océano, un efecto derivado del cambio climático; sin embargo, para los quitones adultos, la acción del oleaje y las partículas en el agua podrían causar mayor efecto sobre las placas (Sigwart *et al.,* 2015).

Recolección de quitones

Para recolectar quitones intermareales es recomendable hacerlo durante marea baja. Los quitones se adhieren al sustrato, generalmente rocas, por lo que se sugiere usar un objeto plano (espátula o cuchillo) que permita hacer una palanca con la mano, este objeto se insertará debajo del cinturón (borde) del quitón y con un rápido mo-

vimiento se desprenderá sin lastimarlo. Para evitar que se enrosque sobre sí mismo hay que colocarlo en una superficie plana hasta que se adhiera.

Para sacrificarlos, primero se relajan en agua de mar, añadiendo un poco de agua corriente (~1/5 parte), de forma gradual se adicionan gotas de alcohol etílico al 70 o 96 %, en intervalos de varios minutos, observando que los quitones no se retraigan; la relajación puede durar entre 15 y 30 minutos y los ejemplares estarán listos cuando no opongan resistencia al ser manipulados (modificado de Ávila-Poveda, 2013).

Evaluación del efecto humano mediante el análisis de la forma

Una manera de medir el efecto de la antropización sobre los moluscos es mediante el estudio de la forma de la concha, ya que ésta se puede ver modificada durante su proceso de construcción (Vermeij, 2002; Watson *et al*., 2012). También hay alteraciones en el tamaño de la concha de moluscos asociados a zonas perturbadas por factores antropogénicos (Flores y Cáceres, 1973; Kawai, 2003, Roy *et al.,* 2003). Los moluscos pertenecientes a la clase Bivalvia se han utilizado de manera exitosa como bioindicadores, principalmente por sus hábitos sedentarios, filtradores y por la facilidad con la que acumulan lo que filtran (Falfushynska *et. al.,* 2010), así que para ambientes marinos o dulceacuícolas se recomienda realizar el estudio en organismos de esta clase, aunque algunos gasterópodos también lo permiten, en especial los de hábitos filtradores.

Para visualizar cambios en la forma, de manera cuantitativa, se propone la utilización de la morfometría geométrica, ya que la tradicional describe la forma en cifras, con lo que pierde relación con la forma biológica, es decir no toma en cuenta las relaciones geométricas de las variables (Rohlf y Marcus, 1993). La morfometría geométrica, en biología, corresponde al estudio de la variación de las conformaciones biológicas y su covariación con otras variables, es una manera indirecta de estudiar los cambios ambientales y evolutivos que afectan a los organismos (Jaramillo-O., 2011; Zelditch, 2004).

La morfometría geométrica emplea coordenadas o *landmarks* que se ubican sobre la estructura biológica o su fotografía, los cuales marcan estructuras homólogas (presentes en todos los organismos a analizar) y que se establecen por su fácil ubicación, por ejemplo, aquellos situados en intersecciones de varias estructuras. También se pueden usar *semilandmarks*, que están definidos como curvas homólogas entre estructuras (Bookstein, 1991; Jaramillo-O., 2011; Zelditch, 2004).

Esta morfometría es un método que separa la forma del tamaño de los organismos (Zelditch, 2014); sin embargo, la variación ontogénica de la concha puede presentarse debido al crecimiento modular en algunos grupos de moluscos como los gasterópodos (Maynard-Smith *et al*., 2010; Vermeij, 2015).

Es importante realizar un análisis lineal discriminante para discernir la cantidad de variación en la forma explicada por el tamaño. Aunado a esto, se recomienda analizar la historia de vida del organismo y también a lo largo del tiempo, comparando la población de la misma localidad en diferentes años, complementando esta información con material contenido en colecciones, asegurando cobertura temporal ya que al ser estructuras duras presentan poca o nula deformación de esta manera se pueden observar cambios al momento de presentarse el fenómeno de antropización.

La recolección de los moluscos se hará de manera aleatoria, estratificada por tamaño y de preferencia, en diferentes épocas del año para tener indicios acerca de la influencia de otros factores ambientales que también afectan la forma, como el oleaje, la desecación o la temperatura. Después de la obtención de muestras, la ruta entre la toma de fotografías y la digitalización debe ser la más corta posible. Es recomendable que las fotografías sean tomadas con escala, a la misma distancia focal y centradas para evitar deformaciones. Para procesar las imágenes se recomienda utilizar el programa *Tps Util* para la colocación de *landmarks* y el paquete *Morpho J* para los análisis estadísticos necesarios debido al fácil acceso y la sencillez de la interfaz, sin embargo, existen diferentes programas para realizar morfometría geométrica como: Morphologik o la paquetería de R, Geomorph.

La morfometría geométrica permite realizar estudios de bajo costo con una muestra pequeña, observar cambios de forma a pequeña escala.

Evaluación del efecto humano sobre la diversidad genética de las poblaciones de moluscos

Tanto en los ambientes marinos como en los terrestres es posible evaluar la estructura genética de las poblaciones y, de esta manera, determinar una posible disminución en la diversidad genética relacionada con los efectos que la urbanización haya podido causar en tales sitios. Se requiere que los organismos hayan sido conservados en etanol para poder llevar a cabo la extracción de DNA. Ésta puede realizarse con métodos como el de fenol-cloroformo o bien utilizando algún kit de extracción para

tejido animal. Se emplea una pequeña muestra de tejido que se obtiene, en la mayoría de los moluscos, del pie, salvo en algunos bivalvos donde la muestra se obtiene del músculo aductor (Pereira *et al*., 2011). En la actualidad se han desarrollado nuevos métodos menos invasivos para los individuos, en los que no se requiere tejido sino el mucus secretado por los moluscos (Palmer *et al*., 2008).

Una vez que se obtiene el DNA se pueden utilizar distintos marcadores: isoenzimas, AFLPS, genes tanto nucleares como mitocondriales, microsatélites o SNPS. A partir de los datos genéticos obtenidos, es posible calcular parámetros tales como: diversidad genética a través de la heterocigosidad esperada, índice de fijación (FIS, FST) o el tamaño efectivo de la población (Toro y Caballero, 2005). Los estudios además deben incluir la comparación entre las poblaciones que se encuentran en zonas antropizadas con aquellas poblaciones que se encuentran en zonas conservadas, que pueden ser Áreas Naturales Protegidas como Reservas Ecológicas, Parque Nacionales o bien poblaciones que se encuentren en zonas aisladas de la huella antropogénica. Esta comparación puede aplicarse tanto en moluscos marinos como en terrestres.

Literatura citada

Almeida, E. A., Bainy, A. C. D., Medeiros, M. H. G. y Di Mascio, P. (2003). Effects of trace metal and exposure to air on serotonin and dopamine levels in tissues of the mussel *Perna perna*. *Marine Pollution Bulletin, 46*, 1485-1490.

Álvarez-Cerrillo, L. R., Valentich-Scott, P. y Newman, W. A. (2017). A remarkable infestation of epibionts and endobionts of an edible chiton (Polyplacophora: Chitonidae) from the Mexican tropical Pacific. *The Nautilus, 131*, 87-96.

Ávila-Poveda, O. H. (2013). Annual change in morphometry and in somatic and reproductive indices of *Chiton articulatus* adults (Mollusca: Polyplacophora) from Oaxaca, Mexican Pacific. *American Malacological Bulletin, 31*, 65-74.

Baqueiro-Cárdenas, E. R., Borabe, L., Goldaracena, C. G. y Rodríguez-Navarro, J. (2007). Los moluscos y la contaminación. Una revisión. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 78*, 1-7.

Behrens, D.W. (2004). Pacific coast nudibranchs, supplement II: new species to the Pacific coast and new information on the oldies. *Proceding of California Academy of Sciences, 55*, 11-54.

Bonnail, E., Sarmiento, A. M., DelValls, T. A., Nieto, J. M. y Riba, I. (2016). Assessment of metal contamination, bioavailability, toxicity and bioaccumulation in extreme metallic environments (Iberian Pyrite Belt) using *Corbicula fluminea*. *Science of the Total Environment, 544*, 1031-1044.

Bookstein, F. L. (1991). *Morphometric tools for landmark data: geometry and biology*. Nueva York: Cambridge University Press.

Borja, A., Franco,J.y Pérez ,V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin, 40*, 1100-1114.

Burciaga Cifuentes, L. M. (2015). *Revisión de la sistemática y distribución de las clases Solenogastres, Caudofovevata y Monoplacophora (Mollusca Cuvier, 1795) en México*. México: Seminario de titulación, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

Carmona, L., Pola, M., Gosliner, T. M. y Cervera, J. L. (2013). The end of a long controversy: systematics of the genus *Limenandra* (*Mollusca: Nudibranchia: Aeolidiidae*). *Helgoland Marine Research, 68*, 37-48.

Cano Otalvaro, J. (2011). *Caracterización morfométrica de* Anadara tuberculosa *y* A. similis *en la Costa Pacífica Colombiana*. Santiago de Cali, Colombia: Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas. Universidad del Valle.

Carranza-Edwards, A. y Caso-Chávez, M. (1994). Zonificación del perfil de playa. Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnolnologia. *Universidad Nacional Autónoma de México, 2*, 26-32.

Correa-Sandoval, A., Rodríguez-Castro, R., Venegas-Barrera, C. S., Horta-Vega, J. V., Barrientos-Lozano, L. y Rodríguez-Castro, J. H. (2017). Diversidad y zoogeografía de los moluscos terrestres de la sierra de Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie), 33*, 76-88.

Cupul-Magaña, L. A. y Téllez-Duarte, M. A. (1997). Variaciones espaciotemporales de la fauna macro bentónica de una playa arenosa y su relación con los cambios del perfil de playa y el tamaño de grano de los sedimentos, en Playa Pelícano. Baja California. *Ciencias Marinas, 23*, 419-434.

Danovaro, R., Dell'Anno, A. y Pusceddu, A. (2004). Biodiversity response to climate change in a warm deep sea. *Ecology Letterst, 7*, 821-828.

Dorantes-Mejía, C. P. (2010). Elysia crispata *(*Mollusca: Sacoglossa: Elysiidae*) como biomonitor de contaminación en tres arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano*. México: Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

Dudgeon, D. A. H., Arthington, M. O., Gessner, Z. I., Kawabata, D. J., Knowler, C., Lévêque, R. J., Naiman, A.-H., Prieur-Richard, D., Soto, M. L., Stiassny, J. y Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews, 81*, 163-182.

Falfushynska, H. I., Gnatyshyna, L. L., Farkas, A., Vehovszhy, Á., Gyori, J. y Stoliar, O. B. (2010). Vulnerability of biomarkers in the indigenous mollusk *Anodonta cygnea* to spontaneous pollution in a transition country. *Chemosphera, 81*, 1342-1351.

Flores, C. y Cáceres, R. (1973). La familia Neritidae (Mollusca: Archaeogastropoda) en las aguas costeras de Venezuela. *Boletín del Instituto Ocenográfico de Venezuela de la Universidad de Oriente, 12*, 3-13.

Franco, J., Borja, A., Solaun, O. y Pérez, V. (2002). Heavy metals in molluscs from the Basque Coast (Northern Spain): results from an 11–year monitoring program. *Marine Pollution Bulletin, 44*, 956-976.

García-Ibáñez S., Flores-Garza, R., Flores-Rodríguez, P., Violante-González, J., Valdés-González, A. y Olea-de la Cruz, F. G. (2013). Diagnóstico pesquero de *Chiton*

articulatus (Mollusca: Polyplacophora) en Acapulco, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía, 48*, 293-302.

Galtsoff, P. S. (1964). The American oyster *Crassostrea virginica* Gmelin. *US Department of the Interior Fishery Bulletin, 64*, 1-480.

Granados-Barba, A. (2001). *Los poliquetos bénticos de la región petrolera del suroeste del Golfo de México: Estructura comunitaria de impacto ambiental*. México: Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

Hong-Mei, L., Hong-Jie, T., Xiao-Yong, S., Chuan-Song, Z. y Xiu-Lin, W. (2014). Increased nutrient loads from the Changjiang (Yangtze) River have led to increased Harmful Algal Blooms. *Harmful Algae, 39*, 92-101.

Jaramillo-O. N. (2011). Morfometría geométrica: principios teóricos y métodos de empleo. En Triana Chávez, O., Mejía Jaramillo, A. M. y Gómez Palacio, A. M. (Eds.), *Fronteras de investigación en enfermedades infecciosas. Modelo enfermedad de Chagas* (pp. 69-87). Antioquia: Universidad de Antioquia

Jarvis T. A., Capo, T. R. y Bielmyer-Fraser, G. K. (2015). Dietary metal toxicity to the marine sea hare, *Aplysia californica*. Comparative Biochemistry and Physiology Part C. *Toxicology & Pharmacology, 174-175*, 54-64.

Kawai, K. (2003). Effect of wave action on shell shape of marine snail *Nerita plicata* and oil spill on marine coastal environment. *South Pacific Study, 23*, 15-20.

Kendall, D. G. (1981). The statistics of shape. En: Barnett, V. (Ed.), *Interpreting multivariate data* (pp. 75-80). Nueva York: Wiley.

Luna-Pabello, V. M. (2006). *Atlas de ciliados y otros microorganismos frecuentes en sistemas de tratamiento aerobio de aguas residuales*. México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Marigomez, I., Kortabitarte, M. y Dussart, G. B. J. (1998). Tissue-level biomarkers in sentinel slugs as cost-effective tools to assess metal pollution in soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 34*, 167-176.

Maynard-Smith, R., Burian, R. M., Kauffman, S., Alberch, P., Campbell, J., Goodwin, B., Lande, R., Raup, D. y Wolpert, L. (2010). Developmental constraints and evolution: A perspective from the Mountain Lake Conference on Developmental and Evolution. *The Quarterly Review of Biology, 60*, 265-287.

Mendoza, R., Ramírez-Martínez, C., Aguilera, C. y Meave del Castillo, M. E. (2014). Principales vías de introducción de las especies exóticas. En Mendoza, R. y Koleff, P.

(Coords.), *Especies acuáticas invasoras en México* (pp. 43-73). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, 308 pp.

Munshi-South, J., Zolnik, C. P. y Harris, S. E. (2016). Populations genomics of the Anthropocene: urbanization is negatively associated with genome-wide variation in white-footed mouse populations. *Evolutionary Applications, 9*, 546-564.

Naranjo-García, E. (2003). Moluscos continentales de México: dulceacuícolas. *Revista de Biología Tropical, 51*, 495-506.

Nedelec, S. L., Radford, A. N., Simpson, S. D., Nedelec, B., Lecchini, D. y Mills, S. C. (2014). Anthropogenic noise playback impairs embryonic development and increases mortality in a marine invertebrate. *Scientific Reports, 44*, 1-4.

Palmer, A. N. S., Styan, C. A. y Shearman, D. C. A. (2008). Foot mucus is a good source for non-destructive genetic sampling in Polyplacophora. *Conservation Genetics, 9*, 229-231.

Pereira, J. C., Chaves, R., Bastos, E., Leitão, A. y Guedes-Pinto, H. (2011). An efficient method for genomic DNA extraction from different molluscs species. *International Journal of Molecular Sciences, 12*, 8086-8095.

Pérez, C., Alfonsi, S. K., Salazar, M., Nirchio, C., Zuñiga, O. y Gómez, J. A. (2010). *La biodiversidad y los exóticos acuáticos*. Venezuela: Fondo Editorial de la Universidad de Oriente.

Phillips, D. J. (1977). The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments-a review. *Environmental Pollution*, *13*, 281-317.

Ponder, W. y Lindberg, D. R. (Eds.), *Phylogeny and Evolution of the Mollusca*. University of California Press, Berkley.

Quiñonero Salgado, S. y López Soriano, J. (2013). Moluscos dulceacuícolas invasores del Delta del Ebro, Cataluña, España. *Spira, 5*, 59-71.

Rhoads, C. D. (1974). Organism-sediment relations on the muddy sea floor. *Marine Biology Annual Review, 12*, 263-300.

Riera, R., Monterroso, O., Rodríguez, M., Pérez, O., Ramos, E., González, M. y Durán, C. (2009). *La directiva marco del agua (DMA/2000/60/CE) como herramienta para determinar la calidad de las masas de agua y de los fondos marinos de la isla de Tenerife. I Jornadas nacionales de seguridad y contaminación marina*. Escuela Técnica Superior de Náutica, Máquinas y Radioelectrónica Naval, 1-26.

Ricciardi, A. y Rasmussen, J. B. (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13, 1220-1222.

Ricciardi, A., Neves, R. J. y Rasmussen, J. B. (1998). Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology, 67*, 613-619.

Rohlf, J., y Marcus, F. (1993). A revolution in morphometrics. *Trends in Ecology and Evolution, 8*, 129-132.

Rudman, W. B. (2001). (March 22) Mass mortality. *In* Sea Slug Forum. Australian Museum, Sydney. Recuperado de http://www.seaslugforum.net/factsheet/massmort

Saldaña Monroy, Enrique (2012). *Revisión sistemática de la clase Scaphopoda (Mollusca, Scaphopoda) en México*. México: Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

Salinas-Zavala, C. A., Camarillo-Coop, S., Mejía-Rebollo, A., Rosas-Luis, R., Ramos-Castillejos, J., Ramírez-Rojo, R., Arizmendi, D., Bazzino, G., Dimante-Velázquez, N. y Markaida, U. (2006). *Studies of the jumbo squid (*Dosidicus gigas *d'Orbigny, 1835) in Mexico: Fishery, ecology and climate* (pp. 35-41). En: Olson, R. J. y Young, J. & W. (Eds.), *The role of squid in open ocean ecosystems*. Global Ocean Ecosystem Dynamics, globec, Honolulu.

Schönfeld J., Alve, E., Geslin, E., Jorissen, F., Korsun, S., Spezzaferri, S. y Members of the fobimo group. (2012). The fobimo (FOraminiferal Bio-MOnitoring) initiative-Towards a standardised protocol for soft-bottom benthic foraminiferal monitoring studies. *Marine Micropalentology, 94-95*, 1-13.

Sigwart J. D., Green, P. A. y Croft, S. B. (2015). Functional morphology in chitons (Mollusca, Polyplacophora): influences of environment and ocean acidification. *Marine Biology, 162*, 2257-2264.

Sládecek, V. (1981). Indicator value of the genus *Opercularia* (Ciliata). *Hydrobiologia,79*, 229-232.

Suratissa, D. M. y Rathnayake, U. (2017). Effect of pollution on diversity of marine gastropods and its role in trophic structure at Nasese Shore, Suva, Fiji Islands. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity, 10*, 192-198.

Thompson T. E. (1976). Biology of the Opisthobranch Molluscs, vol. I. Londres: The Ray Society.

Toro, M. A. y Caballero, A. (2005). Characterization and conservation of genetic diversity in subdivided populations. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, *Biological Sciences, 360*, 1367-1378.

Vega, I. A., Damborenea, M. C., Gamarra-Luques, C., Koch, E., Cueto, J. A. y Castro-Vazquez, A. (2006). Facultative and obligate symbiotic associations of *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda, Ampullariidae). *Biocell, 30*, 367-375.

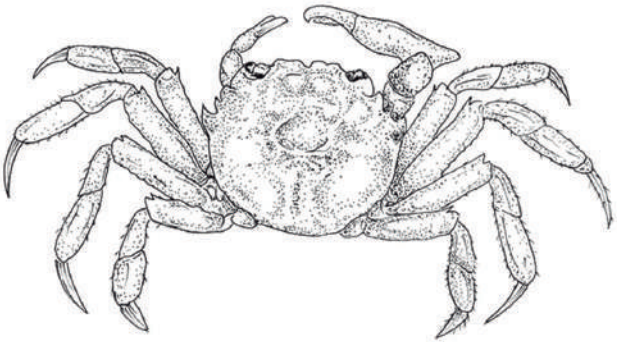
Vermeij, G. J. (2002). Characters in contexts: Molluscan shells and the forces that mold them. *Paleobiology, 28*, 21–54.

Vermeij, G. J. (2015). Fobbiden phenotypes and the limits of evolution. *Interface Focus, 5(6)*, 1-13.

Yáñez-Rivera, B. (2004). *Estructura comunitaria de los poliquetos asociados a rocas de coral muerto en la Isla Cozumel, Quintana-Roo*. México: Tesis, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.

Watson, S. A., Peck, L. S., Tyler, P. A., Southgate, P. C., Tan, K. S., Day, R. W. y Morley, S. A. (2012). Implications for global change and ocean acidification. *Global Change Biology, 18*, 3026-3038.

Zelditch, M. L., Swiderski, D. L., Sheets, H. D. y Fink, W. L. (2004). *Geometric morphometrics for biologists: a primer*. Nueva York: Elsevier Academic.



Conservación de dos ríos en Los Tuxtlas, Veracruz: la aplicación de índices de integridad biótica

Fernando Álvarez[1*]
Gema Armendáriz[1]
Blanca Jiménez[1]
Lilia Millán[1]
Juan Carlos Ojeda[1]
José Luis Villalobos[1]

[1] Colección Nacional de Crustáceos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Ciudad de México, México.

*Autor para correspondencia: falvarez@unam.mx

Resumen

Se presenta un análisis integrado de dos estudios en los que se propusieron índices de integridad biótica (IIB) para dos ríos con condiciones contrastantes en la región de los Tuxtlas, Veracruz. Se eligieron el río Máquinas, que nace en la laguna Escondida dentro de la Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas y que desemboca en el golfo de México en la playa de Montepío, y el río Las Margaritas que nace en las estribaciones de la Sierra de Santa Marta y desemboca al lago de Catemaco en su porción sureste. Se identificó un total de 60 especies de crustáceos, moluscos y peces, que se clasificaron por su tipo de alimentación, hábitos y origen. Se construyó un IIB para cada río y los cálculos resultantes indicaron que ambos ríos tienen una condición "buena". Se discute la importancia de encontrar a las especies endémicas de la región coexistiendo con especies introducidas y se concluye que ambos ríos pueden todavía conservar una alta riqueza de especies e integridad de sus interacciones.

Introducción

A principios de la década de los ochenta, ante la falta de una aproximación metodológica que complementara las evaluaciones físico-químicas de los cuerpos de agua continentales, en especial de ríos, se desarrolló la idea de utilizar la integridad de las comunidades bióticas para evaluar su estado de conservación (Karr, 1981; Fausch *et al.*, 1984). La idea se basó en la premisa de que sólo la cuantificación de contaminantes y la estimación de parámetros de calidad del agua no eran suficientes para conocer el estado real de salud de los cuerpos de agua. Los contaminantes pueden diluirse a lo largo del curso del río o pueden interactuar con otros compuestos y volverse difíciles de detectar. Por otra parte, el análisis físico-químico del agua no toma en cuenta los efectos de los contaminantes sobre los seres vivos, sobre el mantenimiento de las tramas tróficas o el funcionamiento ecosistémico.

Karr (1981) presentó por primera vez un método por medio del cual se podría evaluar y monitorear el estado de salud de un río basado en el análisis de la comunidad de peces, a lo que le llamó "Índice de Integridad Biótica" (IIB).

La elección de los peces se basó en que son un grupo muy diverso que presenta una gran variedad de hábitos, de tipos tróficos, y son relativamente fáciles de identificar. En ellos se pueden seguir cambios poblacionales, generalmente se encuentran en todos los cuerpos de agua y algunas especies pueden tener interés comercial o deportivo. Aquí vale la pena mencionar que en los Estados Unidos se tiene una diversidad muy alta de peces dulceacuícolas (> 800 especies; Leveque *et al*., 2008) que además presentan también una diversidad muy alta de hábitos y espectros tróficos. En comparación para México se han registrado 505 especies de peces (Espinosa-Pérez, 2014).

La integridad biótica ha sido definida como "la capacidad de un ecosistema para soportar y mantener una comunidad adaptada, integrada y balanceada de organismos que tienen una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a los hábitats naturales de la región". La integridad biótica de un sitio es una medida de su estado de salud, la cual está asociada con las poblaciones de las especies nativas que interactúan y siguen los procesos naturales y funcionales de la comunidad. En esencia, el cálculo del IIB toma en cuenta la presencia de todos los tipos posibles de especies (riqueza) y su abundancia en una localidad del río. El valor obtenido clasifica entonces al río desde un estado "excelente" hasta "muy pobre" o "sin peces". Como cada río o cuerpo de agua tiene una fauna específica, el método es aplicable en cada nueva localidad tomando en cuenta las especies particulares y el papel ecológico que ahí tienen. Ya que el método es un avance operativo y conceptual importante para el monitoreo de cuerpos de agua, se ha adaptado su uso para incluir otros tipos de organismos además de peces, como: fitoplancton (Lacouture *et al*., 2006), perifiton (Hill *et al*., 2000), macroinvertebrados/insectos (Klemm *et al*., 2003) y vertebrados acuáticos (peces y anfibios) (Pont *et al*., 2011) y aves (O'Connell *et al*., 1998). Algunas variantes que se han desarrollado con la misma metodología, pero para ambientes diferentes que incluyen: lagos (Drake y Pereira, 2011) y estuarios (Deegan *et al*., 1997).

En la región de Los Tuxtlas, en el sur de Veracruz, se han llevado a cabo grandes esfuerzos de conservación del remanente más norteño de la selva alta perennifolia en el continente (Dirzo *et al*., 1997). En 1967 se estableció la "Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas", del Instituto de Biología, UNAM, para resguardar un fragmento de 650 ha de selva (Coates, 2017). En 1998 se decretó la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas para continuar con la política de conservación de la zona (Reynoso *et al*., 2017). Siendo la selva el principal elemento a conservar, se dejaron de lado los cuerpos de agua que también contienen una alta diversidad con un alto número de endemismos

y, en particular, las zonas núcleo de la reserva no contemplan cuerpos de agua de gran importancia como el lago de Catemaco y varios de sus tributarios en donde se hallan especies microendémicas (Álvarez *et al*., 2017). Como una iniciativa para examinar el estado de conservación de los cuerpos de agua dulce en la región ante el avance de la deforestación e impacto por desechos agrícolas se seleccionaron dos ríos para elaborar índices de integridad biótica. Los dos ríos se consideraron con un grado moderado de perturbación, el río Máquinas, que vierte hacia el golfo de México en Montepío y el río Las Margaritas, que desemboca en el lago de Catemaco (figura 1).

Se planteó utilizar en el desarrollo y los cálculos de un IIB grupos adicionales a los peces, en particular a los crustáceos y moluscos. Las razones son: a) que son organismos grandes y que pueden ser identificados con relativa facilidad; b) hay especies endémicas de la región; c) se ha detectado la presencia de especies introducidas; d) tienen una amplia variedad de hábitos para caracterizar apropiadamente las comunidades y su integridad funcional; y e) hay especies sensibles a los cambios ambientales. De esta manera, se realizaron muestreos y búsquedas de registros históricos de la fauna de peces, crustáceos y moluscos de los dos ríos para poder establecer las líneas de base de los IIB.

Material y método

Los Tuxtlas

La topografía del territorio origina que los ríos de la región desciendan para aportar sus aguas a diferentes cuencas, la red de drenaje es básicamente radial, debido a las cimas montañosas; así por el este y oeste alimentan al lago de Catemaco; por el suroeste al río San Juan, afluente del Papaloapan; por el sur al río Coatzacoalcos; por el sureste a la laguna del Ostión; por el lado noreste y noroeste a la laguna de Sontecomapan, y por el norte, noreste y este, existen varias pequeñas cuencas que desaguan directamente al golfo de México (Martín-del Pozzo, 1997).

Río Máquinas

El río Máquinas nace en la laguna Escondida y desemboca en la playa de Montepío y en todo el trayecto su cauce es principalmente rocoso (figura 1). El cauce es de agua

dulce hasta 30 m de su desembocadura al mar; en este punto presenta salinidades moderadas de 10 a 22‰ debido a la pendiente del terreno y a la fuerza de las corrientes que producen un área de mezcla durante casi todo el año (Millán-Narváez, Espinosa-Pérez y Ojeda, 2007). La profundidad es variable, en las partes someras varía entre 0.30 y 0.50 m, las zonas medias que dominan la mayor parte del río alcanzan entre 0.60 y 1.10 m y en los sitios profundos llega a rebasar los 2 m. La vegetación de sus orillas está formada de remanentes de selva, vegetación de cercas vivas y cambia rápidamente en las proximidades del mar, donde pueden encontrarse manglares y vegetación de dunas. Se ubica entre los 18°35'53.32" N, 95°06'01.52" W y 18°38'32.8'' N, 95°05'49.7'' W, la altitud a la que se origina es de 166 m, con una longitud aproximada de 5 km y una velocidad de corriente que puede llegar a 27 km/h.

En el río Máquinas se establecieron cuatro sitios de muestreo que se denominaron: laguna Escondida, Puente, Lechería y Montepío. Los muestreos utilizados para este estudio se realizaron entre febrero del 2003 y septiembre del 2004 (Millán-Narváez, Espinosa-Pérez y Ojeda, 2007).

Río Las Margaritas

El río Las Margaritas se ubica en el municipio de San Andrés Tuxtla, Veracruz, entre las coordenadas 18º 22' 06.09" N y 95º 01' 00.89" W, con una longitud aproximada de 3 km y nace a una elevación de 345 msnm (figura 1). El río desemboca en el lago de Catemaco, por lo que no tiene ninguna influencia de agua salada. Las orillas del río están cubiertas por vegetación riparia, remanentes de selva y potreros. Casi todo el recorrido tiene una corriente suave y grandes secciones en donde el fondo está cubierto de cantos rodados. La profundidad media es de 50 cm y llega a 1.5 m cerca de su desembocadura.

En el río Las Margaritas se establecieron dos sitios de colecta que se denominaron: el Puente y la Curva. Los muestreos utilizados para este estudio se realizaron entre mayo de 2015 y junio de 2016 (Jiménez, 2017).

Figura 1. Mapa del área de estudio, la región de Los Tuxtlas con la ubicación de los ríos Máquinas y Las Margaritas, los círculos negros marcan la posición de las estaciones de muestreo.

Obtención de datos

Tomando en cuenta que para la construcción de los IIB es necesario conocer la diversidad total, o lo más aproximado posible, del cuerpo de agua, y por la otra contar con los muestreos para realizar la comparación, los datos utilizados se obtuvieron de colectas directas en ambos ríos, de la consulta de publicaciones y de los acervos de colecciones biológicas. De los muestreos que se realizaron para diferentes estudios se

derivaron publicaciones específicas, sobre todo sobre crustáceos (Álvarez *et al*., 1999, 2002, 2017; Villalobos y Álvarez, 1999; Rojas *et al*., 2000), pero también de otros grupos como peces y moluscos (Huidobro *et al*., 2006; Millán, 2012). Con respecto a las colecciones consultadas para conocer los registros históricos, éstas fueron: Colección Nacional de Crustáceos (CNCR), Colección Nacional de Moluscos (CNMO) y Colección Nacional de Peces (CNPE), todas del Instituto de Biología de la UNAM.

Desarrollo de los índices de integridad biótica

Frecuentemente se utilizan 13 criterios para el desarrollo del IIB, basados en tres parámetros, los cuales son: 1) composición y riqueza de especies; 2) composición trófica; y 3) abundancia y condición de los organismos (tabla 1). Con respecto al primer punto las especies se consideran: a) intolerantes, no se encuentran en sitios alterados o degradados; b) sensibles, muestran una disminución en número ante cambios ambientales; c) bénticas, que viven sobre el fondo; d) nativas, que se encuentran dentro de su área de distribución original; y e) exóticas, introducidas y traslocadas, que se encuentran fuera de su área de distribución original. Para este primer bloque es necesario también obtener el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Karr, 1981; Fausch *et al*., 1984).

Para el segundo punto sobre composición trófica se requieren los siguientes datos: proporción de omnívoros, detritívoros, filtradores, invertívoros (aquellos organismos cuya dieta se basa en el consumo de invertebrados) y finalmente, carnívoros (tabla 1). En el tercer punto se contabiliza la abundancia de individuos de cada especie y la proporción de individuos con anomalías, si los hay. Con anomalías nos referimos a lesiones o posibles deformidades morfológicas presentes en los organismos, esto es una alteración en el número normal o forma de aletas/ojos/patas, por mencionar algunos ejemplos.

Tabla 1. Variables que se consideraron en la construcción de índices de integridad biótica para los ríos Máquinas y Las Margaritas en Los Tuxtlas, Veracruz.

Composición y riqueza de especies
Número de especies
Presencia de especies intolerantes
Número de especies sensitivas
Número de especies bénticas
Número de especies nativas
Número de especies exóticas
Índice de diversidad (Shannon-Wiener)
Composición trófica
Proporción de filtradores
Proporción de detritívoros
Proporción de invertívoros
Proporción de omnívoros
Proporción de carnívoros tope
Abundancia y condición de los organismos
Número de individuos
Proporción de individuos con anomalías

Originalmente (Karr, 1981) se propuso que cada criterio de clasificación se podría evaluar con: un signo menos (-), un cero (0), o un signo más (+), para registrar varios criterios ecológicos. Sin embargo, para poder evaluar cada criterio de una manera más precisa sobre un gradiente de condiciones (*e.g.* número de especies por tipo trófico), se han asignado valores numéricos a cada uno de los grados a partir de la propuesta original. Por lo tanto se propone: (-) = 1, (0) = 3, (+) = 5 (tabla 2). Estos valores se suman para todos los criterios, así como para cada una de las localidades

muestreadas y la suma total nos dará como resultado el valor del índice de calidad de la comunidad (tabla 3).

Tabla 2. Valores y puntuación de tipos de especies para calcular el IIB del río Máquinas, Los Tuxtlas, Veracruz.

Clases de integridad	Atributos
Excelente (50-57)	Comparables a las mejores condiciones naturales, sin influencias del hombre; todas las especies nativas esperadas para el hábitat o tamaños del cuerpo de agua presentes, incluyendo las formas intolerantes, estructura trófica balanceada.
Buena (42-49)	Riqueza de especies un tanto por debajo de lo esperado, debido especialmente a la pérdida de las formas intolerantes; algunas especies con distribución de la abundancia o de tamaño inferior al óptimo; la estructura trófica muestra algunos signos de estrés.
Regular (32-41)	Signos de deterioro adicional, incluye pocas especies intolerantes; estructura trófica más alterada (p. ej., aumento en la frecuencia de omnívoros); las mayores clases de edad de carnívoros tope pueden ser raras.
Pobre (20-31)	Dominada por omnívoros, especies tolerantes a la contaminación y de hábitat generalistas, pocos carnívoros tope; tasas de crecimiento y factores de condición comúnmente disminuidos; presencia de formas híbridas y peces con enfermedades.
Muy pobre (<19)	Pocas especies presentes, la mayoría introducidas o en formas muy tolerantes; los híbridos son comunes; parásitos y enfermedades frecuentes, los daños en las aletas y otras anomalías (tumores) son comunes.
Ausencia de especies (0)	Ausencia de especies en muestreos repetidos.

Es importante mencionar que el IIB, debe calcularse individualmente para cada cuerpo de agua analizado. Debido a la variación espacial en las condiciones físico-químicas, fuerza de la corriente, tipo de sustrato y vegetación, es recomendable también establecer varios puntos de muestreo dentro del cuerpo de agua, los cuales estarán determinados por cada investigador. La variación estacional también puede influir de manera determinante en el tipo de especies que se registran en un muestreo. Este sesgo se puede corregir realizando muestreos en diferentes temporadas o estableciendo qué especies pueden estar presentes en cada temporada. Otro punto importante es que el muestreo debe considerar el uso de diferentes artes de pesca y colectores, para tener una mejor representación de la diversidad del cuerpo de agua. Mientras más de estos aspectos sean considerados en el análisis, mejores serán los resultados, pues lo que se pretende es determinar el total o el mayor número de especies existentes en el cuerpo de agua.

Tabla 3. Clases de integridad biótica, atributos y puntuaciones, según la propuesta de Karr (1981), modificada para los ríos Máquinas y Las Margaritas, Los Tuxtlas, Veracruz.

Atributo	**Total**	**Rangos**		
		1	**3**	**5**
Número de especies	40	1-9	10-22	23-40
Especies intolerantes	3	0-1	2	3
Especies bénticas	37	1-8	9-21	22-37
Especies nativas	36	1-7	8-19	20-36
Especies introducidas	4	4	2-3	0-1
Índice Shannon-Wiener	1.05	0-0.45	0.46-0.9	>0.91
Filtradores	8	1-2	3-5	6-8
Detritívoros	1	0	-	1
Omnívoros	25	0-7	8-16	17-25
Carnívoros	6	0-1	2-3	4-6

Número de individuos	-	1-500	501-2000	>2001
Individuos con anomalías	-	>31	11-30	0-10

Resultados

Para ambos ríos se definieron los valores de cada categoría de especie basados en todos los datos disponibles (tablas 3 y 4). También se determinaron los intervalos de los valores para llevar a cabo los cálculos de los IIB. Por ejemplo, para el río Máquinas, de 36 especies nativas posibles, ¿cuántas se encontraron? Si se encontraron de 1 a 7 se otorga un punto, de 8 a 19 tres puntos y de 20 a 36 cinco puntos. Los valores para cada atributo se obtuvieron a través de varios ensayos, con muestreos de prueba de 1 hora en cada punto de muestreo, para calibrar la unidad de esfuerzo requerida. Después se realizaron muestreos específicos para determinar el IIB de cada río (Millán y Ojeda, 2007; Jiménez, 2017).

Tabla 4. Valores y puntuación de tipos de especies para calcular el IIB del río Las Margaritas, Los Tuxtlas, Veracruz.

Atributo	**Total**	**Puntuación**		
		1	**3**	**5**
Número de especies	16	1-5	6-11	12-16
Especies intolerantes	3	0-1	2	3
Especies bénticas	11	0-3	4-7	8-11
Especies nativas	13	1-4	5-9	10-13
Especies endémicas	5	0-1	2-3	3-5
Especies introducidas	3	3	2-1	0
Índice de Shannon-Wiener	2.74	0-1.2	1.3-2.5	>2.6
Filtradores	5	0-1	2-3	4-5
Detritívoros	0			

Omnívoros	10	0-3	4-6	7-10
Carnívoros	3	0-1	2	3
Número de individuos	-	0-99	100-199	>200
Individuos con anomalías	-	>31	11-30	0-10

Río Máquinas

En este río se colectaron 20,237 organismos, de los cuales 12,825 (63%) son crustáceos, 7,194 (36%) moluscos y 308 (1.5%) peces. La diversidad y abundancia fue diferente en cada zona del río muestreada debido a las diferentes condiciones de profundidad, velocidad de corriente y tipo de sustrato. Los crustáceos estuvieron representados por seis familias, siete géneros y 11 especies; los moluscos por cinco familias, seis géneros y siete especies; y los peces por siete familias, 10 géneros y 10 especies (tabla 5). El grupo más numeroso capturado en este río fue el de las larvas de langostino (*Macrobrachium* sp.) con 11,681 individuos. Este número es un buen indicador de la intensidad de la reproducción, sin embargo, el estado larval no permite la identificación de las especies. La especie identificada más abundante fue el caracol introducido *Tarebia granifera* (n = 7,034), seguida del cangrejo *Armases americanum* (n = 775) y del pez *Gobiomorus dormitor* (n = 114). Las especies con menor número de individuos fueron el cangrejo *Tehuana poglayenorum*, el pez *Microphis b. lineatus* y el caracol *Pachychilus turatti*, todas con dos individuos cada una (Millán y Ojeda, 2007).

La localidad con menor riqueza de especies fue la laguna Escondida, donde nace el río Máquinas, con sólo cinco especies; mientras que la estación media Lechería y la última en la desembocadura tuvieron 21 especies cada una. Dentro de los crustáceos predominaron las especies omnívoras (82%) sobre las filtradoras (18%); en los moluscos 14% fueron omnívoras y 86% filtradoras; en los peces 50% fueron omnívoras, 40% carnívoras y 10% detritívoras. Un rasgo relevante de este río es que presentó cinco especies de moluscos introducidas: *Tarebia granifera*, *Corbicula fluminea*, *Pachychilus turatti*, *P. indiorum* y *Melanoides tuberculata*. El índice de diversidad global para este río fue de H' = 1.98. El cálculo del iib con los datos globales arrojó un total de 48 puntos, lo cual corresponde a un estado bueno (véase tabla 2).

Río Las Margaritas

En el río Las Margaritas se colectaron 816 organismos, 352 (43%) crustáceos, 107 (13%) moluscos y 357 (44%) peces. En este río fue notorio que se registraron más especies de peces en la estación El Puente en donde se forman pozas profundas (~2 m), en contraste con La Curva en donde la profundidad promedio es de 20 cm y predominaron numéricamente los moluscos y crustáceos. Los crustáceos estuvieron representados por tres familias, tres géneros y tres especies; los moluscos por seis géneros y seis especies y los peces por seis géneros con siete especies (tabla 5). La especie más abundante durante todo el muestreo fue el langostino *M. tuxtlaense* (n = 268), el cual es endémico del río Las Margaritas, seguido de los peces *P. tuxtlaensis* (n = 201) y *X. hellerii* (n = 123); las especies de peces con menor abundancia fueron *R. guatemalensis* con un individuo, *V. fenestrata* y *O. aenigmaticum* con tres individuos cada una, al igual que el molusco *P. indiorum*.

Temporalmente, abril de 2016, reporta el mayor número de organismos (270, 33%), y diciembre de 2015 el menor número (65, 8%). Se capturaron tres especies intolerantes, 11 bénticas, tres introducidas, cinco endémicas y 13 especies nativas, es decir predominan las especies nativas (tabla 5). Asimismo, de acuerdo con la estructura trófica cinco especies son filtradoras, 10 son omnívoras y tres carnívoras. Por último, el índice de diversidad global para este río fue de H' = 2.74. El cálculo del IIB con los datos globales arrojó un total de 45 puntos, lo cual corresponde a un estado bueno (véase tabla 2). Sin embargo, cabe destacar que esta condición varió a lo largo del estudio con una condición regular (34 puntos) en mayo de 2015 y excelente (56 puntos) en abril de 2016 (Jiménez, 2017).

Tabla 5. Lista de especies colectadas en los ríos Máquinas y Las Margaritas, Los Tuxtlas, Veracruz. Clave de las abreviaturas: B, béntica; E, endémica; I, introducida; it, intolerantes; N, nativa; D, detritívora; C, carnívora; F, filtradora; O, omnívora.

Río Máquinas		**Río Las Margaritas**	
		Crustáceos	
Atya scabra	B, F, N		
Avotrichodactylus constrictus	B, O, N	*Avotrichodactylus constrictus*	B, O, N
Macrobrachium acanthurus	B, O, N		
Macrobrachium carcinus	B, O, N		
Macrobrachium heterochirus	B, O, N		
Macrobrachium hobbsi	B, O, N		
Macrobrachium olfersii	B, O, N		
		Macrobrachium tuxtlaense	B, O, IT, N, E
Macrobrachium spp.	B, O, N		
Platychirograpsus spectabilis	B, O, N, E		
Potimirim mexicana	B, O, N		
Armases americanum	B, O, N		
		Tehuana diabolis	B, O, N, E
Tehuana poglayenorum	B, O, N, E		

		Moluscos	
		Barynaias (Plagiola) opacata	B, F, N
Corbicula fluminea	B, F, I	*Corbicula fluminea*	B, F, I
		Melania indorium	B, F, IT, N
Melanoides tuberculata	B, F, O, I	*Melanoides tuberculata*	B, F, O, I
Neritina reclivata	B, F, N		
Pachychilus indiorum	B, F, I		
Pachychilus turatti	B, F, I		
Pomacea flagellata	B, O, N		
		Pomacea patula catemacensis	B, O, IT, N, E
Tarebia granifera	B, F, O, I	*Tarebia granifera*	B, F, O, I
		Peces	
Aganostomus monticola	O, N		
		Astyanax aeneus	O, N
Cichlasoma fenestratum	O, N		
Conodon nobilis	C, N		
Eleotris pisonis	C, N		
Gobiomorus dormitor	C, N		
Heterandria bimaculata	O, N		

Microphis brachyurus lineatus	O, N		
		Ophisternon aenigmaticum	B, C, N
Poecilia mexicana	D, N		
		Rhamdia guatemalensis	B, C, N
Synbranchus marmoratus	B, C		
		Pseudoxiphophorus tuxtlaensis	C, N, E
		Vieja fenestrata	O, N
Xiphophorus hellerii	O, N, E	*Xiphophorus hellerii*	O, N, E
		Xiphophorus milleri	O, N, E

Discusión

Los elementos que destacan del análisis presentado, es que en Los Tuxtlas se tiene la coexistencia de especies nativas y endémicas de la región con especies introducidas con un gran potencial para la reproducción. Destaca también en la comparación, que en el río Las Margaritas se presentaron especies estrictamente dulceacuícolas que no tienen dependencia alguna con condiciones de agua salobre para completar su ciclo de vida, puesto que este río desemboca en el lago de Catemaco (Álvarez *et al*., 2002). En contraste, en el río Máquinas se registraron especies que requieren de condiciones salobres para el crecimiento de etapas larvales y juveniles, como los langostinos y algunos cangrejos (Mejía-Ortiz *et al*., 2001), además de que se tienen especies de peces primarias, secundarias y vicarias (Castro-Aguirre *et al*., 1999). Esta diferencia entre ríos también explica la mayor riqueza de especies del río Máquinas, en donde hay un mayor recambio de especies por su conectividad con el mar en contraste con el río Las Margaritas.

Es interesante notar que del total de especies registradas, 40 para el río Máquinas (incluyendo registros históricos) y 16 para el río Las Margaritas, 56 en total, solamente cinco, el cangrejo tricodactílido *Avotrichodactylus constrictus*, tres especies de moluscos introducidas (*C. fluminea*, *M. tuberculata*, *T. granifera*) y una especie de pez, *Xiphophorus hellerii*, son especies compartidas entre ambos ríos. De hecho, si no se incluyeran las especies introducidas, la similitud sería menor. Este punto ejemplifica la relevancia que representa un iib específico para cada cuerpo de agua, aun cuando estén muy cercanos entre sí.

En cuanto al estado de conservación de ambos ríos, el IIB mostró que se encuentran en una condición promedio que se considera "buena". Esto es, que la riqueza de especies está por debajo de lo esperado, y no se hallan especies raras, intolerantes o todas las especies carnívoras. También sugiere que las abundancias poblacionales no son las óptimas y empiezan a faltar algunas de las especies con hábitos tróficos más especializados. Sin embargo, al existir una importante y notoria variación espacio-temporal se debe ponderar en qué época del año se hace el muestreo y si las especies esperadas para esa temporada están presentes o no. Debido a esto se pueden obtener valores con cierta variación estacional sobre la integridad del sistema.

En ambos ríos predominaron las especies nativas y en el caso del río Las Margaritas inclusive se registraron las especies microendémicas del sitio, el langostino *Macrobrachium tuxtlaense*, el cangrejo *Tehuana diabolis*, el caracol *Pomacea patula catemacensis* y los peces *Pseudoxiphophorus tuxtlaensis* y *Xiphophorus milleri*. En contraste, en el río Máquinas solamente se encontró como especie endémica al cangrejo *Tehuana poglayenorum*. En ambos ríos se hallaron especies carnívoras, que son un buen signo de la integridad del sistema, pues ellas reflejan que los niveles tróficos inferiores están presentes.

Con respecto a las especies introducidas, todas las registradas fueron especies de moluscos. Su impacto en el río Las Margaritas es todavía imperceptible o nulo ya que aparecieron con abundancias totales muy bajas, lo que no sucede en el río Máquinas, en donde tienen un impacto importante. Las abundancias totales fueron en el río Las Margaritas y en el río Máquinas, respectivamente: *C. fluminea* (8, 61), *M. tuberculata* (29, 4) y *T. granifera* (36, 7,034). Como se apuntó en la sección de resultados el caracol *T. granifera* resultó ser la especie más abundante de todas las especies introducidas registradas. *T. granifera* ya es la especie más abundante en el río Máquinas; sin embargo, sus poblaciones podrían todavía aumentar más, si la vegetación riparia y

los manchones de selva existentes en la zona se siguen degradando (Moslemi *et al.*, 2012). La almeja *C. fluminea* es otra especie introducida que ya tiene una amplia distribución en México y que puede aumentar su impacto en la región de Los Tuxtlas conforme se deterioren las condiciones de los cuerpos de agua (Barba-Macías y Trinidad-Ocaña, 2017).

Agradecimientos

Al taller "Invertebrados de la zona costera y arrecifal del Golfo de México" de la Facultad de Ciencias, UNAM, y a muchos de sus alumnos que participaron en el trabajo de campo en las tesis sobre índices de integridad biótica. A la Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas por su apoyo durante el trabajo de campo.

Literatura citada

Álvarez, F., Villalobos, J. L. y Robles, R. (2002). Abbreviated larval development of *Macrobrachium tuxtlaense* Villalobos and Álvarez, 1999, reared in the laboratory. *Crustaceana*, 717-730.

Álvarez, F., Villalobos, J. L., Rojas, Y. y Robles, R. (1999). Lista y comentarios sobre los crustáceos decápodos de Veracruz, México. *Anales del Instituto de Biología* UNAM, *70(1)*, 1-27.

Álvarez, F., Villalobos, J. L. y Hernández, C. (2017). Capítulo 21, Perspectivas de estudios sobre los crustáceos de la región de Los Tuxtlas. En Reynoso, V. H., Coates, R. I. y Vázquez-Cruz, M. L. (Eds.), *Avances y perspectivas en la investigación de los bosques tropicales y sus alrededores: la región de Los Tuxtlas*. México: Instituto de Biología, UNAM.

Barba-Macías, E. y Trinidad-Ocaña, C. (2017). Nuevos registros de la almeja asiática invasora *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Veneroida: Cyrenidae) en humedales de las cuencas Papaloapan, Grijalva y Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 88*, 450-453.

Castro-Aguirre, J. L., Espinosa-Pérez, H. S. y Schmitter-Soto, J. J. (1999). *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. México: Limusa, 711 pp.

Coates, R. I. (2017). La Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas desde su fundación. En Reynoso, V. H., Coates, R. I. y Vázquez-Cruz, M. L. (Eds.), *Avances y perspectivas en la investigación de los bosques tropicales y sus alrededores: la región de Los Tuxtlas*. México: Instituto de Biología, UNAM.

Deegan, L. A., Finn, J. T. y Buonaccorsi, J. (1997). Development and validation of an Estuarine Biotic Integrity Index. *Estuaries, 20*, 601-617.

Dirzo, R., González-Soriano, E. y Vogt, R. C. (1997). Introducción general. En González-Soriano, E., Dirzo, R. y Vogt, R. C. (Eds.), *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM, México.

Drake, M. T. y Pereira, D. L. (2011). Development of a fish-based index of biotic integrity forsmall inland lakes in central Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management, 22*, 1105-1123.

Espinosa-Pérez, H. (2014). Biodiversidad de peces en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 85(Supl.)*, S450-S459.

Fausch, K. D., Karr, J. R. y P. R. Yant (1984). Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish commuities. *Transactions of the American Fisheries Society, 113*, 39-55.

Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., Stevenson, R. J., McCormick, F. H. y Johnson, C. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society, 19*, 50-67.

Huidobro, L., Morrone, J. J., Villalobos, J. L. y Álvarez, F. (2006). Distributional patterns of freshwater taxa (fishes, crustaceans and plants) from the Mexican Transition Zone. *Journal of Biogeography, 33*, 731-741.

Jiménez, B. E. (2017). *Evaluación del Índice de Integridad Biótica (IIB), en el río Las Margaritas, Veracruz, México*. México: Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.

Karr, J. M. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries, 6*, 21-27.

Klemm, D. J, Blocksom, K. A., Fulk, F. A., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Peck, D. V., Stoddard, J. L., Thoeny, W. T., Griffith, M. B. y Davis, W. S. (2003). Development and evaluation of a macroinvertebrate Biotic Inetgrity Index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management, 31*, 656-669.

Lacouture, R. V., Johnson, J. M., Buchanan, C. y Marshall, H. G. (2006). Phytoplankton index of biotic integrity for Chesapeake Bay and its tidal tributaries. *Estuaries and Coasts, 29*, 598-616.

Leveque, C., Oberdorff, T., Paugy, D., Stiassny, M. L. J. y Tedesco, P. A. (2008). Global diversity of fish (Pisces) in frehwater. *Hydrobiologia, 595*, 545-567.

Martín-del Pozzo, A. L. (1997). Geología. En González-Soriano, E., Dirzo, R. y Vogt, R. (Eds.), *Historia Natural de Los Tuxtlas* (pp. 25-32). México: Instituto de Biología, UNAM.

Mejía-Ortiz, L. M., Álvarez, F., Román, R. y Viccon-Pale, J. A. (2001). Fecundity and distribution of freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* in the Huitzilapan River, Veracruz, Mexico. *Crustaceana, 74*, 69-71.

Millán-Narváez, L. A. y Ojeda-Escoto, J. C. (2007). *Distribución de macroinvertebrados y peces en el río Máquinas, Los Tuxtlas, Veracruz: como información base para la creación de un índice de integridad biótica*. México: Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.

Millán, L. A. (2012). *Patrón de distribución de los moluscos dulceacuícolas de la región de Los Tuxtlas, Veracruz*. México: Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.

Moslemi, J.M., Snider, S. B., Macneill, K., Gilliam, J. F. y Flecker, A. S. (2012). Impacts of an invasive snail (*Tarebia granifera*) on nutrient cycling in tropical streams: the role of riparian deforestation in Trinidad, West Indies. *PLoS ONE*, *7(6)*, e38806.

O'Connell, T. J., Jackson, L. E. y Brooks, R. P. (1998). A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, *51*, 145-156.

Pont, D., Hughes, R. M., Whittier, T. R. y Schmutz, S. (2011). A predictive index of biotic integrity model for aquatic-vertebrate assemblages of western U.S. streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, *138*, 292-305.

Reynoso, V. H., Coates, R. I. y Vázquez, M. L. (2017). Introducción. En Reynoso, V., Coates, R. I. y Vázquez-Cruz, M. L. (Eds.), A*vances y perspectivas en la investigación de los bosques tropicales y sus alrededores: la región de Los Tuxtlas*. México: Instituto de Biología, UNAM.

Rojas, Y., Álvarez, F. y Villalobos, J. L. (2000). A new species of crayfish (Decapoda: Cambaridae) from lake Catemaco, Veracruz, Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, *113(3)*, 792-798.

Villalobos, J. L. y Álvarez, F. (1999). A new species of *Macrobrachium* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) with abbreviated development, from Veracruz, Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, *112(4)*, 746-753.

La translocación de enfermedades en crustáceos en ambientes antropizados

José Luis Bortolini Rosales[1*]

[1] Departamento de Biología Comparad. Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México.

[*] Autor para correspondencia: jlbr@ciencias.unam.mx

Resumen

El movimiento de organismos acuáticos de un sitio a otro puede ser generado por diversos intereses, desde la acuacultura que puede ser desarrollada a diferentes escalas, por motivos experimentales o bien, para ser utilizados en la acuarofilia como mascotas. Esta transferencia no sólo involucra a los organismos de interés, junto con éstos son transportados un conjunto de simbiontes que pueden ser vectores patógenos y desarrollar enfermedades; su origen es muy diverso: virus, bacterias, algas, hongos y metazoarios. Estos organismos simbiontes que acompañan a las poblaciones originales, encuentran un campo fértil en los nuevos organismos con los cuales se relacionan una vez que llegan a un sitio determinado, al no tener depredadores en su nuevo ecosistema o bien, al no encontrar una respuesta de minimizar su efecto, son rápidamente diseminados hacia los organismos que se encuentran ecológica y filogenéticamente relacionados. El desarrollo de nuevas enfermedades en las poblaciones locales resultan ser devastadoras, pudiendo observar mortalidades hasta del 100%. La industria camaronícola se encuentra desarrollada a nivel global y es un buen ejemplo de la translocación de organismos vivos para su posible cultivo en otras partes del orbe o los subproductos que se mercadean, están contaminados de estos patógenos y una vez que entran en contacto con las poblaciones locales, las enfermedades particularmente virales, se diseminan a gran velocidad; como ejemplos se tienen el IHHNV, WSSV, TSV y YHV. Otro ejemplo de movimientos de crustáceos es el de los acociles, organismos que bien pueden ser usados para acuacultura o como mascotas. En Europa, por ejemplo, la llegada del hongo *Aphanomyces astaci* hacia el siglo XIX, consecuencia de la entrada de especies de acociles americanos, produjo una pérdida importante de las especies de ese continente. Recientemente, la introducción de acociles australianos en diferentes lugares ha provocado que se vean afectadas especies que en ocasiones son de distribución restringida como por ejemplo las especies del norte de México y sur de los Estados Unidos. En el caso del acuarismo, se observa el movimiento tanto de especies marinas como de agua dulce, que por su apariencia son altamente cotizadas; sin embargo, en esta actividad el manejo de los

organismos y el apego a la reglamentación es difícil de observar, motivo por el cual se ha registrado contaminación en cuerpos de agua con especies no sólo de crustáceos sino también de peces, reptiles y plantas.

Introducción

La acuacultura es en primera instancia una actividad eminentemente antropogénica. Posterior a que el hombre recolectó y cazó sus alimentos, desarrolló el cultivo de plantas y más adelante la domesticación de animales. El cultivo de organismos acuáticos se presentó primero a pequeña escala, estos orígenes están documentados entre el 2,000 y 1,000 a. C. como una forma de producción en China (*Cyprinus* spp.), Egipto (*Oreochromis* spp.) y Mesopotamia hace unos 3,500 años. Durante la dinastía de Han Oriental (25 a 250 d. C.), fue documentada la producción combinada de arroz y de peces. En Europa la cría de peces era practicada por los antiguos romanos de los Imperios que posteriormente se convertirían en parte del sistema de producción alimentaria de los Monasterios Cristianos en Europa Central (FAO, 2000). En cuanto al cultivo de crustáceos, los primeros registros son los de Fan-Li, un chino que enseñaba cómo cultivar cangrejos 475 años a. C., dando detalle de las dimensiones de las piscinas, aspectos nutricionales y el control de los depredadores de los cangrejos.

La acuacultura comercial moderna es practicada tanto en agua marina como agua dulce, desde los fiordos noruegos al norte del planeta hasta el sur del continente asiático. A la fecha, la acuacultura es la actividad de producción de alimento de mayor y más rápido crecimiento en el mundo con un promedio anual de 8.9% desde 1970 (Murray, 2013). Los beneficios económicos de la introducción de especies exóticas o no nativas a un ambiente para su cultivo son indiscutibles y ha ocurrido por cientos de años. Las introducciones, accidentales o deliberadas, traen consigo una cantidad importante de riesgos ecológicos para la fauna nativa que en muchas ocasiones no son considerados, como: depredación, competencia, hibridación y uso del hábitat, por mencionar algunos. La tendencia actual en el desarrollo de la acuacultura es la intensificación creciente y la comercialización de sus productos. Al igual que otros sectores de la agricultura, al cambiar los sistemas de cultivo de menor a mayor intensidad, la probabilidad de la llegada de enfermedades se incrementa debido al estrés que sufren los organismos, por lo cual debemos considerar las capacidades que tiene el sistema y así equilibrar la producción con la aparición de enfer-

medades. Las introducciones para cultivo de peces, crustáceos, moluscos, equinodermos y algas, han sufrido reveses por la aparición y propagación de enfermedades (Murray, 2013). Entre las enfermedades más comunes están las causadas por virus, bacterias, hongos y patógenos emergentes como rikettsias y algunos metazoarios, que en muchas ocasiones no han sido diagnosticadas (Hill, 2002; Walker y Winton, 2010). Las enfermedades son ahora una de las grandes limitantes para el cultivo de muchas especies acuáticas, impidiendo el desarrollo económico y social en muchos países; después de la nutrición, el costo para enfrentar los problemas sanitarios ocupan el primer lugar. La presencia y establecimiento de los problemas sanitarios en una granja pueden ser atribuidos a una serie de factores como: la globalización del comercio de animales vivos y sus productos con poco o nulo control sanitario; la intensificación de los cultivos a través de la translocación de los reproductores, post-larvas y/o alevines, ya sea para consumo u ornamentales; falta de medidas de bioseguridad eficaces; una lenta toma de conciencia sobre la emergencia de enfermedades; cambio climático y los movimientos mediados por el hombre de los productos de la acuacultura. Esta alteración de los ecosistemas reduce en ocasiones y de manera dramática su función y posiblemente promueve la emergencia de enfermedades (Woolhouse y Gowtage-Sequeira, 2005), sin embargo, los estudios realizados acerca de la alteración de los ecosistemas y la posible emergencia de enfermedades a partir de estos cambios han sido pocos (Plowright *et al*., 2008). Ahora es claro que la introducción de patógenos ocasionada por actividades humanas es uno de los factores más importantes en la aparición de enfermedades en poblaciones silvestres (Daszak *et al*., 2001a).

Una enfermedad emergente es, de acuerdo con Brown (2000) y Daszak *et al*. (2000), aquella que ha incrementado su incidencia, su rango geográfico o virulencia en un sitio determinado, que se ha involucrado con un nuevo huésped o que recientemente ha sido descubierta y que bien pudo haber sido causada por una variante de un patógeno ya establecido. El movimiento de organismos vivos no sólo corresponde al desplazamiento de éste, sino que deben también ser consideradas las enfermedades potenciales que dicho organismo lleva consigo. Así, se vuelve necesario un monitoreo continuo a las poblaciones introducidas, en especial en sus primeras etapas de cultivo; una vez establecidos en el nuevo ambiente, los patógenos y las enfermedades comienzan a transmitirse, explotando nuevos entornos o huéspedes y puede ocurrir con o sin cambio evolutivo a través de mutaciones (Murray y Peeler, 2005).

Cuando un organismo exótico es incluido en una nueva población con individuos locales su carga parasitaria disminuye y su impacto sobre las poblaciones locales aumenta. Por otro lado, si los individuos recién llegados se encuentran infectados, éstos tienen la capacidad de contaminar a organismos relacionados filogenética y/o ecológicamente, con consecuencias potencialmente devastadoras (Parrish *et al*., 2008; Sandström *et al*., 2014). Para que esta contaminación persista, la tasa de organismos infectados debe ser igual o superior a la tasa de mortalidad de los organismos en la población (Murray, 2013). Un escenario raramente considerado es cuando los parásitos influyen en el impacto de la invasión, esto es, cuando los parásitos nativos son extirpados o desplazados de manera local y se producen efectos en cascada en las interacciones tróficas de toda la comunidad nativa, especialmente si las interacciones depredador-presa están influidas por parásitos o simbiontes. En suma, la ubicuidad de los parásitos y la medida de sus exigencias en el sistema influyen de manera determinante en el éxito e impacto de especies exóticas (Torchin *et al*., 2005). Los patógenos, en esta nueva relación, pueden resultar más virulentos debido a la falta de inmunidad en el nuevo huésped (Peeler *et al*., 2011).

Las especies exóticas son consideradas una amenaza para la biodiversidad nativa, pues afectan la estructura de los ecosistemas (Geiger *et al*., 2005; Rabitish y Essl, 2006), y en particular afectan a las especies endémicas siendo unas más susceptibles que otras, inclusive llevando a algunas a la extinción (Mrugala *et al*., 2015; Karatayeb *et al*., 2018). Arthur y Subasinghe (2002), resumieron los impactos de las enfermedades de organismos acuáticos sobre las poblaciones y biodiversidad nativa y que pueden ser medidos en términos de: 1) impacto sobre la estructura de la comunidad a través de las poblaciones de depredadores y presas; 2) cambios en la abundancia del huésped (a través de la alteración genética de las poblaciones, se observa un cambio en el comportamiento, un incremento de la mortalidad y un decremento de la fecundidad, finalmente, un incremento de la susceptibilidad de depredación); 3) reducción de la variación genética intra-específica; 4) extinción de especies sensibles; y 5) extinción de especies en general.

Camaronicultura

La acuacultura de camarones peneidos tuvo sus inicios como actividad meramente experimental, convirtiéndose posteriormente en una actividad industrial. Comenzó

durante la segunda mitad del siglo XX y está adquiriendo cada día más importancia dentro de los programas de acuacultura a nivel mundial (Provenzano, 1985). A partir de la década de los setenta, ha sido la que mayor crecimiento ha presentado, proveyendo cientos de miles de empleos y ganancias económicas de en millones de dólares (Lightner y Redman, 1998). Todos los esfuerzos realizados con el propósito de cultivar especies de camarones peneidos de manera comercial han servido para estimular como necesidad prioritaria, estudios sobre aspectos de la patología de estas especies. En términos generales, varios organismos patógenos y las enfermedades provocadas por los mismos se señalan como una de las causas del fracaso en el campo.

El cultivo de camarones peneidos en la era moderna, comienza a partir de los estudios del doctor Motosaku Fujinaga en 1933, al sur de Hiroshima en Japón, en donde logró reproducir a *Penaeus japonicus*, pero hasta 1955 este cultivo pasó de un perfil experimental a uno comercial, generando conocimientos básicos que más tarde fueron desarrollados en Asia y en América. Cuatro décadas después, en América, incluyendo Hawaii, se habían identificado ocho especies de virus o tipos virales muy estrechamente relacionados que producían enfermedades mortales hasta del 100% de la población, cuatro de ellos afectando a una o más especies de camarones cultivados: *Baculovirus penaei* (BP), el virus de la necrosis hipodérmica y hematopoyética infecciosa ("Infectious hypodermal and haematopoietic necrosis virus", IHHNV); el Parvovirus hepatopancreático ("Hepatopancreatic virus", HPV); el picornavirus del síndrome de Taura ("Taura syndrome virus", TSV); el virus tipo Reo III ("Reo-like virus III", REO-III); el virus de la vacuolización del órgano linfoide ("Lymphoid organ vacuolization virus", LOVV); el rhabdovirus de camarones peneidos ("Rhabdovirus of penaeid shrimp", RPS); y, finalmente, el iridovirus de camarones ("Rhabdovirus of penaeid shrimp", IRDO) (Lightner *et al.*, 1997) tabla 1.

Posteriormente, se detectaron, por primera vez en América, el YHV, originario y observado ampliamente en stocks de camarones cultivados en el sureste asiático y el Indo-Pacífico, y el WSSV. Como consecuencia se empiezan a presentar en la literatura, estudios de infecciones de especies nativas con patógenos exóticos. Las enfermedades no se manifiestan de la misma manera en los diferentes estadios de vida de un organismo de la misma especie ni entre especies taxonómicamente relacionadas dentro de un mismo género, el comportamiento de la infección y desarrollo de la enfermedad tampoco se observa de manera similar (tabla 2).

Tabla 1. Principales virus o grupos de virus reportados en la industria camaronícola. BMN, baculoviral mid-gut gland necrosis-type virus; BP, *Baculovirus penaei*-type virus; HPV, hepatopancreatic parvovirus; IHHNV, infectious hypodermal and haematopoietic necrosis virus; IRDO, shrimp iridovirus; LOV, lymphoid organ virus; LOW, lymphoid organ vacuolization virus; LPV, lymphoidal parvo-like virus; MBV, *Penaeus monodon*-type baculovirus; PHRV, haemocyte-infecting non-occluded baculovirus; REO, reo-like virus; RPS, rhabdovirus of penaeid shrimp; SMV, spawner-isolated mortality virus; TSV, Taura syndrome virus; WSSV, white spot syndrome virus; YHV, yellow head virus (Tomado y modificado de Lightner *et al.*, 1997).

Virus o grupo de virus	Hemisferio Oeste	Hemisferio Este	Observado por primera vez en...	Posteriores	Primeros reportes
Baculo and baculo-like viruses	BP	Grupo MBV Grupo BMN Complejo WSSV	*Penaeus monodon* *Fenneropenaeus chinensis Fe. Indicus* *Fe. penicillatus* *Marsupenaeus japonicus*	*P. vannamei* *P. stylirostris* *F. dourarum*	Lu et al., 1997 Wang et al., 1999
Parvo y parvo-like virus	IHHNV HPV	PHRV IHHNV HPV LPV	*P. stylirostris* *P. monodon*	*P. vannamei* *P. japonicus* *P. monodon*	Bell y Lightner, 1984 Chomg y Loh, 1984
Picornavirus	TSV	SMV -	*P. chinensis* *L. vannamei*	*P. vannamei* *P. japonicus* *P. monodon*	Lightner y Redman, 1985 Jiménez, 1992 Chien et al., 1999
Rod-shaped single stranded ribonucleic acid (ssRNA) viruses	-	YHV LOV	*P. monodon*	*L. vannamei*	Chantanachookin et al., 1993 Boonyaratpalin et al., 1993 Flegel et al., 1995 Wongteerasupaya et al., 1995
Reo-like viruses	REO-III	REO-III	*P. japonicus*		Tsing y Bonami, 1987
Toga-like viruses	LOVV	-	*P. vannamei*		Bonami et al., 1992
Rhabdovirus	RPS	-	*Callinectes sapidus*		Jahromi, 1977 Lightner y Redman, 1993
Iridovirus	IRDO	-	*Protrachypene precipua*	*L. vannamei*	

Tabla 2. Niveles de susceptibilidad y severidad de diferentes especies o grupos virales en diferentes especias de camarones peneidos. A, adulto; J, juvenil; L, larva; Pl, Post-larva; -, ninguna infección y/o enfermedad registrada o conocida; +, se observa infecciónінфекція, pero no desarrolla una enfermedad grave o no se observa mortandad; ++, enfermedad grave, algunas mortalidades observadas o un menor rendimiento puede acompañar a la infección; ?, desconocido (Lightner *et al.*, 1997).

Huésped	IHHNV				TSV				BP				WSSV				YHV			
	L	Pl	J	A	L	Pl	J	A	L	Pl	J	A	L	Pl	J	A	L	Pl	J	A
P. vannamei	-	+	+	+	-	++	++	++	++	++	+	+	?	++	++	?	-	-	++	?
P. stylirostris	-	+	++	+	-	-	+	-	++	++	+	+	?	?	++	?	?	?	++	?
P. schmitti	-	?	+	?	-	-	+	-	-	-	-	-	?		?	?	?	?	?	
P. setiferus	-	-	+	?	-	++	+	?	-	-	-	-	?	++	++	?	?	-	++	?
P. aztecus	-	-	+	?	-	+	+	?	++	++	+	+	?	++	+	?	?	-	++	?
P. duorarum	-	-	+	?	-	-	-	?	++	++	+	+	?	++	+	?	?	-	++	?
P. californiensis	-	-	+	+	-	-	-	?	+	++	+	+	?	?	?	?	?		?	?

La aparición de las enfermedades tampoco está relacionada con su origen, por ejemplo, el IHHNV que es un virus de origen DNA y el TSV de origen RNA, se manifiestan fuertemente en estadios juveniles y con menor incidencia en adultos en diferentes especies del género *Penaeus*, mientras que para los estadios de larvas y post-larvas prácticamente son inocuas. Otro caso es el de el desarrollo y manifestación de las enfermedades en especies del mismo género, mientras que *P. schmitti* y *P. setiferus* no se han observado organismos enfermos para BP, pero TSV, YHV y WSSV son altamente susceptibles. Se tienen ejemplos como los de Durand *et al*. (1996), que realizaron infecciones experimentales en *L. vannamei* y *L. stylirostris*, especies originarias del continente americano con material viral de *P. monodon* provenientes de Tailandia; estudios de las afecciones provocadas con agentes patológicos que en un inicio fueron detectados en especies comerciales (*P. monodon*) y que después se propagaron en especies silvestres (*Metapenaeus ensis*) (Wang *et al*., 1997); o el de Lu *et al*. (1997), que infectaron camarones también americanos (*L. vannamei* y *L. stylirostris*) con inóculos de camarones infectados provenientes de China.

Lightner *et al*. (1997), reportaron el primer caso de WSSV en América a finales de 1995 en *L. setiferus* silvestre muestreado en las costas de Texas, apuntando ellos y otros autores como Nunan *et al*. (1998), la importancia del movimiento de los camarones peneidos a nivel internacional a través del comercio. Con la presencia de diferentes especies virales originarias de América y de Asia como el IHHNV, WSSV, YHV y TSV, el riesgo de contaminación en poblaciones silvestres y de cultivo es manifiesto; los mecanismos para la transferencia de estas especies virales a través de canales a otras poblaciones cultivadas o silvestres pueden ser comunes en los Estados Unidos.

WSSV es considerado el agente viral más devastador en la industria camaronícola, la primera epidemia reportada para esta enfermedad fue en 1993 en granjas del sureste asiático y rápidamente se diseminó por medio de la trans-faunación de organismos vivos y subproductos de la industria como camarones congelados y comercializados en las cadenas de supermercados hacia diferentes partes del mundo, con esto, pronto se reportó en distintos sitios de Asia, Centro y Suramérica y en el medio oeste de Norteamérica, más tarde en Brasil. Moser *et al*. (2012), demostraron la presencia de WSSV en fauna carcinológica silvestre como cangrejos, jaibas, langostinos y camarones obtenidos de piscinas de cultivo, canales que alimentan de agua a las granjas de cultivo y escolleras en el estado de Sonora, México. Demostraron que el virus puede estar presente sin manifestar síntomas a temperaturas promedio de 18°C; a través de téc-

nicas de diagnóstico normal, los análisis pueden resultar en falsos negativos, pero con el incremento de la temperatura a 29°C se manifiesta la sintomatología de la enfermedad. Durante este "estado latente", el virus tiene una baja tasa de replicación, lo que hace a los organismos ser portadores asintomáticos pues no se presentan alteraciones a nivel anatómico ni conductual, perfil que se modifica al incrementarse la temperatura del ambiente. Otro ejemplo del transporte ocasionado por el mercadeo de especies de acuacultura es el YHV, el segundo virus más virulento y que causa mortalidades masivas en *P. vannamei* en Tailandia. En este caso, el acocil australiano *C. quadricarinatus* es susceptible de estar infectado a través de cohabitar con organismos infectados de *P. mondon* y *P. vannamei* o mediante el alimento. Thitamadee *et al*. (2016), mencionan que es debido al descuido en el movimiento entre poblaciones de camarones de acuacultura entre Asia y Centroamérica que se produce la transferencia del virus. Un tercer caso es el TSV que surge en Ecuador en 1992 y que para 1999, aparecía reportado en la literatura internacional como el causante de enfermedades en las grandes regiones de granjas camaronícolas de América y Asia, que fue introducido a Asia a través de *P. vannamei* contaminados. Este tipo de estudios demuestra que, de manera global, las enfermedades, en particular las virales han sido diseminadas a través del movimiento de organismos y/o subproductos de la industria mediante el comercio internacional. La existencia de organismos portadores, no sólo aquellos de interés comercial, resultan ser vectores entre los diferentes sitios en las granjas de cultivo y el medio silvestre, afectando a todos aquellos organismos que están asociados a piscinas, drenes, cárcamos de re-bombeo, lagunas costeras y la línea de costa misma.

Los acociles americanos

En otra vertiente, existen diferentes especies de acociles invasores de Norteamérica (familia *Cambaridae*) que son conocidos por su considerable capacidad de migración activa y colonización. Se ha documentado la capacidad que tienen ante la desecación del medio o de soportar tiempos prolongados sin estar sumergidos (*e.g. Procambarus clarkii*, *P. virginalis*, *Pacifastacus leniusculus*, *Orconectes limosus*) (Gherardi *et al*., 1988, 2000). Este fenómeno promueve la dispersión a grandes distancias y la posibilidad de colonizar nuevos ambientes.

Los acociles exhiben una gran plasticidad ante diferentes condiciones ambientales; son el grupo de invertebrados de agua dulce más comúnmente introducidos y pueden

ocasionar impactos importantes sobre la biota nativa y los ecosistemas (Mrugala *et al*., 2015). Son de hábitos omnívoros o cambian de herbívoros a omnívoros y tienen la capacidad de competir con un gran número de especies (Chucholl, 2913). Un importante número de trabajos ha tratado de poner de manifiesto los impactos que se observan en otros organismos del medio, particularmente invertebrados. El hongo *Aphanomyces astaci* es un buen ejemplo de la introducción de organismos no nativos a un sistema, este pudo haber sido transportado durante periodos prolongados a partir de 1860 de manera constante y en diferentes especies de acociles americanos como *Pacifastacus leniusculus*, *Orconectes limosus* y *Procambarus clarkii*. En 1907, aparece en Suecia, el cual produjo una merma en las poblaciones de *Astacus astacus*. En España en la región del río Duero se reportó en 1958; en 1971 se detectaron los primeros casos en Noruega; en 1981 en Gran Bretaña, en 1984 en Turquía y en Irlanda en 1987 (Edsman, 2004). Sin embargo, no se sabe cómo fue introducido, al parecer el vector original fue *P. leniusculus* transportándolo en su exoesqueleto. Para el caso de la cuenca del Mediterráneo, los acociles han sido introducidos en muchos cuerpos de agua a lo largo del tiempo, ocupando posiciones clave en los sistemas naturales y es de esperarse que el impacto a los ecosistemas sea alto. El hombre juega un papel clave en la translocación de las especies, una vez establecidas son rápidamente diseminadas. En el caso de *P. clarkii*, éste tiene un rápido desarrollo, alta fecundidad, hábitos heterótrofos, resistencia a condiciones ambientales extremas y resistente a las enfermedades, y contribuye a la dispersión de parásitos helmintos de vertebrados así como de plagas de hongos (Barbaresi y Gherardi, 2000).

Los acociles australianos

Para el caso de los acociles australianos (familia *Parastacidae*), se reconocen más de 140 especies, muchas de éstas de importancia comercial y recreacional. Aquí se encuentra *Cherax quadricarinatus* o acocil de quelas rojas y *C. destructor*, organismos endémicos del norte de Australia y Nueva Guinea. *C. quadricarinatus* tiene un alto potencial para la acuacultura y desafortunadamente muchos autores han promovido a este organismo como libre de enfermedades. Ha trasladado de manera amplia al resto de Australia y el mundo con fines de acuacultura. Llegó a Ecuador a mediados de la década de los ochenta; ahora se tienen reportes de su presencia en el Caribe, Puerto Rico, Argentina y México; en el resto del mundo se ha establecido en algunos países

de África, y en Italia, Israel, Nueva Caledonia, Taiwán, Japón, Singapur y Malasia. Kane (1965) reportó algunos comensales y parásitos ciliados sobre la cutícula de *C. quadricarinatus* pero es hasta finales de la década de los ochenta y principios de los noventa que se reportan por primera vez una amplia gama de patógenos de diferentes grupos taxonómicos como: *Psorospermium* sp. y *Thelohania* sp., este último transferido a partir de introducciones ilegales en *Cherax destructor*; rickettsias; *Aeromonas* spp., *Pseudomonas* spp., *Flavobacterium* spp. y *Vibrio* spp.; dos especies de virus, *Cherax baculovirus* y *Cherax giardiavirus*, los cuales no son altamente virulentos, pero causan mortalidades moderadas en las poblaciones locales; un ciliado endo-parasítico del complejo *Tetrahymena pyriformis*, *Epistilis* sp., *Lagenidium* sp. y varias infecciones bacterianas (Edgerton y Owens, 1999) y helmintos como *Temnocephala* spp. y *Craspedella* spp. Bortolini *et al.* (2007), hacen el primer reporte de poblaciones silvestres en el centro y norte del país. De acuerdo con Masser y Rouse (1992), su introducción puede imponer considerable estrés ambiental y una irreparable alteración a la biodiversidad, considerando de manera particular a los organismos del género *Cambarellus* y *Procambarus* en México (Magnuson *et al.*, 1975). El impacto ecológico que causa este tipo de organismos ha sido estimado a diferentes niveles en los países en donde ha llegado, en algunos otros, recién comienza a reportarse en los ambientes silvestres.

Los langostinos

Los langostinos del género *Macrobrachium* son importantes desde el punto de vista pesquero y de cultivo, son explotados en casi todas las comunidades costeras en América Latina, sin embargo, no han sido adecuadamente estudiados y su conservación está en peligro. La mayoría de los trabajos publicados en Latinoamérica tienen como objetivo el estudio de los langostinos con relación a su abundancia, diversidad y distribución y los esfuerzos se centran en una sola región, temporada, población o tópico. Las características económicas, sociales y culturales en la mayoría de los países de la región han promovido la degradación del hábitat y la sobrepesca, por lo tanto, las poblaciones de este género se encuentran en peligro de extinción (García-Guerrero *et al.*, 2013). Una excepción es el *M. amazonicum*, el cual resulta ser una de las especies más estudiadas y con mayor potencial para realizar acuacultura (Kutty *et al.*, 2000; New, 2005). El caso más importante de introducción es el de *M. rosenbergii* que tiene su área de distribución natural de Pakistán hasta Borneo y Java, pero ha sido

ampliamente cultivado dentro de su gama natural y más allá, en África y América. Existen muchos reportes en donde a partir de organismos fugitivos se han establecido poblaciones silvestres, por ejemplo en Pará y São Paulo, Brasil y Martinica. Hasta el 2001, estaba diseminado por todo el continente americano a excepción de Nicaragua, Belice, Chile, Paraguay y Bolivia (Rodríguez y Suárez, 2001). Este organismo lleva consigo y dispersa al *Macrobrachium rosenbergii* nodavirus (MrNV). A México, este langostino, fue introducido en 1973 pero hasta ahora no ha presentado los resultados esperados en cuanto a su cultivo se refiere.

Acuarismo

Otra variante del comercio creciente en animales es el que se refiere a especies ornamentales y que ha sido identificado también como una vía importante de introducción de especies acuáticas no nativas a los diferentes sistemas del orbe. Quizá esta introducción no sea tan masiva y tan evidente como la que representa la acuacultura comercial, pero las nuevas tendencias del acuarismo crean nuevas oportunidades para la importación y liberación de organismos con sus correspondientes simbiontes y enfermedades. Desafortunadamente, el mercado que abastece a los acuaristas de agua marina maneja organismos recolectados en su mayoría en arrecifes de coral o zonas aledañas, en donde para colectarlos se utilizan técnicas baratas pero destructivas como los venenos y explosivos (Martínez-Guerrero y Cid-Rodríguez, 2010). Se debe considerar que no existe un control adecuado de ningún tipo, en particular con la presencia de patógenos y/o enfermedades y que son depositados en los acuarios con organismos de diferentes sitios. Las especies de crustáceos ornamentales son atractivos principalmente por su colorido y es relativamente sencillo su manejo en acuarios en estadios adultos. Entre las especies marinas que más son apreciadas se encuentran los camarones de los géneros *Lysmata*, *Hyppolysmata*, *Stenopus*, *Periclimenes*, *Thor* y algunas más que habitan los arrecifes de coral. Existen 120 especies de diferentes grupos taxonómicos, muchas de las cuales están en peligro de extinción o bien son potencialmente invasoras (Chucholl, 2015). Varias especies comercializadas son introducidas de manera al medio silvestre convirtiéndose eventualmente de forma eventual en especies invasoras. *Procambarus fallax* f. *virginalis*, en Europa central es un excelente ejemplo de lo que es la introducción de una especie con fines ornamentales, ahora es reconocida como especie invasora en Europa y Madagascar, debido a su particular reproducción a partir de un proceso de partenogénesis, en donde de manera teórica,

no se necesitaría más que de un solo organismo para que una población completa se establezca.

Consideraciones finales

Las enfermedades infecciosas emergentes en las especies nativas se originan por actividades del hombre, siendo los mercados internacional y nacional de organismos acuáticos vivos y sus productos, los principales factores que afectan la distribución geográfica de las enfermedades. Existen enfermedades que se han detectado a partir de organismos, pero también de sus subproductos, en particular las enfermedades virales, aunque existen otros patógenos tales como bacterias, las cuales suelen ser resultado de procesos deficientes de inspección sanitaria, y que afectan a las especies nativas. La degradación del hábitat puede a su vez favorecer la susceptibilidad de las poblaciones a enfermedades. El manejo de los cultivos a altas densidades y, por lo tanto, una alta frecuencia de contacto, a menudo comprometen la salud de los organismos y permite una acelerada propagación y selección de cepas de patógenos más virulentos. El movimiento de animales vivos es la principal vía de propagación de las enfermedades. En el caso del acuarismo, la dispersión de organismos de un lugar a otro debe observar fuertes medidas de control durante la manipulación, transporte y entrada a acuarios nuevos. Para ambos tipos de transferencia, comercial o recreacional, es necesario un comercio regulado y la estandarización de técnicas de manejo. Para el caso del acuarismo en México, existe la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables (LGPAS) y la Ley General de Equilibrio Ecológico y de Protección al Ambiente (LGEEPA,), esta última habla de este comercio regulado. Por último, conforme la industria de la acuacultura y el acuarismo se desarrollen, va a ser muy probable ver en el futuro enfermedades nuevas de animales acuáticos, lo que sugiere el desarrollo de nuevos enfoques para evitar el impacto negativo sobre nuestro medio ambiente.

Literatura citada

Arthur, J. R., y Subasinghe, R. P. (2002). Potential adverse socio-economic and biological impacts of aquatic animal pathogens due to hatchery-based enhancement of inland open-water systems, and possibilities for their minimisation. *FAO FISHERIES TECHNICAL PAPER*, 113-126.

Barbaresi, S., y Gherardi, F. (2000). The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy. *Biological invasions, 2(3), 259-264*.

Bell, T. A., y Lightner, D. V. (1984). IHHN virus: infectivity and pathogenicity studies in Penaeus stylirostris and Penaeus vannamei. *Aquaculture, 38(3)*, 185-194.

Bonami, J. R., Lightner, D. V., Redman, R. M., y Poulos, B. T. (1992). Partial characterization of a togavirus (LOVV) associated with histopathological changes of the lymphoid organ of penaeid shrimps. *Diseases of Aquatic Organisms,* 14, 145-152.

Boonyaratpalin, S., Supamattaya, K., Kasornchandra, J., Direkbusaracom, S., Aekpanithanpong, U., y Chantanachooklin, C. (1993). Non-occluded baculo-like virus, the causative agent of yellow head disease in the black tiger shrimp (*Penaeus monodon). Fish Pathology, 28(3),* 103-109.

Bortolini, J. L., Alvarez, F., y Rodríguez-Almaraz, G. (2007). On the presence of the Australian redclaw crayfish, Cherax quadricarinatus, in Mexico. *Biological Invasions, 9(5)*, 615-620.

Brown, C. (2000). Emerging infectious diseases of animals: An overview. In *Emerging diseases of animals (pp. 1-12). American Society of Microbiology.*

Chantanachookin, C., Boonyaratpalin, S., Kasornchandra, J., Direkbusarakom, S., Ekpanithanpong, U., Supamataya, K. y Flegel, T. W. (1993). Histology and ultrastructure reveal a new granulosis-like virus in *Penaeus monodon* affected by yellow-head disease. *Diseases of Aquatic Organisms, 17,* 145-145.

Chien, T., Hsu-Hien, H., Sheng-Hsieng, C., Jung-Ping, H., Shu-Ting, K., Nan-Jung, L., Tien-Lai, H., Ming-Chang, L. y Shih-Yuh L., (1999). Taura syndrome in Pacific white shrimp *Penaeus vannamei* cultured in Taiwan. *Diseases of Aquatic Organisms, 38*, 159-161.

Chong, Y. C. y Loh, H. (1984). Hepatopancreas chlamydial and parvoviral infections of farmed marine prawns in Singapore. *Singapore Veterinary Journal, 9*, 51-56.

Chucholl, C. (2013). Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions, 15(1),* 125-141.

Chucholl, C., y Wendler, F. (2017). Positive selection of beautiful invaders: long-term persistence and bio-invasion risk of freshwater crayfish in the pet trade. *Biological invasions, 19(1)*, 197-208.

Daszak, P., Cunningham, A. A., y Hyatt, A. D. (2000). Emerging infectious diseases of wildlife--threats to biodiversity and human health. *Science, 287(5452),* 443-449.

Daszak, P., Cunningham, A. A., y Hyatt, A. D. (2001). Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta tropica*, *78*(2), 103-116.

Durand, S., Lightner, D. V., Nunan, L. M., Redman, R. M., Mari, J. y Bonami, J. R. (1996). Application of gene probes as diagnostic tools for white spot baculovirus (WSBV) of penaeid shrimp. *Diseases of Aquatic Organisms, 27(1),* 59-66.

Edgerton, B. F., y Owens, L. (1999). Histopathological surveys of the redclaw freshwater crayfish, Cherax quadricarinatus, in Australia. *Aquaculture, 180(1-2),* 23-40.

Edsman, L. (2004). The Swedish story about import of live crayfish. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, (372-373), 281-288.

European Commission (2016). Commission implementing regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of union concern pursuant to regulation (EU) No. 1143/2014 of the European parliament and of the council. Off J EU 59:4-8.

Flegel, T. W., Sriurairatana, S., Wongterrasupaya, C., Boonsaeng, V., Panyim S. y With- yachumnarnkul, B. (1995). Progress in characterization and control of yellow-head virus of *Penaeus monodon*. En Browdy, C. L., Hopkins, J. S. (Eds.), Swimming Through Troubled Water, Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, L A, pp. 76-83.

Food and Agricultural Administration of the United Nation (FAO) (2000). Los pequeños estanques. Grandes integradores de la producción agropecuaria y la cría de peces. Roma, Italia. 30 pp.

Geiger, W., Alcorlo, P., Baltanas, A., y Montes, C. (2005). Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasions, 7(1),* 49-73.

Gherardi, F., Tarducci, F. y Vannini, M. (1988). Locomotor activity in the freshwater crab Potamon fluviatile: the analysis of temporal patterns by radio-telemetry. *Ethology, 77(4), 300-316.*

Gherardi, F., Barbaresi, S., y Salvi, G. (2000). Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii, an invasive crayfish. Aquatic Sciences, 62(2),* 179-193.

Harvell, C. D., K., Kim, J. M., Burkholder, R. R., Colwell, P. R., Epstein, D. J., Grimes, E. E., Hofman, E. K., Lipp, A. D., M. E. Osterhaus, R. M., Overstreet, J. W., Porter, G. W. Smith, y Vasta, G. R. (1999). Emerging marine diseases--climate links and anthropogenic factors. *Science, 285(5433),* 1505-1510.

Hill, B. (2002). National and international impacts of white spot disease of shrimp. Bulletin-European *Association of Fish Pathologists, 22(2),* 58-65.

Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., y Padilla, D. K. (2018). Can introduced species replace lost biodiversity? A test with freshwater molluscs. *Hydrobiologia, 810(1),* 45-56.

Kibenge, F. S. B. (2016). Determinants of Emergence of Viral Diseases in Aquaculture. In Aquaculture Virology (pp. 95-116). Academic Press.

Kutty, M. N., Herman, F., y Le Menn, H. (2000). Culture of other prawn species. Freshwater prawn culture: the farming of Macrobrachium rosenbergii, 393-410.

Lightner, D. V., Redman, R. M., Poulos, B. T., Nunan, L. M., Mari, J. L., y Hasson, K. W. (1997). Risk of spread of penaeid shrimp viruses in the Americas by the international movement of live and frozen shrimp. *Revue scientifique et technique-Office international des épizooties, 16, 146-160.*

Lightner, D. V., y Redman, R. M. (1985). A parvo-like virus disease of penaeid shrimp. *Journal of Invertebrate Pathology, 45(1),* 47-53.

Lightner, D. V., y Redman, R. M. (1993). A putative iridovirus from the penaeid shrimp Protrachypene precipua Burkenroad (Crustacea: Decapoda). *Journal of Invertebrate Pathology, 62(1)*, 107-109.

Lightner, D. V., & Redman, R. M. (1998). Shrimp diseases and current diagnostic methods. *Aquaculture, 164(1-4)*, 201-220.

Lu, Y., Tapay, L. M., Loh, P. C., Gose, R. B., y Brock, J. A. (1997). The pathogenicity of a baculo-like virus isolated from diseased penaeid shrimp obtained from China for cultured penaeid species in Hawaii. *Aquaculture International (United Kingdom).*

Magnuson, J. J., Capelli, G. M., Lorman, J. G., y Stein, R. A. (1975). Consideration of crayfish for macrophyte control. In *Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological control.*

Martínez-Guerrero, B., y María del Rosario, P. (2010). El comercio de los camarones de ornato: el marco legal y sus complicaciones. *Ciencia y Mar, 14(40),* 69-74.

Masser, M., & Rouse, D. (1990). Australian crayfish. Natural resources series (USA).

Moser, J. R., Galván, D. A., Mendoza, F., Encinas, T., Coronado, D. E., Portillo, G., Marques, M. R. F., Magallón, F. J. y Hernández, J. (2012). Water temperature influences viral load and detection of White Spot Syndrome Virus (MSSV) in *Litopenaeus vannamei and wild crustaceans. Aquaculture*, *326*, 9-14.

Mrugała, A., Kozubíková-Balcarová, E., Chucholl, C., Resino, S. C., Viljamaa-Dirks, S., Vukić, J., y Petrusek, A. (2015). Trade of ornamental crayfish in Europe as a possible introduction pathway for important crustacean diseases: crayfish plague and white spot syndrome. *Biological Invasions, 17(5)*, 1313-1326.

Murray, A. G. (2013). Epidemiology of the spread of viral diseases under aquaculture. *Current opinion in Virology, 3(1)*, 74-78.

Murray, A. G., y Peeler, E. J. (2005). A framework for understanding the potential for emerging diseases in aquaculture. *Preventive veterinary medicine, 67(2-3),* 223-235.

New, M. B. (2005). Freshwater prawn farming: global status, recent research and a glance at the future. Aquaculture research, 36(3), 210-230.

Nunan, L. M., Poulos, B. T., y Lightner, D. V. (1998). The detection of white spot syndrome virus (WSSV) and yellow head virus (YHV) in imported commodity shrimp. *Aquaculture, 160(1-2)*, 19-30.

Papavlasopoulou, I., Perdikaris, C., Vardakas, L., y Paschos, I. (2014). Enemy at the gates: introduction potential of non-indigenous freshwater crayfish in Greece via the aquarium trade. *Central European Journal of Biology, 9(1)*, 11-18.

Parrish, C. R., Holmes, E. C., Morens, D. M., Park, E. C., Burke, D. S., Calisher, C. H., Laughlin, C. A., Saif, L. J. y Daszak, P. (2008). Cross-species virus transmission and the emergence of new epidemic diseases. *Microbiol. Mol. Biol. Rev., 72(3),* 457-470.

*P*atoka, J., Kalous, L., y Kopecký, O. (2014). Risk assessment of the crayfish pet trade based on data from the Czech Republic. *Biological Invasions, 16(12),* 2489-2494.

Patoka, J., Petrtýl, M. y Kalous, L. (2014). Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, (414)*, 13.

Peay, S., Holdich, D. M., y Brickland, J. (2010). Risk assessments of non-indigenous crayfish in Great Britain. *Freshwater Crayfish, 17(1)*, 109-122.

Peeler, E. J., Oidtmann, B. C., Midtlyng, P. J., Miossec, L., y Gozlan, R. E. (2011). Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions, 13(6)*, 1291-1303.

Plowright, R. K., Sokolow, S. H., Gorman, M. E., Daszak, P., y Foley, J. E. (2008). Causal inference in disease ecology: investigating ecological drivers of disease emergence. *Frontiers in Ecology and the Environment, 6(8)*, 420-429.

Provenzano, A. J. Jr. (1985). Commercial culture of decapod crustaceans. En Provenzano A. J. Jr. (Ed.), Economic Aspects: Fisheries and Culture. In: Bliss D. E. (Ed.), The Biology of Crustacea (269-314), Vol. 10. Academic Press.

Rabitsch, W. y Essl, F. (2006). Biological invasions in Austria: patterns and case studies. *Biological invasions, 8(2)*, 295-308.

Rodríguez, G. y Suárez, H. (2001). Anthropogenic dispersal of decapod crustaceans in aquatic environments. *Interciencia, 26(7)*, 282-288.

Sandström, A., Andersson, M., Asp, A., Bohman, P., Edsman, L., Engdahl, F., Nyström, P., Stenberg, M., Hertonsson, P. Vralstad, T. y Granèli, W. (2014). Population collapses in introduced non-indigenous crayfish. *Biological invasions, 16(9)*, 1961-1977.

Thitamadee, S., Prachumwat, A., Srisala, J., Jaroenlak, P., Salachan, P. V., Sritunyalucksana, K., Flegel, T. W. y Itsathitphaisarn, O. (2016). Review of current disease threats for cultivated penaeid shrimp in Asia. *Aquaculture, 452*, 69-87.

Torchin, M. E., Byers, J. E., y Huspeni, T. C. (2005). Differential parasitism of native and introduced snails: replacement of a parasite fauna. *Biological Invasions, 7(6)*, 885-894.

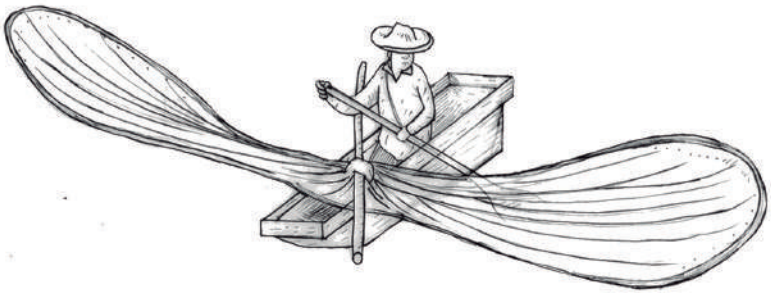
Walker, P. J., y Winton, J. R. (2010). Emerging viral diseases of fish and shrimp. *Veterinary research, 41(6)*, 51.

Wang, Q., White, B. L., Redman, R. M., y Lightner, D. V. (1999). Per os challenge of Litopenaeus vannamei postlarvae and Farfantepenaeus duorarum juveniles with six geographic isolates of white spot syndrome virus. *Aquaculture, 170(3-4)*, 179-194.

Wang, C. H., Tsai, T. J., Kou, G. H. y Chen, S. N. (1997). Detection of white spot disease virus in wild-caught greasy back shrimp, *Metapenaeus ensis (de Haan) in Taiwan. Fish Pathology, 32*, 35-41.

Wongteerasupaya, C., Sriurairatana, S., Vickers, J. E., Anutara, A., Boonsaeng, V., Panyim, S., Tassanakajon, A., Withyachumnarnkul, B. y Flegel, T. W. (1995). Yellow-head virus of Penaeus monodon is an RNA virus. *Diseases of Aquatic Organisms, 22(1)*, 45-50.

Woolhouse, M. E., & Gowtage-Sequeria, S. (2005). Host range and emerging and reemerging pathogens. Emerging infectious diseases, 11(12), 1842.



Comparación de la composición y abundancia de la comunidad Íctica del río Teuchitlán, Jalisco, México empleando tres artes de pesca

Yvonne Herrerías-Diego[1,3]
Omar Domínguez-Domínguez[2,3*]
Martina Medina-Nava[2]
Oscar Ávila[2]
Valentín Mar-Silva[1]

[1] Laboratorio de Vida Silvestre, Facultad de Biología Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

[2] Laboratorio de Biología Acuática Facultad de Biología Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

[3] Laboratorio Nacional de Síntesis Ecológica

[*] Autor para correspondencia:

Resumen

La perturbación del hábitat, producto de la fragmentación antropogénica, es uno de los principales problemas que enfrentan los diferentes ambientes alrededor del mundo. Los sistemas acuáticos representan uno de los ambientes sobre el que existe más presión, en particular aquellos donde se han establecido asentamientos humanos. El centro de México es un claro ejemplo de lo anterior. El río Teuchitlán, afluente de la cuenca del río Ameca, Jalisco se caracteriza por presentar una elevada tasa en el cambio de uso de suelo y un fuerte impacto antropogénico, tanto por el uso agrícola ganadero como por el crecimiento de la mancha urbana que ha rodeado por completo el río, de igual forma la introducción de especies exóticas, al uso desmedido del agua para irrigación y a la contaminación urbana y agropecuaria, han impactado de forma importante a la cuenca del Río Teuchitlán. En el presente estudio, se determinaron cinco sitios de muestreo a lo largo del río Teuchitlán, para la colecta de peces se utilizó una red de arrastre tipo chinchorro, un equipo de electropesca y trampas tipo nasas. Con base en los muestreos se encontraron ocho especies de peces, de las cuales sólo tres son nativas y las otras cinco son exóticas, siendo *Pseudoxhiphophorus bimaculatus* la especie dominante, y *Ameca splendens* y *Xiphophorus maculatus* las especies con la menor abundancia. Las trampas tipo nasa y el chinchoro presentaron una composición íctica similar en los sitios, mientras que la electropesca presentó una mayor homogeneidad en la captura entre sitios y un arreglo de la comunidad diferente, siendo más eficiente para la recolecta de *Zoogoneticus purepechus*. Sin embargo, independientemente del arte de pesca empleado, el río Teuchitlán presenta un fuerte impacto de antropización que está ocasionando la pérdida de las características propias del río, como son alteraciones en el flujo, incremento en la lineariedad y estancamiento del agua, lo que ha ocasionado una homogenización de hábitats y por ello una pérdida en el número de especies.

Introducción

México es un país con una alta diversidad biológica y centro de origen de varios grupos de organismos (Domínguez-Domínguez, 2008 y Espinosa-Pérez, 2014). Para la ictiofauna no podía ser la excepción, ya que cuenta con un número importante de ríos, manantiales y lagos, lo que ha permitido la diversificación y alta riqueza de los peces de agua dulce (Domínguez-Domínguez *et al*., 2006). La mayoría de estos cuerpos de agua se encuentran en la zona Centro de México (De la Vega-Salazar, 2003). Esta zona cuenta con una diversidad íctica de aproximadamente 100 especies nativas, siendo el 70% endémicas de la región (Miller *et al*., 2009).

Por otro lado, la región del centro de México también se ha caracterizado por presentar una alta presión antropogénica, la cual viene desde el periodo precolombino (Domínguez-Domínguez *et al*., 2007a; Corona-Santiago *et al*., 2014). La destrucción de hábitat, el cambio en el uso de suelo, la contaminación de los cuerpos de agua, la fragmentación, la explotación y canalización de los mismos, así como la introducción de especies exóticas ha puesto en riesgo la diversidad y función de los cuerpos de agua, por lo que la conservación de los peces de agua dulce y sus hábitats debe ser un tema prioritario para México (Lyons *et al*.,1998; 2000; Domínguez-Domínguez *et al*., 2005; 2007a; b).

En el caso particular de la cuenca del río Ameca, ubicada en el centro de México, la diversidad íctica es de gran importancia, ya que se reportan al menos cuatro especies endémicas (Miller y Smit, 1986), entre ellas *Zoogoneticus tequilia, Notropis amecae, Skiffia francesae* y *Ameca splendes*. Sin embargo, mucha de la ictiofauna nativa se ha reducido e incluso desaparecido debido a las actividades humanas (De la Vega-Salazar *et al*, 2003; Domínguez-Domínguez *et al*., 2008). Por lo que es necesario evaluar el efecto antrópico sobre las comunidades de peces dulceacuícolas en esta región del país, catalogada como una de las más diversas (Groombridge y Jenkins, 1998). La pérdida de la biodiversidad y el efecto que esto acarrea en los sistemas naturales es uno de los grandes desafíos a resolver para la conservación.

La conservación de la fauna nativa representa el mantenimiento del patrimonio natural del país, siendo uno de los elementos de la calidad biológica, cuyo estudio es requerido con el fin de proponer una estrategia de conservación de los cuerpos de agua. En México, la ictiofauna ha sido utilizada para la vigilancia de la calidad de las aguas de forma habitual y se han desarrollado procedimientos estandarizados para el muestreo

y su análisis (Índice de Integridad Biótica -IBI-, Lyons *et al*., 1998; Ramírez-Herrejón *et al*., 2012). Dentro del IBI las comunidades de peces se catalogan en diferentes niveles tróficos: omnívoro, insectívoro, herbívoros, piscívoro y se sitúan en los niveles próximos al vértice de la pirámide trófica. De este modo la composición y estructura de la comunidad integran la información de los niveles tróficos inferiores (especialmente de algas e invertebrados), y reflejan el estado de calidad de todo el ecosistema acuático.

Como indicadores, los peces tienen características propias que les diferencian de otros elementos biológicos (fitobentos, plancton, macroinvertebrados, macrófitas) y les hacen complementarios ineludibles. Su mayor longevidad permite a los peces ser indicadores de afectaciones e impactos históricos a las masas de aguas cuyas causas ya han desaparecido. Además, su mayor tamaño y movilidad les permite jugar un papel preponderante en los ecosistemas, al influir en el flujo de energía y transporte de sustancias y elementos.

La composición de la comunidad de peces propia de cada ecosistema acuático es el resultado de la selección sobre un número potencial de especies que derivan de la acción de diversos factores ambientales, biogeográfico y evolutivos (Odum, 1980). Sin embargo, debido a que todos los métodos de captura tienen sus limitaciones, resulta necesario elegir el modelo y diseño óptimo en función de las especies a capturar y el tipo de río, con el fin de optimizar el esfuerzo. El objetivo de este capítulo es comparar las comunidades de peces del río Teuchitlán bajo diferentes artes de pesca.

Métodos

Descripción del área de estudio

El municipio de Teuchitlán se ubica en el centro del estado de Jalisco, entre los 20°33’50’’ y 20°47’40’’ de latitud norte y de los 103°47’30’’ a los 103°51’20’’ longitud oeste, la altitud promedio es de 1,300 msnm (figura 1).

Se realizaron muestreos en cinco sitios a lo largo del cuerpo de agua, los cuales fueron definidos con la finalidad de representar las diferencias ambientales a lo largo del río (tabla 1, figura 2). La recolecta de peces se realizó empleando tres tipos de muestreo 1) red de arrastre tipo chinchorro de 4.43 m de largo, con una altura de

2.29 m y luz de malla de 1.35 mm, en un muestreo mensual a lo largo de un año; 2) electropesca durante un periodo de 30 minutos,y 3) trampas tipo nasas, siendo colocadas cinco trampas en cada sitio por tres horas. Se emplearon estos tres métodos con la finalidad de encontrar todas las especies de peces presentes, inclusive aquéllas de difícil captura. Todos los peces fueron medidos, pesados y liberados.

Tabla 1. Coordenadas geográficas de los sitios de colecta.

	Sitios	Coordenadas geográficas	
		Latitud	**Longitud**
Zona de manantiales	1. Manantial El Rincón	20º 41.380' N	103º 50.497' O
	2. Abrevadero	20º 41.398' N	103º 50.514' O
Río	3. Meandro	20º 41.307' N	103º 50.547'O
	4. Puente del balneario	20º 41.111' N	103º 50.581' O
Porción final del río	5. Desembocadura presa la Vega	20º 40.848' N	103º 50.637' O

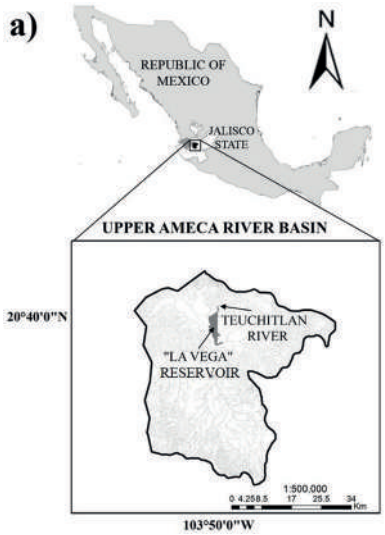


Figura 1. Ubicación geográfica del Río Teuchitlán, (Datos no publicados, Mar-Silva, 2016)

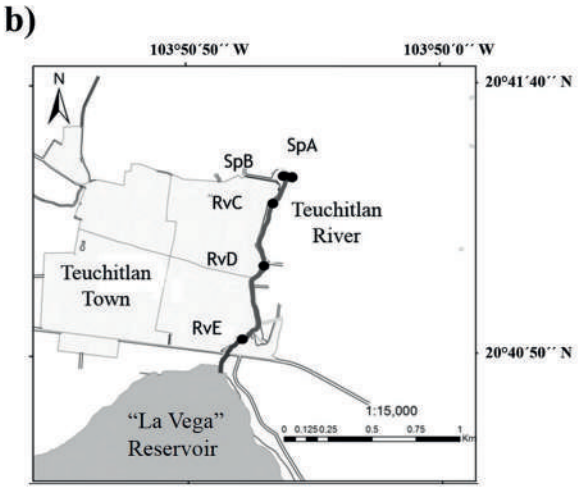


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo en el cuerpo de agua (Datos no publicados Mar-Silva, 2016).

En el presente trabajo se determinaron algunos atributos de la comunidad de peces del río Teuchitlán y su manantial, tomando en cuenta su riqueza específica, diversidad (*e.g.* Simpson, 1949; Shannon, 1949), los índices de similitud (*e.g.* Jaccard, 1996; Chao, 1984), equitatividad, dominancia y abundancia relativa.

Los índices de diversidad se obtuvieron empleando el programa EstimateS v. 9.1.0 y Past v. 3.14 (Hammer *et al.*, 2001), se construyeron dendrogramas de similitud, con el coeficiente de similitud de Jaccard empleando el programa MVSP v. 3.2, las curvas de acumulación de especies se realizaron con los datos obtenidos con el programa EstimateS v. 9.1.0 (Colwell *et al.*, 2004).

Se realizaron ANOVAS para comparar la abundancia de las diferentes especies colectadas por el arte de pesca. La variable dependiente fue la abundancia que tuvo una distribución *poisson* y se normalizó por medio del logaritmo base 10. Las variables independientes fueron la especie de pez, el arte de pesca y la interacción entre ellas.

Resultados

Se contabilizaron 1,623 peces con las trampas tipo nasa, 315 con el chinchorro y 225 con la electropesca, pertenecientes a 8 especies que representan a 2 órdenes, 3 familias y 7 géneros. El orden Cyprinodontiformes fue el mejor representado con 2 familias, Poeciliidade con 3 géneros y Goodeidae con 3 géneros (tabla 2). Sin embargo, la proporción de especies exóticas es alta y representa el 62.5% de las especies.

Tabla 2. Composición taxonómica, origen y categoría de conservación de la comunidad íctica del Río Teuchitlán.

Familia	Especie	Método de colecta			Origen	Categoría de Conservación
		Naza	Chin chorro	Electro-pesca		
Cichlidae	*Oreochromis sp.*			x	Exótica	No presenta
Goodeidae	*Ameca splendens*		x	x	Nativa	Peligro de extinción
	Goodea atripinnis	x	x	x	Nativa	Preocupación menor
	Zoogoneticus purhepechus	x	x	x	Nativa	Peligro de extinción
Poeciliidae	*Poecilia sphenops*	x	x	x	Exótica	No presenta
	Pseudoxhiphorus bimaculatus	x	x	x	Exótica	No presenta
	Xiphophorus helleri	x	x	x	Exótica	No presenta
	Xiphophorus maculatus	x	x		Exótica	No presenta

Las curvas de acumulación y rarefacción de especies con los tres artes de pesca, nasas, chinchorro y electropesca, alcanzan la asíntota, esto nos demuestran que el esfuerzo de muestreo fue suficiente (figura 3).

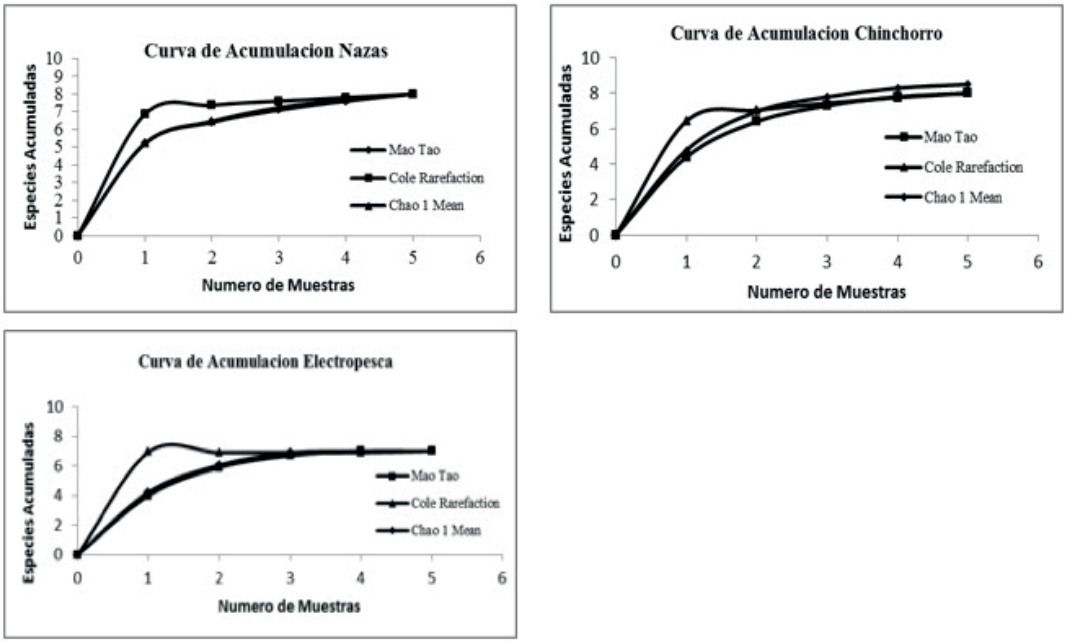


Figura 3. Curvas de acumulación de especies para cada una de las artes de pesca.

Se obtuvieron diferencias significativas en las abundancias entre los tipos de arte de pesca ($F_{2,1723}$=17.65 p=0.01) y especie ($F_{7,1720}$=32.65 p=0.001) (figura 4). Por lo que la abundancia por unidad de esfuerzo depende de la técnica de colecta y de la especie a colectar. En el caso de las nasas, la abundancia de especies estuvo dominada por *P. bimaculatus* con el 84.78%, siendo *Ameca splendens* la especie con la menor abundancia 0.06% (con un individuo contabilizado). Utilizando el chinchorro como método de colecta la abundancia de especies también estuvo dominada por *P. bimaculatus* con un 54.60% (con 172 individuos), *X. maculatus* fue la especie con la menor abundancia 0.32% (con un individuo) y *Z. purhepechus* con 0.63% (con dos individuos). La

abundancia de especies utilizando la electropesca como método de colecta estuvo dominada por *P. bimaculatus* con 27.56% (con 62 individuos), con este método no se registró ningún individuo de *Xiphophorus maculatus,* la menor abundancia la presentó *A. splendens* y *Oreochromis* sp. con un 7.11% y 7.56% (con 16 y 17 individuos respectivamente) y no se colectaron *X. maculatus.*

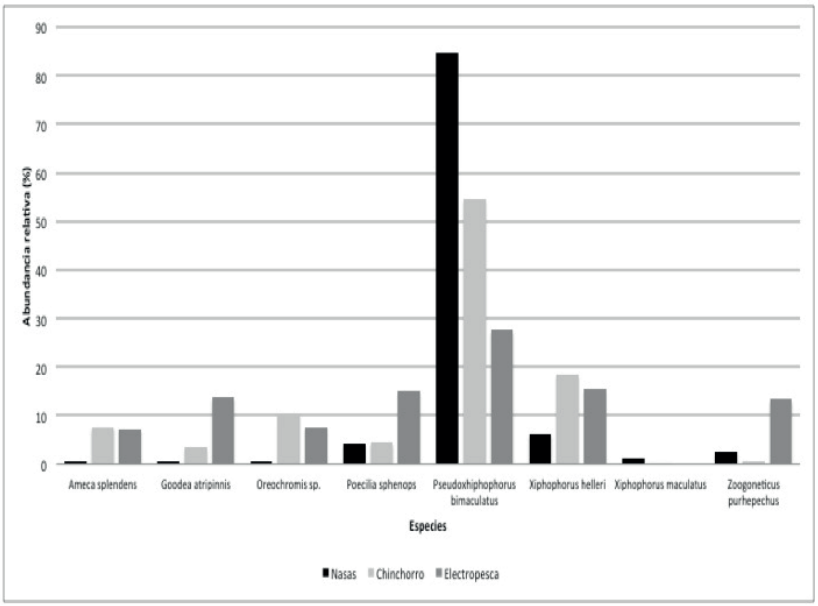


Figura 4. Abundancias relativas en porcentajes obtenidas para cada técnica de colecta.

Tabla 3. Índices de dominancia, Simpson, Shannon y números efectivos obtenidos cada arte de pesca.

Índices	Nasas	Chinchorro	Electropesca
Dominance D	0.73	0.35	0.17
Simpson 1-D	0.27	0.65	0.83
Shannon H	0.65	1.38	1.86

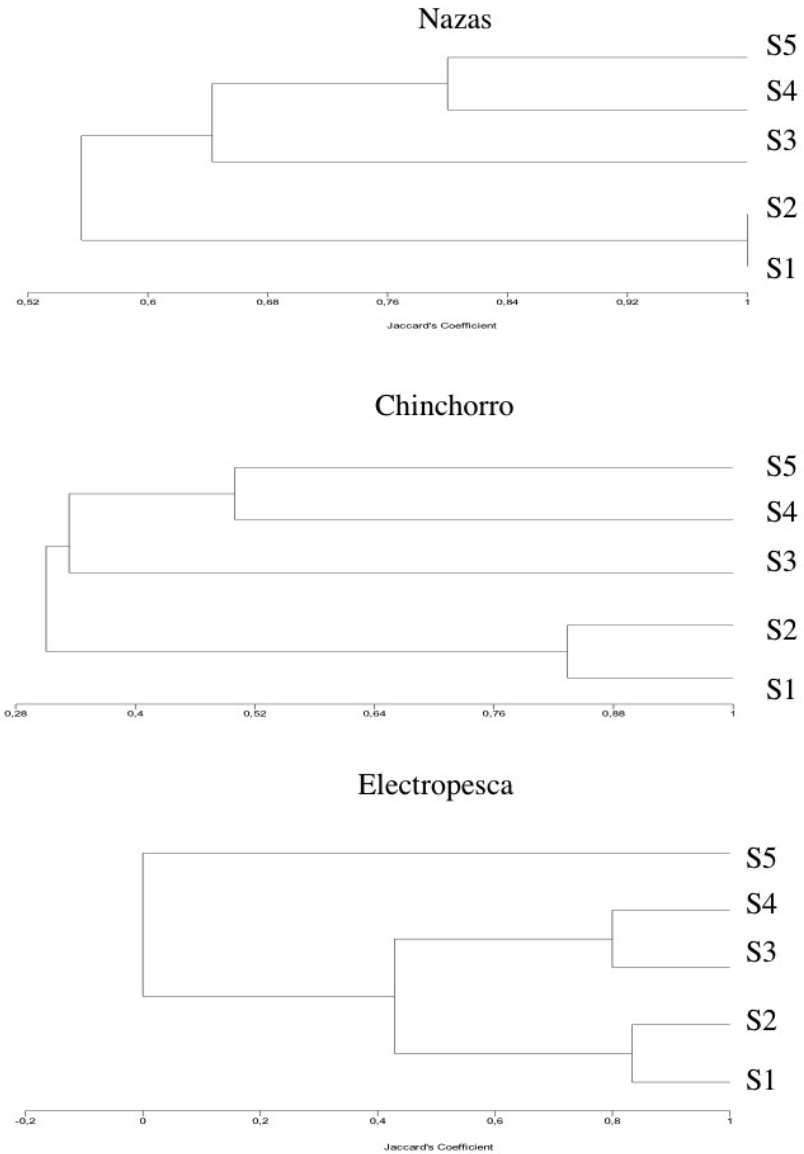


Figura 5. Dendrogramas de similitud empleando el índice de Jaccard por sitio para cada una de las técnicas de muestreo.

El índice de Simpson nos indica que la equitatividad de especies incrementó cuando se utilizaron como método de muestreo la electropesca y el chinchorro, ésta disminuyo cuando se utilizaron las nasas. La dominancia es alta cuando se utilizaron las nasas y baja cuando se utilizó la electropesca y el chinchorro, en la comunidad existe una especie claramente dominante, *P. bimaculatus*, mientras que las especies restantes presentan bajas abundancias. El índice de Shannon refleja la heterogeneidad de la comunidad con base en el número de especies presentes y a su abundancia relativa, lo que nos indica que la riqueza y diversidad es baja (tabla 3).

En cuanto al recambio de especies por sitio y por método de colecta, se presentaron diferencias en las similitudes específicas (figura 5). Con las nasas los sitios S1 y S2 presentan 1 como coeficiente de similitud, ya que comparten el total de sus especies (N=5 especies). Los sitios S4 y S5 presentan 0,8 como coeficiente de similitud, comparten 4 especies. En el caso del chinchorro los sitios S1 y S2 presentan 0,8 como coeficiente de similitud ya que comparten 5 especies. Los sitios S4 y S5 presentan 0,5 como coeficiente de similitud, comparten 2 especies. El sitio S3 tiene un valor de 0,3 de similitud, comparten una especie. Mientras que el arreglo que más difirió fue el de la electropesca donde los sitios S1 y S2 presentan 0,8 como coeficiente de similitud, comparten 5 especies. Los sitios S4 y S5 presentan 0,8 como coeficiente de similitud, comparten 4 especies.

Discusión

Con base en los muestreos, se encontraron ocho especies de peces, de los cuales tres son nativas y cinco son introducidas. La mayor abundancia, independientemente del arte de pesca empleado la obtuvo la especie exótica *P. bimaculatus,* esta mayor abundancia demuestra el grado de establecimiento que tiene la especie dentro del cuerpo de agua. Mientras que las especies que presenta la menor abundancia son nativas del lugar. Respecto a los índices de dominancia el mejor método de colecta es la electropesca, ya que por medio de este método se encontró mayor diversidad y equitatividad de especies. Con el arte de pesca “nasas” la especie dominante afectaron algunos análisis.

Las especies nativas del Río Teuchitlán, *A. splendens*, *G. atripinnis* y *Z. purhepechus* presentaron bajas abundancias con los tres métodos de colecta, lo cual brinda un panorama de su critico estado en este cuerpo de agua. La destrucción de hábitat, el

cambio en el uso de suelo, la contaminación de los cuerpos de agua, la explotación y canalización de los mismos, así como, la introducción de especies exóticas ha conducido a que las poblaciones de estas especies nativas se mantengan en declive, poniendo en serio riesgo la diversidad y función de los cuerpos de agua. En su conjunto es necesario evaluar el efecto antrópico sobre las comunidades de peces dulceacuícolas en esta región del país, catalogada como una de las más diversas. La pérdida de la biodiversidad y el efecto que esto acarrea en los sistemas naturales es uno de los grandes desafíos a resolver para la conservación moderna. Donde la conservación de la ictiofauna nativa representa el mantenimiento del patrimonio natural, y a la vez garantiza un buen funcionamiento de los sistemas acuáticos.

La manera de generar información de la presencia o ausencia de especies de peces en cualquier cuerpo de agua, por grande o pequeño que éste sea, es colectando ejemplares de cada una de las especies presentes. Las consideraciones que se deben tener presentes antes de seleccionar un arte de pesca son: 1) Los objetivos del muestreo; de manera general existen tres objetivos principales: a) caracterizar la estructura, composición y distribución espacial y temporal de la ictiofauna (densidad y abundancia relativa); b) colecta de organismos vivos o muertos para estudios de biología o ecología básica, y c) estudios taxonómicos. 2) El tipo y dimensiones del hábitat; si es un río, presa, un estuario, un lago o laguna costera. 3) Preferencia de los ejemplares en la columna de agua, si permanece muy cerca del fondo, cerca de la superficie, entre la vegetación acuática o entre las rocas.4) Las tallas de ejemplares que se quieran colectar.

La pesca eléctrica puede resultar una técnica muy eficiente en ríos vadeables con una conductividad de entre 50 y 2000 µS/cm (Smith-Root, 1995). En zonas profundas o poco accesibles su rendimiento disminuye, al igual que en aguas poco conductoras (por ejemplo, zonas de alta montaña) o con alta salinidad (estuarios). El tamaño del pez también influye, de manera que a mayor tamaño, mayor sensibilidad a la corriente eléctrica. Los juveniles o especies que no superan los 5 cm son difícilmente capturables (o con baja eficiencia) aunque es posible modificar el equipo, como usar un ánodo (aro) de menor diámetro, con el fin de concentrar la diferencia de potencial a su alrededor y facilitar su captura. Les pesca eléctrica también es más eficiente con temperaturas de agua más elevadas, especialmente a partir de 15 ºC (Randall, 1990).

Por otro lado, en ríos poco profundos, las trampas tipo nasas y los chinchorros han demostrado ser más eficientes y capturar un mayor rango de tallas y especies (Hubbert *et al.,* 1996, Clavero *et al*., 2006), aunque el chinchorro disminuye su eficiencia

si el fondo es rocoso o pedregoso. Estas redes permiten la entrada de los peces pero no su salida. Suelen usarse en profundidades inferiores a 3 m. Son propias de orilla y de fondo. En este caso, el chinchorro y las trampas nasas dieron similitudes en la comunidad muy parecidas, mientras que la electropesca produjo arreglos en la comunidad diferentes, esto dado a los hábitos de vida de algunas especies que fueron capturadas con mayor eficiencia por la electropesca, como fue el caso de *Zoogoneticus purhepechus*.

Agradecimientos

Este capítulo fue realizando gracias al financiamiento proporcionado por la RED TEMÁTICA: BIOLOGÍA, MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LA FAUNA NATIVA EN AMBIENTES ANTROPIZADOS (REFAMA CONACYT). Además forma parte del proyecto de CONABIO Reintroducción de *Zoogoneticus tequila* en los manantiales de Teuchitlán, Jalisco, ODD -CHESTER ZOO Conservation and reintroduction of goodeids, ODD- The Mohamed bin Zayed Reintroduction of the extinct species *Zoogoneticus tequila* (Cyprinodontiformes: Goodeidae) to its natural habitat.

Literatura citada

Corona-Santiago, D. K., Doadrio, I. y Domínguez-Domínguez, O. (2015). Evolutionary History of the Live-Bearing Endemic Allotoca diazi Species Complex (Actinopterygii, Goodeinae): Evidence of Founder Effect Events in the Mexican Pre-Hispanic Period. *PloS one*, *10*, e0124138.

Clavero M., Blanco-Garrido, F. y Prenda, J. (2006). Monitoring small fish populations in stremas: A comparison of four passive methods. *Fisheries Research, 78*, 243-251.

Colwell, R. K., Maoy, C. X. Chang, J. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85, 2717-2727.

Couvet, D. (2002). Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. *Conservation Biology, 16*, 369-376.

Dibattista, J. D. (2008). Patterns of genetic variation in anthropogenically impacted populations. *Conservation Genetics, 9*, 141-156.

Domínguez-Domínguez, O., Mercado-Silva, N., Lyons, J. y Grier, H. J. (2005). "Goodeid fi shes photos". En Uribe-Aranzabal, M. C. y Grier, H. (Eds.), *Proceedings of the II International Symposium on Livebearing Fishes*. New Life, Homestead, Florida.

Domínguez-Domínguez, O., Doadrio, I. y Pérez-Ponce de León, G. (2006). Historical biogeography of some river basins in central Mexico evidenced by their goodeine freshwater fishes: a preliminary hypothesis using secondary Brooks parsimony analysis. *Journal of Biogeography*, *33*, 1437-1447.

Domínguez-Domínguez, O., Boto, L., Alda, F., Pérez-Ponce de León, Gerardo y Doadrio, I. (2007). Human impacts on drainages of the Mesa Central, Mexico, and its genetic effects on an endangered fish, *Zoogoneticus quitzeoensis. Conservation Biology*, *21*, 168-180.

Domínguez-Domínguez, O., Zambrano, L., Escalera-Vázquez, L. H., Pérezrodríguez, R., Pérez-Ponce de León, G. (2008). Cambio en la distribución de goodeidos (Osteichthyes: Cyprinodontiformes: Goodeidae) en cuencas hidrológicas del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 79*, 501-512.

Espinosa-Pérez, H. (2014). Biodiversidad de peces en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, Supl., 85*, S450-S459.

Ewers, R. M. y Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews, 81*, 117-142.

Frankham, R. (1998). Inbreeding and extinction: island populations. *Conservation Biology, 12*, 665-675.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, 34*, 487-515.

Groombridge, B. y Jenkins, M. (1998). *Freshwater biodiversity: a preliminary global* assessment. World Conservation Press, Cambridge, United Kingdom.

Hammer, Ø., Harper, Ryan, D. A. T. y Past, P. D. (2001). Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica 4(1)*, 9 pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Hubert W.A. (1996). Passive capture techniques. En B. R. Murphy y D. W. Willi (Eds.), *Fisheries techniques* (pp. 157-182). Bethesda: American Fisheries Society.

Johansson, M., Primmery, C. R. y Merila, J. (2007). Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (Rana temporaria). *Molecular Ecology, 16*, 2693-2700.

Klein Breteler, J. G. P., Raat, A. J. P. y Grimm, M. P. (1990). Efficiency and selectivity in fishing with Electricity. En Cowx, I. G. (Ed.), *Developments in electric fishing* (pp. 219-228). Oxford: Fishing News Books.

Krebs, C. J. (1998). *Ecological methodology*. Menlo Park: Addison Wesley Longman Inc.

Lawler, J. J., Aukema, J. E., Grant, J. B., Halpern, B. S., Kareiva, P., Nelson, C. R., Ohleth, K. *et al*. (2006). Conservation science: a 20-year report card. *Frontiers in Ecology and the Environment, 4*, 473-480.

Lyons, J., González-Hernández, G., Soto-Galera, E. y Guzmán-Arroyo, M. (1998). Decline of freshwater fishes and fi in selected drainages of west-central México. Fisheries Management, *American Fisheries Society, 23*, 10-18.

Lyons, J., Gutiérrez-Hernández, A., Díaz-Pardo, E., Soto-Galera, E., Medina-Nava, M. y Pineda-López, R. (2000). Development of a preliminary index of biotic integrity on fish assemblages to assess ecosystem condition lakes of central Mexico. *Hydrobiologia, 418*, 57-72.

Mar Silva, L. M. (2016). *Evaluación del complejo de manantiales y río Teuchitlán, Jalisco-México, Usando integridad biótica*. México: Tesis de Licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Biología.

Miller R. R. y Smith, L. M. (1986). Origin and geography of the fishes of central Mexico. En Hocutt, C. R. y Wiley, E. O. (Eds.), *Zoogeography of North American Freshwater Fishes* (pp. 487-517). Nueva York: John Wiley & Sons.

M., R. E. y Blair, P. D. (2009). *Input-output analysis: foundations and extensions*. Cambridge: Cambridge University Press.

Moncayo, E. R. (1996). *Estructura y función de la comunidad de peces de la laguna de Zacapu, Michoacán*. La Paz, Baja California, México: Tesis de maestría. Centro interdisciplinario de ciencias marinas. Instituto Politécnico Nacional.

Odum, E. P. (1980). *Ecología. Principios y conceptos relativos al organización a nivel de la comunidad*. 3a. ed., pp. 154-155.

Ortega, T. H. (2014). *Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: placton, perfiiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú*. Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos, pp. 44-47.

Ramírez-Herrejón, J. P., Mercado-Silva, N., Medina-Nava, M. y Domínguez-Domínguez, O. (2012). Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Rev. Biol. Trop*, *60*, 1669-1685.

Randall R. G. (1990). Effect of water temperature, depth, conductivity and survey area on the catchability of juvenile Atlantic salmon by electric fishing in New Brunswick streams. En Cowx, I. G. (Ed.), *Developments in electric fishing* (pp. 19-90). Oxford: Fishing News Books..

Reynolds, J. B. (1996). Electrofishing. En B.R. Murphy y D.W. Willis, (Eds.), *Fisheries techniques* (pp. 221-254). Bethesda, American Fisheries Society.

Ricklefs, R. E. (1987). Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science, 235*, 167-171.

Schill, D. J., y Beland, K. F. (1995). Electrofishing injury studies: A call for population perspective. *Fisheries Research, 20*, 28-29.

Sharber, N. G. y Carothers, S. W. (1990). Influence of electric fishing pulses shape on spinal injuries in adult rainbow trout. En Cowx, I. G. (Ed.), *Developments in electric fishing* (pp. 19-26). Oxford, Fishing News Books.

Smith-Root (1995). Inc. Electrofishing manual. Vancouver: Smith-Root Inc.

Snyder, D. E. (1995). Impacts of electrofishings on fish". *Fisheries Research, 20*, 26-27.

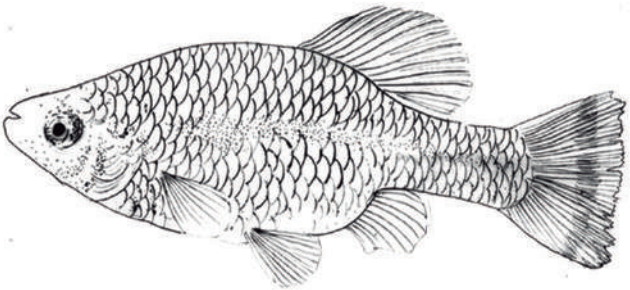
Spielman, D., Brook, B. W. y Frankham, R. (2004). Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 101*, 15261-15264.

Steinmetz, B. (1990). Electric fishing: Some remarks on its use. En Cowx, I. G. (Ed.), *Developments in electric fishing* (pp. 1-4). Oxford. Fishing News Books.

Vega-Salazar, D. Y. de la (2003). Estado de conservación de los peces de la familia Goodeidae (Cyprinodontiformes) en la mesa central de México. *Revista de biología tropical, 54(1)*, 163-177.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science, 277*, 494-499.

Waples, R. S., Zabel, R. W., Scheuerell, M. D. y Sanderson, B. L. (2008). Evolutionary responses by native species to major anthropogenic changes to their ecosystems: Pacific salmon in the Columbia River hydropower system. *Molecular Ecology, 17*, 84-96.



Índice biótico de Integridad para los arroyos San Carlos y San Antonio en el área de protección de flora y fauna, Cañón de Santa Elena, Chihuahua, México

Mauricio de la Maza-Benignos[1*]
María de Lourdes Lozano-Vilano[2]
Armando Jesús Contreras-Balderas[1,2]
María Elena García-Ramírez[2]
Perla Edith Alonso-Eguía[3]
Iris Anahí Banda-Villanueva[1]
Ignacio Alfonso Reyes-Cortés[4]
Velia Patricia Carrillo-Buentello[1]
Óscar Adrián Leal-Nares[1]

[1] Pronatura Noreste, A. C. Loma Grande 2623, Col. Loma Larga. Monterrey, Nuevo León, México, C. P. 64710

[2] Laboratorio de Ictiología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Apartado Postal 425. San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México, C. P. 66450.

[3] Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Subcoordinación de Hidrobiología y Evaluación Ambiental. Paseo Cuauhnáhuac 8532. Progreso, Jiutepec, Morelos, México, C. P. 62550.

[4] Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Chihuahua, Nuevo Campus UACH, s/n. Chihuahua, Chih., México, C. P. 31160.

* Autor para correspondencia: mmaza@pronaturane.org

Resumen

La salud ecológica de un río puede evaluarse mediante el análisis de sus componentes biológicos, fisicoquímicos y de hábitat, así como por la presencia o ausencia de especies invasoras. Los arroyos San Carlos y San Antonio, ubicados dentro del área de interés binacional río Bravo-Big Bend, están entre los sitios que han sido identificados como lugares prioritarios de conservación por la Comisión de Cooperación Ambiental. Se evaluó el estado de conservación ecológico de estos cuerpos de agua. Para ello, se modeló y caracterizó la hidrología de ambas cuencas, se realizó una evaluación cualitativa de preservación ecológica, un análisis de calidad de agua, y se asignó un Índice de Integridad Biótica (IBI, por sus siglas en inglés) sustentado en sus peces y se determinaron las líneas de base para estas métricas y otros parámetros ecológicos. Se tomaron muestras de peces y agua de nueve sitios en cada arroyo, y se estableció un lugar de referencia adicional, el arroyo "El Chapo". Para delimitar las cuencas hidrográficas San Carlos-San Antonio se utilizó el modelo digital de elevación (MDE) CEM 3.0 (INEGI, 2013) y el simulador de flujo de cuenca SIATL 2.0 en el software ArcHydro®. De forma adicional, se llevaron a cabo análisis de la calidad del agua (WQA) y análisis fisicoquímicos. Los resultados indican que: 1) están presentes niveles moderados de contaminación de coliformes fecales (CF) y coliformes totales (CT); 2) algunas secciones de los arroyos muestran niveles moderados a altos de eutrofización; 3) residuos de metales pesados; 4) sólo cuatro especies de peces están presentes en ambos sistemas; y 5) la especie exótica *Fundulus zebrinus* ha invadido el sistema. Las puntuaciones del IBI indican distintos grados de degradación ecológica, promediando una puntuación pobre (15 puntos), sin embargo, la puntuación total para los dos arroyos fue bueno (56), y el arroyo El Chapo presentó una puntuación de excelente (85), obteniendo el valor máximo en el estudio debido a que presenta poca perturbación humana. Entre las recomendaciones generales para la cuenca están: establecer un caudal ecológico para la misma; plantas de tratamiento de agua en las zonas de mayor densidad urbana; así como la implementación de programas de restauración de ribera y control de especies exóticas.

Introducción

El río Bravo es el más extenso en el norte de México y es muy importante para el bienestar económico y social de la frontera entre México y los Estados Unidos (EUA). Dentro de esta zona se ubica la Región Binacional Río Bravo-Big Bend (RBBBABI), que se considera uno de los paisajes desérticos más diversos y mejor conservados en América del Norte. Comprende un mosaico de parques y áreas naturales protegidas (ANP) federales, estatales y privadas en ambos lados de la frontera, incluye el Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) el Cañón de Santa Elena (CSE), en el municipio de Manuel Benavides, Chihuahua, siendo el área focal de este estudio. El CSE se localiza frente al Parque Nacional de Big Bend (figura 1) en los EUA.

Los arroyos San Carlos y San Antonio se encuentran dentro del CSE y conforman la subcuenca hidrológica de San Carlos. Éstos han sido identificados como sitios de conservación prioritarios por la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) y son de gran valor para las comunidades (~1,600 habitantes) que viven dentro del CSE.

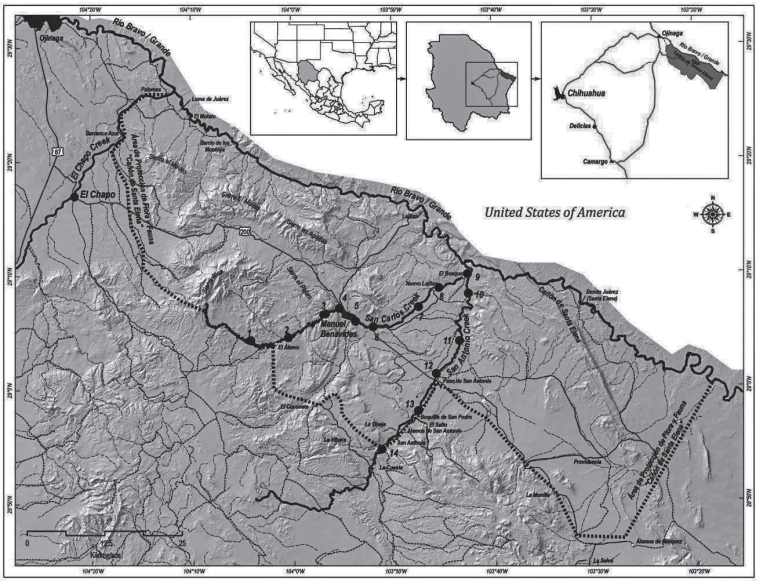


Figura 1. Estaciones de monitoreo de sitios dentro del Cañón de Santa Elena (CSE) y arroyo El Chapo, Chihuahua, México.

Los IBI son herramientas multimétricas que se han utilizado de manera amplia para evaluar las condiciones ambientales acuáticas y su funcionalidad, usando típicamente peces, macroinvertebrados y/o conjuntos de algas (*e.g.* diatomeas), como indicadores del estado de salud y perturbación ecológica en ríos y lagos, calibrando y aplicando una serie de mediciones tales como: la riqueza de especies, variaciones en las combinaciones particulares de las especies (*i.e.* ensambles de peces), biomasa, presencia/ausencia de especies no nativas, y/o abundancia de taxones indicadores de contaminación, contra sitios de referencia no perturbados o mínimamente perturbados (Contreras-Balderas *et al.*, 2003; Karr y Yoder, 2004; Lozano-Vilano *et al.*, 2009).

Se han desarrollado de manera separada IBI para el río Bravo y sus afluentes en ambos lados de la frontera México-EUA. Por ejemplo, Linam *et al.* (2002) utilizaron cinco sitios poco perturbados como referencia y 11 métricas adaptadas de Karr *et al.* (1986) para evaluar la integridad biótica de los arroyos en Texas Ecoregion 24, Southern Deserts y Lozano-Vilano *et al.* (2009) emplearon un enfoque distinto (histórico) de la cercana cuenca del río Conchos, que es el principal afluente en México del río Bravo, y un conjunto similar de 14 métricas para desarrollar un IBIh (IBI histórico). Para el suroeste de EUA, se ha observado que hay una correlación directa entre la extensión de la cuenca, es decir longitud y área de captación, y riqueza de especies (Whiteside y McNatt, 1972; Horwitz, 1978; Linam *et al.*, 2002).

La composición y dinámica de las comunidades de peces de los arroyos San Carlos y San Antonio no se han estudiado de forma previa, por lo que este estudio tuvo como objetivo caracterizar la hidrología de estas cuencas y determinar sus bases biológicas y fisicoquímicas para desarrollar un índice de integridad biótica (IBI).

Material y métodos

Área de estudio

Los arroyos San Carlos y San Antonio se encuentran ubicados en la cuenca del río San Carlos, que tiene un clima de desierto árido (BWh) con lluvias en verano y propenso a temperaturas extremas, en donde, la evapotranspiración se estima en 98%, y los escurrimientos representan aproximadamente 1.8% de la precipitación total (CEC, 2014b).

El balance superficial y subterráneo en la cuenca es crítico durante todo el año. La zona presenta un déficit hídrico de alrededor de 700 mm en los valles, 600 mm al pie de las sierras y 500 mm en elevaciones más altas (INEGI, 2005; CEC, 2014b). Los flujos superficiales son alimentados principalmente por manantiales que brotan en el lecho de los ríos, con zonas de recarga en las montañas circundantes Sierra Rica, Pajarito de la Sierra, Sierra La Mina y Sierra Azul.

El pueblo de Manuel Benavides (916 habitantes) está situado en el borde del arroyo San Carlos, mientras que un número de pequeñas poblaciones como Álamos de San Antonio (131 habitantes), Paso de San Antonio (81 habitantes), Nuevo Lajitas (65 habitantes), y Escobillas de Abajo (46 habitantes) se encuentran situadas a lo largo de la orilla del arroyo San Antonio, que es un sitio favorecido por el manto freático poco profundo, que proporciona a los habitantes agua de una calidad aceptable durante todo el año.

Modelo hidrológico

Para caracterizar la cuenca hidrográfica San Carlos-San Antonio, se integraron las características hidrológicas de ambos sistemas fluviales para el desarrollo de un modelo hidrológico utilizando la Comisión de Cooperación Ambiental-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CEC-CONANP), Sistema de Información Geográfica Pronatura Noreste (SIG) (CEC, 2012), la herramienta de modelado digital de elevación (MDE) CEM 3.0 (INEGI 2013) y el software ArcHydro®.

Con este software se construye una red geométrica que nos permite modelar el flujo de agua desde el nacimiento hasta la desembocadura del río, en el canal principal o desde cualquier punto dentro de la red hidrográfica, utilizando un conjunto de líneas interconectadas y puntos que muestran los caminos de los flujos del río (Rivera *et al.*, 2012). Su interfaz completa consta de cinco elementos: drenaje, redes, canales, hidrografía y series de tiempo. También utilizamos la herramienta CEM 3.0 MDE (INEGI, 2013) para el análisis raster donde se delimitaron las cuencas y subcuencas y se definieron los parámetros hidrológicos básicos para identificar las características hidrológicas de cada arroyo (ESRI, 2009; Kraemer y Panda, 2009; Abdulla, 2011).

De acuerdo a Rivera *et al.* (2012) se definieron las direcciones y la acumulación de flujo, la red hidrográfica y las delimitaciones de las cuencas y subcuencas de captación (figura 2), y utilizamos estos datos para construir una red geométrica con las líneas

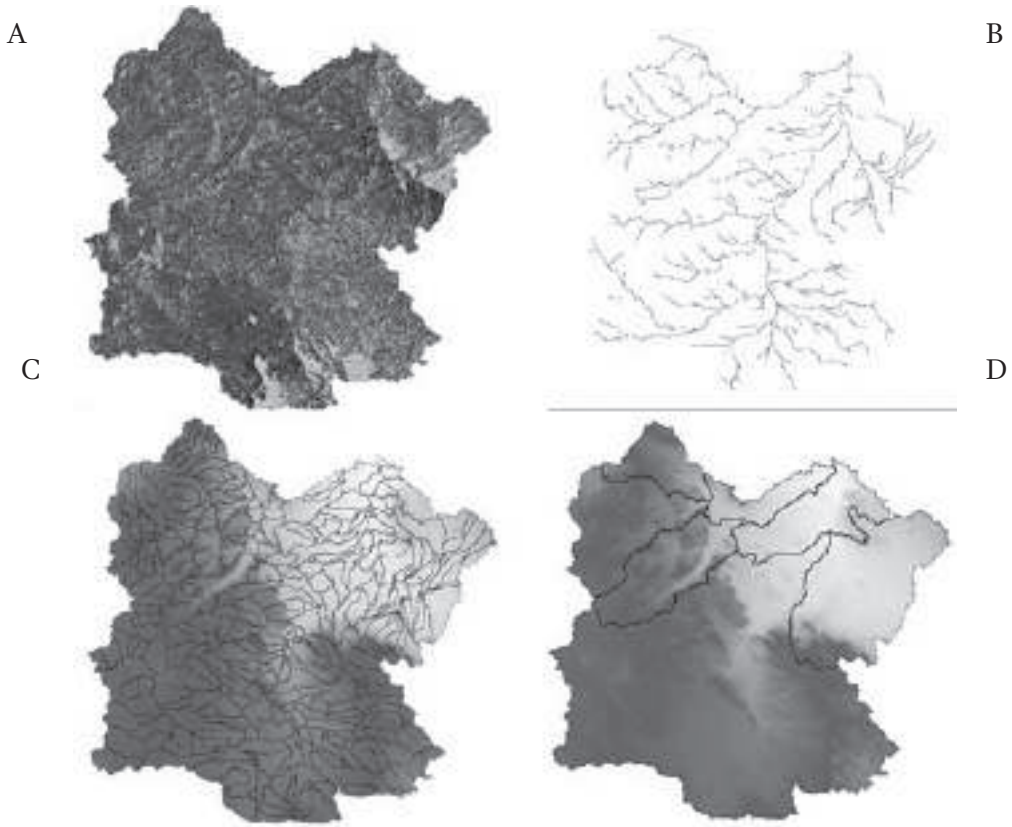


Figura 2. - Proceso ArcHydro® para los arroyos San Carlos y San Antonio: A) direcciones de flujo, B) acumulaciones de flujo, C) delimitación semiautomática de las zonas de captación, y D) delimitación de cuenca y sub-cuenca.

de drenaje para las dos cuencas hidrográficas, integrando información adicional que se produjo utilizando el simulador de flujo de cuenca SIATL 2.0 en el modelo (figura 3). Este simulador proporciona una red hidrográfica con características geométricas que facilita el modelado hidrológico derivando los canales del río principal y sus afluentes y trazando el flujo de agua desde cualquier punto de la red hasta la desembocadura del río de la cuenca (INEGI, 2010). También se construyó una red geométrica para analizar los flujos de los ríos(figura 3).

Figura 3 - Red hidrológica de los arroyos San Carlos y San Antonio, analizada mediante SIATL 2.0.

Selección del sitio

Una serie de visitas exploratorias se realizaron de marzo a abril de 2014, a fin de seleccionar los sitios de muestreo. Usando el SIG (ver "modelado hidrológico" arriba), caracterizamos ambos arroyos usando los siguientes parámetros morfométricos: área de la cuenca (*A*); perímetro de la cuenca (*P*); gradiente altitudinal (*Ag*); pendiente media (*J*); longitud del canal principal del río (*Lb*); pendiente del canal principal del río (*j*); longitud total del sistema (*Lc*); densidad de drenaje (*Dd*); secuencia de órdenes de la corriente (*Or*); factor de forma (*Kf*); índice de alargamiento (*Ia*); coeficiente de compactación (*Kc*); coeficiente de masa (*Km*); y el tiempo de concentración (*Tc*) (tabla 5). Partiendo de este análisis hidrológico, se seleccionaron 14 sitios a través de los dos arroyos que fueron representativos de toda la gama de condiciones morfológicas presentes (figura 1). Entre los 12 sitios se incluyen: las comunidades de peces del cercano río Conchos, que se une al río Bravo (RB) 84 km al NO; el arroyo El

Chapo, que se une al RB 68 km al NO; y el arroyo Terlingua en el Condado de Brewster, EUA, que se une al RB 9 km al E del Cañón de Santa Elena, estos últimos han sido estudiados previamente. En la selección de estos sitios, se usaron los siguientes criterios, siguiendo a Tharme y King (1998): 1) representatividad de cada una de las tres unidades hidrográficas (caudales superiores, medios e inferiores) en cada arroyo; 2) diversidad y representatividad del hábitat; 3) inclusión de tramos de arroyos en un estado aparentemente bueno, incluyendo la presencia/ausencia y estado de preservación de la vegetación ribereña; 4) existencia de registros y estudios anteriores; 5) potencial de recuperación y restauración en tramos que mostraron diferentes niveles de deterioro; 6) sensibilidad a los cambios en los parámetros de flujo; 7) adecuación para otras simulaciones hidráulicas/modelado; 8) accesibilidad del sitio; y 9) representatividad de áreas que muestren signos de actividades humanas pasadas/presentes (*e.g.*, extracción de agua, presencia de minas abandonadas y las descargas urbanas).

Además, se evaluó la comunidad de peces del arroyo de El Chapo, que se encuentra fuera del cse y fue utilizado como lugar de referencia, y se realizó una rápida inspección en un sitio que es conocido localmente como Las Pilas, que es un afluente del arroyo San Carlos y se encuentra dentro de la anp. Las condiciones de conservación de todos los sitios se determinaron y clasificaron con criterios que se han modificados de Tharme y King (1998) (tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de las secciones del arroyo según sus condiciones de conservación, modificado de Tharme y King (1998).

Clase	Descripción	Grado (% del total)
A	Sin modificaciones, natural.	100
B	Pocas modificaciones, mayormente natural. Pudo haber ocurrido un pequeño cambio en el hábitat y la biota, pero las funciones del ecosistema permanecen sin cambios.	80-99
C	Moderadamente modificado. Ha ocurrido la pérdida de hábitat natural y biota, pero las funciones básicas del ecosistema siguen predominando sin cambios.	60-79

D	Modificado. Se ha producido una gran pérdida de hábitat natural, biota y funciones básicas del ecosistema.	40-59
E	Se han producido grandes pérdidas de hábitat natural, biota y funciones básicas del ecosistema.	20-39
F	Las modificaciones han alcanzado un nivel crítico y el sistema lótico ha sido completamente cambiado, con una pérdida casi total del hábitat natural y la biota. En el peor de los casos, las funciones básicas del sistema han sido destruidas y los cambios son irreversibles.	0-19

Selección de sitios de referencia

La condición de referencia refleja un estado de perturbación mínima de las actividades antropogénicas que ejemplifica un sitio o grupo de sitios que es prístino, con condiciones fisicoquímicas y biológicas intactas (Qadir y Malik, 2009; Hughes *et al.*, 2004; Zampella y Bunnell, 1998; Zhu y Chang, 2008). La elección de un sitio de referencia fue un desafío importante en este estudio, ya que, con la excepción del arroyo El Chapo, no pudimos identificar cualquier tramo perenne del arroyo San Carlos, donde sólo estuviera presente el rodapiedra mexicano (*Campostoma ornatum*), y cualquier localidad que presentara un buen estado de conservación.

Muestreo

La recolecta de peces se llevó a cabo del 25 al 28 de mayo de 2014, durante la estación seca, bajo los permisos DGOPA 01430/060307-0479, PPF-DGOPA-166-14 y SGPA/DGVS/13 y 14. Se utilizaron un chinchorro de 3 m, y redes de inmersión. En cada sitio de muestreo se hicieron seis barridos en dirección aguas arriba a lo largo de 100 m. Todos los especímenes nativos fueron identificados y contados, y el 90% de éstos fueron liberados en el mismo punto de colecta. Por el contrario, todos los especímenes no nativos se fijaron en formol al 10% y posteriormente se colocaron en alcohol isopropílico al 50%. El material se depositó en la Colección Ictiológica de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

También se colectaron muestras de agua en cada sitio en contenedores de plástico nuevos de 4 l, que fueron enjuagados con agua corriente en cada sitio antes de llenarse, asegurando que no hubiera burbujas de aire atrapadas. Para el muestreo bacterio-

lógico, se utilizaron bolsas de muestreo estériles de 100 ml. Las muestras se mantuvieron en hielo, fueron transportadas y procesadas dentro en un lapso de 24 h en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria de la Ciudad de Chihuahua de la Universidad Autónoma de Chihuahua.

Los siguientes parámetros fisicoquímicos se midieron tomaron en cada sitio de colecta utilizando un dispositivo de multímetro YSI 9000®: temperatura del agua y del aire, pH, conductividad eléctrica (EC), oxígeno disuelto (DO), salinidad, sólidos disueltos totales (TDS), y potencial de oxidación-reducción (ORP). Las temperaturas del aire se obtuvieron en la sombra usando un termómetro portátil PCE-IR 100 (HACCP).

Cálculo y selección de parámetros

La selección de parámetros se basó en Contreras-Balderas *et al.* (2000, 2003, 2005), Karr *et al.* (1986), Linam *et al.* (2002) y Lozano-Vilano *et al.* (2009). Seleccionamos sólo aquellos parámetros que eran apropiados para los arroyos estudiados, esto es riqueza de especies, número de ciprínidos, número de especies semitolerantes, número de especies invertívoras nativas, número de especies omnívoras, porcentaje de especies primarias, porcentaje de ejemplares nativos y número de especies nectónicas nativas.

Al establecer grupos de especies con características biológicas comunes, se utilizaron los siguientes criterios: 1) profundidad de natación en la columna de agua [bentónica o nectónica]; y 2) tipo de alimentación [herbívoro, omnívoro o invertívoro]; y 3) tolerancia a cambios en el régimen de flujo y condiciones ambientales [intolerantes, semi tolerantes o tolerantes]; clasificación ecológica [primaria o secundaria]; y 4) origen [nativo *vs* no nativos].

La riqueza de especies esperada de ambos arroyos se determinó de acuerdo con nuestro conocimiento de la ictiofauna regional, incluyendo información histórica y los datos obtenidos durante este estudio y considerando: condiciones hidrológicas (flujos discontinuos, periodos de alta energía); condiciones geomorfológicas (dimensiones de hábitat relativamente pequeño durante la estación seca, ocurrencia de pendientes empinadas y planas con cascaditas en la cabecera, presencia de cañones en las nacientes y la confluencia con el río Bravo y planicies aluviales); y condiciones ecológicas (aparición de manantiales ribereños, vegetación acuática emergente y sumergida, tipo de sustrato y corrientes).

Basados en estas consideraciones, se asumió que las principales especies de peces que potencialmente se producen en ambos arroyos son *Campostoma ornatum*, *Cyprinella lutrensis*, *Cyprinodon eximius*, *Dionda cf. episcopa*, *Notropis chihuahua* y *Astyanax mexicanus*, con la presencia ocasional de especies más grandes del río Bravo tales como *Lepomis* spp., catostómidos y bagre.

Debido a que ambos arroyos tienen un régimen de flujo discontinuo, determinamos que al menos cuatro especies debían estar presentes (mínimo esperado) para ser considerado en excelente estado, suponiendo que el lugar contenía toda la gama de microhábitats (corrientes, aguas lentas y piscinas) requeridos por cada uno. Por ejemplo, *Campostoma ornatum*, *Dionda cf. episcopa*, *Astyanax mexicanus*, *Cyprinella lutrensis* y *Cyprinodon eximius*. Para cada lugarsitio, se calculó la riqueza de especies como: (número de especies nativas-número de especies no nativas)/número esperado de especies nativas.

Presencia de especies no nativas

La riqueza de especies puede ser "aumentada" por la invasión de individuos no nativos, particularmente en aguas moderadamente perturbadas donde la riqueza de especies es baja (Zampella y Bunnell, 1998). Sin embargo, este resultado es ecológicamente indeseable. Por lo tanto, se restó la cantidad de grupos no nativos al número total de especies nativas para calcular la riqueza total. Además, desde que la única especie no nativa que se encontró presente en la zona fue el invertívoro nectónico *Fundulus zebrinus*, que compite fuertemente por los invertebrados contra otros invertívoros nativos, restaron su presencia del número total de especies nectónicas nativas y de invertívoros para calcular las métricas (*vid. infra*).

También se calcularon las siguientes proporciones utilizando las características ecológicas y tróficas en Linam *et al.* (2002) ("*") y Lozano-Vilano *et al.* (2009) ("**"): 1) número de ciprínidos (*Campostoma ornatum*, *Cyprinella lutrensis*, *Dionda cf. episcopa* y *Notropis chihuahua*)/número esperado de ciprínidos; 2) número de especies semi-tolerantes (**Campostoma ornatum*, **Notropis chihuahua* y *Cyprinodon eximius*)/número esperado de especies semi-tolerantes; 3) número de especies invertívoras nativas (**Cyprinella lutrensis*, **Astyanax mexicanus*, y **Notropis chihuahua*)–número de especies invertívoras no nativas [***Fundulus zebrinus*])/número esperado de especies invertívoras nativas; 4) número de especies omnívoras (**Dionda cf. episcopa*

y **Cyprinodon eximius*)/número esperado de especies omnívoras; y 5) número de especies nectónicas nativas (es decir, *Cyprinella lutrensis*, *Dionda cf. episcopa*, *Notropis chihuahua*, y *Astyanax mexicanus*)–número de especies nectónicas nativas [** *Fundulus zebrinus*])/número esperado de especies nectónicas nativas.

Reducción de medidas

Se analizaron un total de treinta y nueve distintos escenarios, incluyendo 13 reales + 26 supuestas combinaciones de especies asumiendo 100% de ejemplares nativos y la presencia de *C. ornatum* en cada sitio hipotético utilizando análisis de componentes principales (ACP). El porcentaje de datos fueron tratados usando una transformación arcoseno. Descartamos las métricas con los coeficientes más bajos hasta que la varianza acumulada explicada de los dos primeros componentes se convirtió en >80%. El conjunto reducido de métricas, sus valores estimados del coeficiente de determinación (r^2) y los valores de p se muestran en la tabla 2. La riqueza de especies, número de ciprínidos y el porcentaje de especies nectónicas nativas son las métricas que contribuyen mayormente al IBI (tabla 3).

Los puntajes del IBI también se calcularon para cada sitio utilizando la media aritmética de cada métrica, que se categorizaron como se indica en tabla 4.

Tabla 2. Correlación estimada (r^2) y matriz de significación de correlación (p) para el conjunto de métricas reducidas utilizadas en este estudio.

	RE	NC	NEST	NEIN	NEO	%EP	%N	%NN
Riqueza de especies (RE)	-	0.831	0.725	0.868	0.719	0.910	0.739	0.916
Número de ciprínidos (NC)	0.000	-	0.580	0.738	0.542	0.898	0.555	0.872

Número de especies semi-tolerantes (NEST)	0.000	0.000	-	0.574	0.574	0.550	0.523	0.546
Número de especies invertívoras nativas (NEIN)	0.000	0.000	0.000	-	0.332	0.883	0.637	0.899
Número de especies omnívoras (NEO)	0.000	0.000	0.000	0.039	-	0.507	0.526	0.532
Porcentaje de especies primarias (%EP)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	-	0.589	0.978
Porcentaje de ejemplares nativos (%N)	0.000	0.000	0.001	0.000	0.001	0.000	-	0.623
Número de especies nectónicas nativas (%NN)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-

Tabla 3. Cargas para los dos primeros vectores propios (PC1 y PC2) de la matriz r^2 en el Cuadro 2.

Variable	PC 1	PC 2
Riqueza de especies	**0.406**	0.071
Número de ciprínidos	**0.368**	-0.154
Número de especies semi-tolerantes	0.301	0.423
Número de especies invertívoras nativas	0.365	-0.366
Número de especies omnívoras	0.277	0.676
Porcentaje de especies primarias	0.388	-0.293
Porcentaje de ejemplares nativos	0.310	0.209
Número de especies nectónicas nativas	**0.391**	-0.268

Tabla 4. Categorización de los arroyos San Carlos y San Antonio de acuerdo con los puntajes IBI calculados en el presente estudio.

Puntaje	Definición
<0	Colapsado
1-24	Pobre
25-44	Justo
45-64	Bueno
65-90	Excelente
91-100	Excepcional

Resultados y Discusión

Resultados hidrológicos

Según nuestro análisis, el arroyo de San Carlos tiene una longitud de 67.2 km (tabla 5) y puede dividirse en cuatro secciones que son representativos de la morfología del su canal de su río (figura 4). Por otra parte, el arroyo San Antonio es mucho más largo (110.6 km; tabla 5), pero y también fue subdividido se puede dividir en cuatro secciones morfológicas (figura 5).

Figura 4.– Vista tridimensional del arroyo San Carlos desde su nacimiento hasta su desembocadura, mostrando sus cuatro secciones morfológicas principales.

Tabla 5. Parámetros morfométricos de las cuencas del arroyo San Carlos y San Antonio.

Cuenca	***A***	***P***	***Da***	***J***	***Lb***	***j***	***Lc***	***Dd***	***Or***	***Kf***	***Ia***	***Kc***	***Km***	***Tc(h)***
San Carlos	719.7	170.7	1678	10	67.2	1.3	4,034	5.6	8	0.32	1.6	1.78	1.94	22.9
San Antonio	2,233.4	302.2	1291	5.6	110.6	0.8	6,045	2.7	8	0.57	1.07	1.79	0.58	64.2

Área de la cuenca (A); perímetro de la cuenca (P); gradiente altitudinal (Ag); pendiente media (J); longitud del canal principal del río (Lb); pendiente del canal principal del río (j); longitud total del sistema (Lc); densidad de drenaje (Dd); secuencia de órdenes (Or); factor de forma (Kf); índice de alargamiento (Ia); coeficiente de compactación (Kc); coeficiente de masa (Km); y el tiempo de concentración (Tc).

Figura 5. - Vista tridimensional del arroyo San Antonio desde su nacimiento hasta su desembocadura, mostrando sus cuatro secciones morfológicas principales.

También se encontró que los perfiles longitudinales de ambos arroyos son irregulares, con una tendencia general hacia una forma parabólica. Como sucede generalmente en los ríos, las pendientes de ambos arroyos son abruptos en la cabecera y más suave hacia la boca, con perfiles longitudinales cóncavos en las secciones más elevadas y planas en las secciones inferiores. Por otra parte, como se espera para los arroyos en regiones áridas, algunos segmentos tienen perfiles escarpados, convexos y aplanados como resultado de la surgencia de rocas duras, actividad tectónica reciente o cambios repentinos en la morfología del canal asociados con descensos en el flujo superficial debido a la infiltración de agua en el suelo (figuras 6, 7).

Los perfiles longitudinales de ambos arroyos también revelaron rupturas en distintas alturas, especialmente en el canal principal del arroyo San Carlos (figura 6), que podrían representar barreras para la dispersión de peces aguas arriba (como se indica por la ausencia de los no nativos *Fundulus zebrinus* y otras especies que difieren de *Campostoma ornatum* en las cabeceras del arroyo San Carlos). Estas rupturas podrían ser de origen litológico o pueden ser causados por la superposición de diversas etapas de erosión; sin embargo, la causa específica y datación de éstos requiere un análisis geológico que está fuera del alcance de este trabajo.

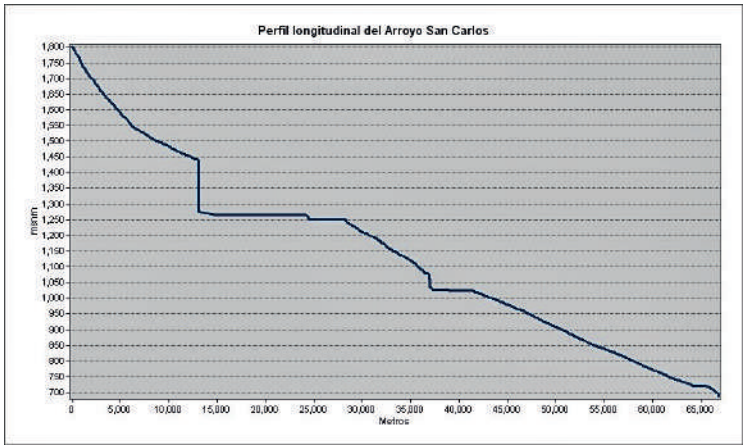


Figura 6. – Perfil longitudinal del arroyo San Carlos. El eje "x" representa la distancia a lo largo del río (metros), mientras que el eje "y" representa la altitud (metros sobre el nivel del mar).

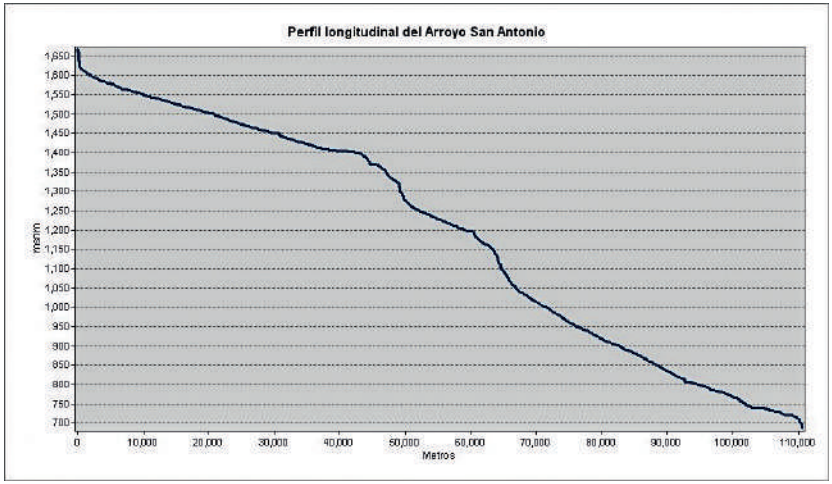


Figura 7 - Perfil longitudinal del arroyo San Antonio. El eje "x" representa la distancia a lo largo del río (metros), mientras que el eje "y" representa la altitud (metros sobre el nivel del mar).

El arroyo de San Carlos

El arroyo de San Carlos es una cuenca montañosa de tamaño mediano (*Km* = 1.94, *A* = 719 km^2) con una red de alta densidad (*Or* = 8), que es indicativa de un drenaje bien desarrollado (tabla 5). Tiene un canal principal largo (*Lb* = 67.19 km) y un gradiente suave (*j* = 1.3%). La cuenca es moderadamente alargada (*Ia* = 1.6), por lo que el agua que se recoge por sus afluentes alcanza rápidamente el canal principal a lo largo de un tiempo de concentración (*Tc*) de 22.9 h (el tiempo que toma una gota de agua en viajar a través de la cuenca desde el punto de elevación más alta a la desembocadura del río).

Figura 8. – Confluencia de los arroyos San Carlos y San Antonio.

La cuenca también tiene un alto gradiente altitudinal (1,678 m), que comprende una variedad de pasajes geomorfológicos que favorecen diferentes tipos de ecosistemas. Puesto que el agua se mueve a través del sistema rápidamente, generalmente por lo general no conserva grandes volúmenes. La erosión hídrica ocurre como resultado de la red de drenaje bien estructurada. La forma alargada de la cuenca resulta en la amplia circulación de agua, favoreciendo su captura e infiltración en áreas con pendientes más planas.

El arroyo de San Antonio

El arroyo de San Antonio es una cuenca montañosa grande (*Km* = 0.58, *A* = 2.233,4 km^2), un poco alargada (*Ia* = 1.07) (tabla 5). Su canal principal es largo (*Lb* = 110,6 km), con una pendiente muy suave (*j* = 0.8%). Su cuenca está formada por varios tributarios cortos (*Or* = 8), bien ramificados y bien desarrollados. Basado en su factor de forma calculada (*Kf* = 0.57), el agua en este sistema tarda mucho tiempo para llegar a la desembocadura del río (*Tc* = 64.2 h), y sus flujos tienden a difundirse en el punto de salida del sistema. Estas características son indicativas de una cuenca que puede retener grandes volúmenes de agua durante eventos extraordinarios de precipitación.

Sitios de referencia

Se observaron niveles moderados a altos de eutrofización en cada lugar muestreado, con excepción de las partes altas del arroyo San Carlos. En total, se recolectaron siete especies de peces (figura 8), que incluyó el no nativo *Fundulus zebrinus*, que fue observado en todos los sitios excepto en el arroyo El Chapo y en las cabeceras del arroyo San Carlos. Como se esperaba, la diversidad de peces fue relativamente pobre (*n* = 4 + 1 especies no nativas), en particular en los arroyos San Carlos y San Antonio.

De los 14 sitios muestreados en este estudio, el sitio 1, que se encuentra en las partes altas del arroyo San Carlos, recibió un grado de preservación ecológica (EPG) de B y se encontró que era naturalmente seco. Por el contrario, el sitio 8, que se localiza en la parte baja del mismo arroyo, recibió un EPG de D y estaba seco por el desvío de agua para riego en los campos alrededor de la zona. El sitio 11, que se halla en el alcance medio del arroyo San Antonio, recibió un EPG de C, pero también se encontró que era "naturalmente" seco. De los sitios que conservan agua, el sitio 3, que se localiza en las partes altas del arroyo San Carlos, recibió un EPG de B, pero sólo contenía una especie (*Campostoma ornatum*), mientras que el sitio 12 recibió un EPG de C pero sólo contenía la especie no nativa *Fundulus zebrinus*.

Puntuaciones del IBI

Las puntuaciones del IBI y EPG para los sitios de estudio se muestran en la tabla 6. Basado en nuestro análisis, el arroyo El Chapo recibió un EPG de B (es decir, sobre

todo natural, con pocas modificaciones y un pequeño cambio en el hábitat y la biota, sin cambios funcionales en el ecosistema) y la máxima puntuación de IBI (85%, excelente). El lugar con la segunda puntuación más alta fue Las Pilas. El sitio recibió un EPG de B y un puntaje de 37 (justo). La ubicación con la tercera puntuación más alta fue el sitio 9, que se encuentra en El Bosque, en la parte inferior de ambos arroyos, en el punto donde se unen y entra en el cañón de Angulo. Este sitio recibió un EPG de B y un puntaje de 32 (justo). Por el contrario, la ubicación con la puntuación más baja fue el sitio 12, que está ubicado cerca del pueblo de Paso de San Antonio y recibió un EPG de C (moderadamente modificado con la pérdida de hábitat natural y biota, pero las funciones ecosistémicas básicas predominan todavía sin cambio) y una puntuación de < 0 (colapsado). Todos los sitios recibieron un EPG de B o C, pero las puntuaciones del IBI pobres (6-24), y la puntuación media del IBI a través de todas las ubicaciones dentro de ambos arroyos fue 15 (pobres). Sin embargo, ambos sistemas combinados recibieron un EPG total de B y una puntuación general del IBI de 56 (bueno).

Estos resultados indican que las puntuaciones IBI no siempre fueron comparables con los EPG otorgados a los sitios, y esto también fue apoyado estadísticamente cuando se evaluó la relación entre las marcas obtenidas usando los dos enfoques ($r^2 = 0.66$, $p = 0.019$). Esta discrepancia existe porque los dos indicadores miden cosas diferentes. El EPG refleja el estado del ecosistema a un nivel más general, cualitativo, señalando principalmente modificaciones estructurales visibles y cambios funcionales que son conducidos por impactos humanos directos e indirectos (es decir, factores de estrés). Éstos incluyen daños visibles a la morfología del cauce, o a algunas de las más prominentes características del recurso hídrico, tales como la disponibilidad de hábitats acuáticos, la situación estructural de la vegetación riparia, signos visibles de contaminación y alteraciones a la fuente de energía (es decir, eutrofización), así como modificaciones evidentes en el régimen de flujo, incluyendo desvíos y extracciones de agua detectable. El EPG no necesariamente captura algunos de los cambios naturales o antropogénicos que se producen en los extremos biológicos en un lugar en particular con un alto nivel de precisión, sin embargo. Por el contrario, el IBI se centra en la cuantificación de la desviación de las condiciones ideales en un sitio en particular, en este caso, mediante el uso de agrupaciones de peces como "proxy" [es decir, un criterio de evaluación biológica] (Karr, 1991, 2006, 2009; Karr y Yoder, 2004), pero no considera implícitamente los efectos potenciales del clima, la hidrología y el relieve (*e.g.* la fragmentación estacional de los dos arroyos de estudio o

barreras naturales para la dispersión de los peces de origen geológico), ni los efectos naturales de fenómenos extremos como sequías.

También se realizó un análisis de la calidad del agua (WQA), que nos proporcionó una medición directa de una característica crítica que puede tener un impacto directo tanto en los aspectos estructurales del ecosistema, visto como una red funcional de interacción de elementos bióticos y abióticos, como en sus conjuntos biológicos, que comprenden sus bloques de construcción. En nuestra opinión, a pesar de las aparentes discrepancias, los tres enfoques utilizados eran complementarios; y mientras que nuestro enfoque EPG tendieron a "sobrevalorar" ligeramente el estado de conservación del ecosistema, nuestras puntuaciones del IBI tendían a "infravalorar" su salud, particularmente en los alcances más altos del arroyo San Carlos, donde pudo haber barreras naturales para la dispersión de los peces (y por lo tanto de colonización), y en algunas secciones de los tramos medio e inferior, donde los tramos húmedos del río estacional alternante que caracterizan ambos arroyos naturalmente fragmentan ambos sistemas cada año.

Inicialmente se planteó la hipótesis de que la principal fuente de contaminación del agua en los sitios de estudio serían potenciales filtraciones de viejas minas abandonadas en la zona, seguido de descargas agrícolas y aguas residuales domésticas procedentes de las aldeas a lo largo de los arroyos. Sin embargo, nuestros resultados WQA sugieren que la principal fuente de contaminación visible proviene de la combinación de salidas de riego y malas prácticas de pastoreo. Se detectaron coliformes fecales (FC) y coliformes totales (CT) en casi todos los sitios.

Algunas secciones de los arroyos San Carlos y San Antonio también contenían concentraciones de cationes, aniones y otros compuestos químicos dentro de rangos seguros, por lo que no representan ningún riesgo. También hemos detectado rastro de arsénico (que ocurre naturalmente en la región), hierro y mercurio (cuyo origen podría remontarse décadas), que pudo haber tenido un impacto en la abundancia y diversidad de peces en el pasado, como ha sido sugerido por Lyons *et al.* (2000) para los lagos del centro de México.

Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos del agua (medidos *in situ*) en cada uno de los sitios de muestra que retenían el agua.

Sitios	Hora	Temp. °C	Cond. µS/cm	DO mg/L	pH	Salinidad mg/L	TDS mg/L	ORP mV
S14	17:15	28.61	263	7.92	8.35	0.12	132	197.9
S13	18:40	25.15	804	8.68	7.96	0.39	402	236.8
S12	17:30	29.76		12.1	7.98	0.38	392	254.9
S10	10:45	27.74	2190	8.7	7.46	1.11	1095	242.9
S9	11:30	27.76	2556	5.44	6.44	1.36	1329	241.7
S7	12:36	29.51	2244	10.29	7.42	1.15	1134	244.4
S6	19:50	23.87	1623	6.86	8.12	0.82	812	220.8
S5	19:00	21.09	1412	5.27	7.75	0.71	706	232.3
S4	10:30	30.27	1109	8.34	7.83	0.54	555	240.3
S3	14:20	27.03	1128	7.98	7.98	0.56	564	239.7
Las Pilas	09:43	28.02	1143	7.77	8.12	0.56	572	241.2
El Chapo	12:00	26.31	914	6.32	8.06	0.45	454	240.9

Temperatura (Temp.), Conductividad (Cond.), oxígeno disuelto (DO), pH, salinidad, sólidos disueltos totales (TDS) y potencial de oxidación-reducción (ORP). SX= Sitio "X".

También creemos que la presencia de la especie no nativa *Fundulus zebrinus* en la mayor parte del sistema es probable que haya tenido un impacto adverso sobre la diversidad de peces. Esta especie que es nativa de los ríos Brazos, el Colorado y Bravo/Pecos en los EUA, está actualmente en la lista de especies exóticas de alto riesgo para México (CONABIO, 2015), aunque no es territorial, pueden ser agresivos con

otros peces, especialmente durante la temporada de desove (Lee *et al.*, 1980). El impacto de este pez en la fauna de peces nativos es actualmente desconocido (Fuller, 2015), pero si observamos que en algunos lugares donde había una gran cantidad de *F. zebrinus* (sitios 7, 9, 10 y 13), había de una muy baja, a nula, presencia de especies nativas (*e.g.* sitio 12).

También se ha sugerido que su especie hermana, *Fundulus kansae*, es una especie tolerante que amplía su rango hacia hábitats salinos o alcalinos con alta conductividad y ambientes contaminados (UICN, 2013). Encontramos que los sitios 7, 9 y 10, donde *F. zebrinus* claramente fue la especie dominante, tenían valores de conductividad de 2.244, 2.556 y 2.190 µS/cm, respectivamente; sin embargo, el sitio 12, donde era la única especie presente, tenía niveles mucho más bajos de conductividad (785 µS/cm), aunque el nivel del agua en este sitio era extremadamente bajo. Nuestros resultados sugieren que *F. zebrinus* ha desplazado a *Cyprinodon eximius* y posiblemente a otras especies, de estos sitios, posiblemente debido a la competencia asimétrica por el hábitat y alimento de anidación, como fue divulgado por Kodric-Brown y Mazzolini (1992) para *F. zebrinus* y *Cyprinodon pecosensis*.

Conclusiones

Consideramos que éste es el primer estudio ictiológico de los arroyos San Carlos y San Antonio en la RBBBABI. Los valores del EPC, de moderados a bajos, que se obtuvieron, la diversidad de peces relativamente baja y la falta de referencias históricas nos obligó a construir sitios referencia de manera arbitraria, que se basan en nuestro conocimiento de la ictiofauna de la región, los resultados obtenidos desde el cercano arroyo El Chapo y la información existente y datos para otros afluentes cercanos del RG con condiciones climáticas, hidrológicas, geomorfológicas y ecológicas comparables (De la Maza-Benignos *et al.*, 2009; Burr y Mayden, 1981; Edwards *et al.*, 2002; Linam *et al.*, 2002). El análisis sugiere que la salud ecológica global de los arroyos San Carlos y San Antonio presenta condiciones de buena a justo. Sin embargo, teniendo en cuenta que un sitio obtuvo que "colapso", ocho sitios obtuvieron calificaciones "pobres", dos sitios "justos", y sólo el análisis integrado para todo el sistema de arroyos obtuvo "bueno", preguntamos, ¿cuánto del deterioro percibido en la salud se puede atribuir a factores antropogénicos y cuánto es debido a las condiciones "naturales" hidrográficas y climáticas?

Hay una necesidad urgente para preservar la biodiversidad acuática en el CSE, pero esto es todavía posible, en especial si las políticas de gestión de río enfatizan estrategias que pueden lograr un uso sostenible, compartiendo los recursos de tierra y agua entre las comunidades humanas y el medio ambiente. Por lo tanto, recomendamos la aplicación de medidas de remediación básicas, incluyendo: 1) establecer un caudal ecológico que se ocupe de la calidad del agua, cantidad y preocupaciones temporales (es decir, el régimen de flujo natural); 2) restringir el pastoreo de ganado de las zonas ribereñas y los lechos de arroyos, cercanos a zonas ribereñas, instalando bebederos a distancia de los arroyos y promoviendo mejores prácticas de pastoreo; 3) restauración de áreas ribereñas en sitios específicos, particularmente en los sitios 5, 13 y 14; 4) uso de tecnologías sencillas para el tratamiento de residuos domésticos de las comunidades, por ejemplo, mediante la construcción de bio-filtros o bio-digestores; 5) detener la descarga directa de riego en los ríos, mediante la implementación de tecnologías eficientes en el uso del de agua y / o la construcción de estanques de oxidación en fuentes puntuales; 6) establecer un programa de control para la especie invasora *Fundulus zebrinus*, en la estación seca, cuando gran número de éstos se pueden eliminar de los tramos de río aislados y piscinas; 7) mejorar el hábitat de los peces en áreas que mantienen agua durante todo el año; y 8) desarrollar un programa de manejo de peces nativos que aborden la propagación de especies nativas de peces mediante el uso de refugios artificiales separados del canal principal y que contienen saltos o cascadas para actuar como barreras a la invasora *Fundulus zebrinus*; y áreas de repoblación libres de *F. zebrinus*, particularmente con *Cyprinodon eximius* y *Diondа episcopa*.

Para construir sobre los resultados del presente estudio, los esfuerzos de monitoreo deben repetirse al menos cada 5 años (incluyendo el uso de macroinvertebrados) durante el pico de la estación seca e inmediatamente después de la temporada de lluvias, para corregir, ajustar y/o mejorar nuestra comprensión de la condición ecológica de este ecosistema. No podemos subestimar la importancia del desarrollo sostenible de los ríos del desierto para la seguridad hídrica de esta región, la prestación de servicios ambientales y la mejora de los medios de subsistencia regionales y el desarrollo económico para las comunidades humanas (De la Maza-Benignos *et al*., 2014).

Agradecimientos

Agradecemos la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA), así como la CONANP-APFF Cañón de Santa Elena por su valiosísimo apoyo a este trabajo.

Literatura citada

Abdulla, M. (2011). Catchment Area Delineation Using GIS Technique for Bekhma Dam. *Spatial Information Processing, 5335*, 18-22.

Angermeier, P., Kopeny, M., Wynn, T., Bowler, S., Burcher, C. L., Angermeier, P., Kopeny, M., Wynn, T., Green, L., Henderson, M., Shugart, H., Zeckoski, R., Jessick, J., Greer, K., Singleton, V., Aust, M., Otsby, B., Diplas P., y Little J. (2006). Development of building blocks to prescribe ecological flows for the Rivanna River watershed. *Final Report submitted to The Nature Conservancy*.

Barrios, E., Rodríguez-Pineda y Maza-Benignos M. de la (2009) Integrated river basin management in the Conchos River basin, Mexico: a case study of freshwater climate change adaptation. *Climate and Development, 1*, 249-260.

Burr, B. M. y Mayden, R. L. (1981). Systematics, Distribution and life history notes on *Notropis chihuahua* (Pisces: *Cyprinidae*). *Copeia (2)*, 255-265.

CEC (2012). *Mapping of human infrastructure and inundation potential along the Big Bend reach of the Rio Grande/Rio Bravo*. GEODATABASE, Commission for Environmental Cooperation: Montreal, QC, Canada.

CEC (2014b). *Monitoreo y estudios biológicos en los arroyos San Carlos y San Antonio del Área de Protección de Flora y Fauna del Cañón de Santa Elena, Chihuahua*. Comisión para la Cooperación Ambiental: Montreal, Canadá, 145 pp.

CONABIO (2015). *Sistema de información sobre especies invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.

CONAGUA (2014). *Ley Federal de Derechos, Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales*. Comisión Nacional del Agua, 1-94 pp.

Contreras-Balderas, S., Edwards, Lozano-Vilano y García-Ramírez (2000). Ecology Chapters (Chapters 7 and 15). En: J. Schmandt *et al.* (Comps.), *Water and Sustainable Development in the Lower Rio Grande/Rio Bravo, Texas and Mexico*. Houston: Advanced Research Center/Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. http://www.harc.edu/cgs/mexico/lrgv.html.

Contreras-Balderas, S., Lozano-Vilano M. de Lourdes y García-Ramírez, (2005). Historical changes in the index of biological integrity for the Lower Rio Nazas, Durango, Mexico. *American Fisheries Society Symposium, 45*, 225-237.

Contreras-Balderas, S., Edwards, R., Lozano, L. y García-Ramírez, M. (2003). Fish biodiversity changes in the Lower Rio Grande-Rio Bravo 1953-1996. *Reviews in Fish Biology and Fisheries, 12*, 219-240.

De la Maza-Benignos (Ed.), *Los peces del río Conchos*. Alianza WWF/FGRA/Gobierno del Estado de Chihuahua, 197 pp.

De la Maza-Benignos, Lozano-Vilano y Carson (2014). (Eds.) *Conservation of desert wetlands and their biotas*, vol. 1. Museum of Southwestern Biology. Pronatura Noreste. Universidad Autónoma de Nuevo León.

Edwards, R. Garrett, J. y Marsh-Matthews, E. (2002). Conservation and status of the fish communities inhabiting the Rio Conchos basin and middle Rio Grande, Mexico and U.S.A. *Reviews in Fish Biology and Fisheries, 12*, 119-132.

ESRI (2009), *Arc Hydro Tools-Tutorial*. Redlands, CA, USA.

Fausch, K. D., Karr, J. y Yant, R. (1984). Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society, 113(1)*, 39-55.

Fuller, P. (2015). *Fundulus zebrinus*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=694 Revision Date: 4/13/2006

Horwitz, R. J. (1978). Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs*, 307-321.

Hughes, R. M., Howlin, S. y Kaufmann, P. R. (2004). A biointegrity index (IBI) for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society, 133(6)*, 1497-1515.

INEGI (2005). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*, Manuel Benavides, Chihuahua, Clave geoestadística 08042. http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/08/08042.pdf

INEGI (2010), "Simulador de Flujos de Agua de Cuencas hidrográficas2.0" http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/.

INEGI (2013) "Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0" http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoelevaciones.aspx.

IUCN Red List of Threatened Species: *Fundulus kansae*-published in 2013.

Karr, J. R. (1991). Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications, 1*, 66-84.

Karr, J. R., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, y Schlosser (1986). *Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale*. Illinois Natural History Survey, Champaign, Special Publication, 5, USA.

Karr, J. R. (2006). Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biologia Ambientale, 20(2)*, 7-18.

Karr, J. R. (2009). *Using the Index of Biological Integrity (IBI) to Evaluate Fish Assemblages and Assess River Condition/Health in the Rio Conchos and Rio Bravo/Grande Basin*. Final Report Prepared for World Wildlife Fund. 28 pp.

Karr, J. R., y Yoder, C. O. (2004). Biological assessment and criteria improve total maximum daily load decision making. *Journal of Environmental Engineering, 130(6)*, 594-604.

Kodric-Brown, A. y Mazzolini, P. (1992). The breeding system of pupfish, Cyprinodon pecosensis: effects of density and interspecific interactions with the killifish, Fundulus zebrinus. *Environmerntal Biology of Fishes, 32(2)*, 169-176.

Kraemer, C. y Panda, S. (2009). Automatic ArcHydro for Watershed Delineation. InEn: *Proceedings of the 2009 Georgia Water Resources Conference*, 27-29. Georgia, University of Georgia.

Lee, S. D., Gilbert, C. R., Hocutt, Ch. H., Jenkins, R. E., McAllister, y Stauffer, Jr. (1980). *Atlas of North American Freshwater Fishes*. Nort. Car. Mus. Nat. Hist. 4-849.

Linam, G. W., Kleinsasser y Mayes (2002). *Regionalization of the index of biotic integrity for Texas streams*. Resource Protection Division, Texas Parks and Wildlife Department, Austin, USA.

Lozano-Vilano, M. L., García-Ramírez y De la Maza-Benignos, M. (2009). El Índice Biológico de Integridad histórico (IBIh) e Índice de Similaridad de Sitios de Jaccard. pp 139-174. En: De la Maza-Benignos (Ed.), *Los peces del río Conchos*. Alianza WWF-FGRA y Gobierno del Estado de Chihuahua, 197 pp.

Lyons J., Gutierrez-Hernandez, A., Díaz-Pardo, E., Soto-Galera, E., Medina-Nava, M. y Pineda-Lopez, R. (2000). Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) base on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia, 418*, 57-72.

Qadir, A. y Malik, R. N. (2009). Assessment of an index of biological integrity (IBI) to quantify the quality of two tributaries of river Chenab, Sialkot, Pakistan". *Hydrobiologia, 621.1*, 127-153.

Rivera, J., Ruiz, B., Patiño, C. y Velázquez, J. (2012). Implementación del Modelo de Datos ArcHydro. *La Región Hidrológica No. 12* Río Santiago. XXII Congreso Nacional de Hidráulica, 7. Acapulco, Gro.

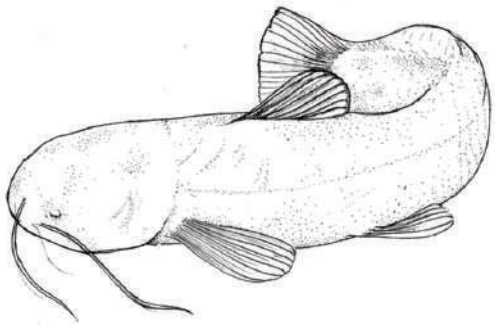
Tharme, R. E. y King (1998). Development of the building block methodology of Instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. *Water Research Commission Report No. 576/1/198*.

Weisberg, S. B., Ranasinghe, J. A., Dauer, D. M., Schaffner, L. C., Diaz, R. J. y Frithsen, J. B. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries, 20(1)*, 149-158.

Whiteside, B. G. y McNatt, R. M. (1972). Fish species diversity in relation to stream order and physicochemical conditions in the Plum Creek drainage basin. *American Midland Naturalist*, 90-101.

Zampella, R. A. y Bunnell (1998). Use of reference-site fish assemblages to assess aquatic degradation in Pinelands streams. *Ecological Applications, 8(3)*, 645-658.

Zhu, D. y Chang, J. (2008). Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). *Ecological Indicators, 8,* 564-572.



Evaluación de la Diversidad de Linajes en Sistemas Dulceacuícolas tropicales (D-LSD): el Sistema Usumacinta como caso de estudio

Claudia Patricia Ornelas-García[1*]
César Francisco Maya Bernal[2]
Rocío Rodiles-Hernández[3]

[1] Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, Tercer Circuito Exterior S/N., C. P. 04510, México, Ciudad de México.

[2] Instituto de Investigaciones Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México, A.P. 70228, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, Ciudad de México, México.

[3] Colección de Peces, Departamento de Conservación de la Biodiversidad. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N., C. P. 29290, San Cristobal de las Casas, Chiapas, México.

*Autor para correspondencia: patricia.ornelas.g@ib.unam.mx

Resumen

El río Usumacinta, en México y Guatemala, es el séptimo sistema dulceacuícola más extenso del mundo y el más grande en Mesoamérica. Este sistema presenta altos niveles de diversidad biológica y endemismos, además de ser uno de los pocos ríos ininterrumpidos a lo largo de su cauce en México. En este capítulo proponemos una metodología para evaluar la diversidad de linajes considerando el posible efecto de la antropización, a través de un análisis que utiliza la calidad del agua y la diversidad de linajes genéticos y presencia de especies exóticas como criterios para priorizar las estrategias de conservación. La caracterización integral del sistema en términos de su diversidad permite además la identificación de regiones de alta diversidad (mayor diversidad de linajes), así como zonas de vulnerabilidad (peor calidad del hábitat) que podrían afectar la diversidad. Considerando éste como un estudio de caso, en términos geográficos, la metodología propuesta puede ser aplicada a escalas local y regional como un criterio para establecer zonas prioritarias para la conservación de cuencas hidrológicas.

Introducción

Los ríos tropicales se caracterizan por albergar una alta diversidad biológica, además de poseer redes tróficas complejas y una mayor productividad, en comparación con los ríos templados (Jepsen y Winemiller, 2002). El río Usumacinta corresponde con el sistema tropical húmedo más caudalóso de México, con las mayores reservas de agua del país (Rodiles-Hernández *et al*., 2018), y es considerado como una región hidrológica prioritaria, no sólo por su gran extensión, sino por su heterogenidad ecológica y alta diversidad biológica, particularmente en peces donde se incluyen 50 familias y 172 especies (Soria-Barriento *et al*., 2018), aunque es igualmente diverso en otros grupos, como estudios recientes lo han reportado, registrándose más de 150 especies de anfibios y reptiles (Muñoz-Alonso *et al*. 2018), más de 190 géneros de insectos acuáticos (Castillo *et al*., 2018) y 35 especies de moluscos y 13 de crustáceos acuáticos (Trinidad-Ocaña, *et al*., 2018).

En México, a pesar de la gran relevancia que tienen los ecosistemas de agua dulce y de su alto nivel de vulnerabilidad, se ha puesto poca atención al desarrollo de metodologías que permitan establecer programas de evaluación y monitoreo de la biodiversidad acuática, así como los procesos que le dan lugar. Más aún, existe abundante evidencia de que la actividad humana corresponde con uno de los principales factores que afecta y vulnera a éstos ecosistemas dulceacuícolas de manera importante (Saunders y Vicent, 2002; Bennett *et al.*, 2001; Dodds *et al.*, 2013). Lo que es descrito a grandes rasgos como actividad humana corresponde en realidad con distintas alteraciones (*e.g.* cambios de uso de suelo, canalización, fragmentación), cambios en el régimen hidrológico (*e.g.* represamiento, solvatación, aceleración de la tasa de eutrofización), compromisos en su uso (*e.g.* urbano, agrícola), así como la contaminación derivada de la actividad humana (*e.g.* desechos industriales, urbanos, agropecuarios, mineros). Aunado a las modificaciones físicas del sistema, podemos incluir también algunas modificaciones biológicas, que tienen que ver con la introducción-traslocación de especies no nativas, que pueden afectar la ictiofauna original tanto funcionalmente a los ensamblajes de las comunidades ícticas (Tonn y Magnuson, 1982), como genéticamente —por hibridación— a las especies nativas, alterando así la historia evolutiva de un grupo (Magalhaes *et al.*, 2015).

En este sentido, las estrategias de conservación de los recursos hidrológicos deben contemplar un contexto integral, considerando tanto la diversidad (neutral y adaptativa) (Morizt, 2002), como los procesos que permitan su continuidad, esto es, deben preservar la variabilidad en las historias de vida y la conectividad a través de corredores, a fin de reducir su vulnerabilidad (Cotler and Priego, 2004; Hand *et al.* 2015). Para México, se han planteado algunas estrategias de priorización que usan como base el mantenimiento de la diversidad funcional (ver NMX-AA-159-SCFI-2010; Armas-Vargas *et al.*, 2017; Meza-Rodríguez *et al.*, 2017), a través de índices de integridad biótica (Lyons *et al.*, 1995; Martínez *et al.*, 2018). Sin embargo, existen pocos ejemplos donde se utilice la diversidad de linajes evolutivos y su vulnerabilidad ante condiciones ambientales (*e.g.* índices de calidad de agua), como criterios para identificar áreas de conservación (Domínguez-Domínguez y Vázquez-Domínguez, 2009; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2007; Ornelas-García *et al.*, 2012).

El estudio de linajes genéticos permite evaluar la diversidad no sólo a nivel de especie, sino a niveles tanto de menor como de mayor inclusión a esta categoría (Moritz, 2002; Faith y Baker, 2006). Esta información es relevante también para la eva-

luación de su vulnerabilidad a las condiciones ambientales (Hand *et al.*, 2015). Esta estrategia incluye la noción de que la susceptibilidad de una especie ante las perturbaciones humanas es dependiente de los rasgos biológicos de la misma, lo que incluye su historia de vida, estructura genética y función ecologíca, entre otras (Foden, 2009). Actualmente, se ha puesto de manifiesto la relevancia que tienen los estudios de genómica del paisaje en nuestro entendimiento de los patrones de co-evolución entre los organismos y los seres humanos (Beja-Pereira *et al.*, 2003) y muy probablemente esta tendencia seguirá adquiriendo relevancia a través de los estudios meta-genómicos que permiten obtener una dimensión integradora de las relaciones multi-especies, y que permitan además identificar la importancia de variables ambientales (*e.g.* oxígeno disuelto y diversidad del microbioma, Ornelas-García *et al.*, 2018). En este sentido, es deseable proponer estrategias de conservación desde un enfoque multiespecies-ambiente, de forma que se permita la integración de un sistema complejo como el que supone la problemática de conservación de la diversidad de fauna dulceacuícola (Saunders *et al.*, 2002).

La diversidad de linajes ha sido considerada como una herramienta para el establecimiento de Unidades de Manejo – UM– (Moritz, 2002), por lo anterior en el presente capítulo se propone una metodología utilizando el análisis multicriterio que incluye la diversidad y endemismos de linajes, así como la vulnerabilidad del hábitat, para el establecimiento de regiones prioritarias para la conservación, utilizando a la cuenca del río Usumacinta como caso de estudio.

Métodos

Especies focales

Las especies focales permiten reducir el esfuerzo de colecta y enfocar el estudio a ciertos grupos que pueden considerarse altamente significativos para el análisis, sin embargo algunos criterios son relevantes a considerar cuando se eligen dichas especies, entre ellos los siguientes: es deseable considerar especies nativas, con una amplia distribución en el área de estudio, relativamente abundantes y no sujetas a categorías de protección, aunque esto no implica que deben ser tolerantes a la perturbación. Además la inclusión de una o pocas especies focales permiten llevar a cabo un análisis detallado de la estructura genética de dichas especies, lo que hace posible probar

el efecto que producen las pretubaciones, tanto naturales como inducidas por el hombre (*e.g.* fragmentación y reducción del hábitat).

Identificación de linajes

Una vez identificadas las especies focales es posible llevar a cabo la caracterización de linajes genéticos. Lo anterior puede llevarse a cabo tanto a partir de marcadores puntuales (como genes mitocondriales como el citocromo oxidasa subunidad I (mt-*cox1*) o el citocromo b, por citar algunos ampliamente utilizados en grupos de fauna dulceacuícola), u otro tipo de datos genéticos (polimorfismos de un solo nucleótido o SNP's). A través de la identificación de linajes es posible estudiar eventos que han modificado la historia evolutiva de los grupos y sus linajes, además de evaluar el efecto de eventos climáticos, genealógicos e incluso aquellos provocados por el hombre (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2007; Ornelas-García *et al.*, 2012). Con este fin, en este capítulo hemos llevado a cabo una reconstrucción filogenética utilizando al género *Astyanax,* como grupo focal, para el cual fueron secuenciados 77 individuos para un fragmento del gen mt*cox1* dentro de la cuenca del río Usumacinta y correspondientes a las tres zonas en que se le ha subdividido: Selva (parte alta), Planicie (parte media) y Delta (parte baja), entre las cuales hoy en día existe continuidad hidrológica. Se ha incluido además individuos de la cuenca del río Grijalva, al ser una cuenca asociada al sistema Usumacinta. La primera es una cuenca impactada por la construccion de grandes presas y la Cuenca del Usumacinta tiene flujo continuo. Las secuencias obtenidas fueron verificadas y alineadas utilizando el programa Genious v. 10.2.6, y la reconstrucción fue llevada a cabo utilizando un método de 'maxima verosimilitud ('maximum likelihhod'; ML) con el programa de RAxML versión 7.0.4 (Stamatakis *et al.*, 2008).

Resultados

Podemos apreciar en el alineamiento de las secuencias consenso para cada región de estudio (figura 1a), que la región Selva presenta polimorfismos únicos que no se observan en el resto de las poblaciones del estudio, además presenta polimorfismos compartidos con la cuenca del Grijalva, y que no comparte con la zona de la Planicie y Delta de la cuenca del Usumacinta.

En contraste con el patrón antes descrito, pudimos encontrar polimorfismos que no son específicos ni de la región, o linajes (datos no mostrados), que podrían corresponder con sitios polimórficos del fragmento génico utilizado (figura 1b). En términos de los linajes recuperados para el grupo de estudio pudimos observar un gradiente altitudinal dentro de la cuenca, siendo la Planicie una zona de transición entre la Selva y el Delta. En el primer grupo se recuperó un linaje, el cual agrupó mayoritariamente a las poblaciones de la Selva, y unos pocos ejemplares de la Planicie. El segundo grupo presenta dos linajes, el primero corresponde con las poblaciones de Delta y Grijalva, y el tercer linaje correspondió a las poblaciones del Delta y la Planicie. Estos resultados fueron similares a los encontrados en la red de haplotipos (figura 2).

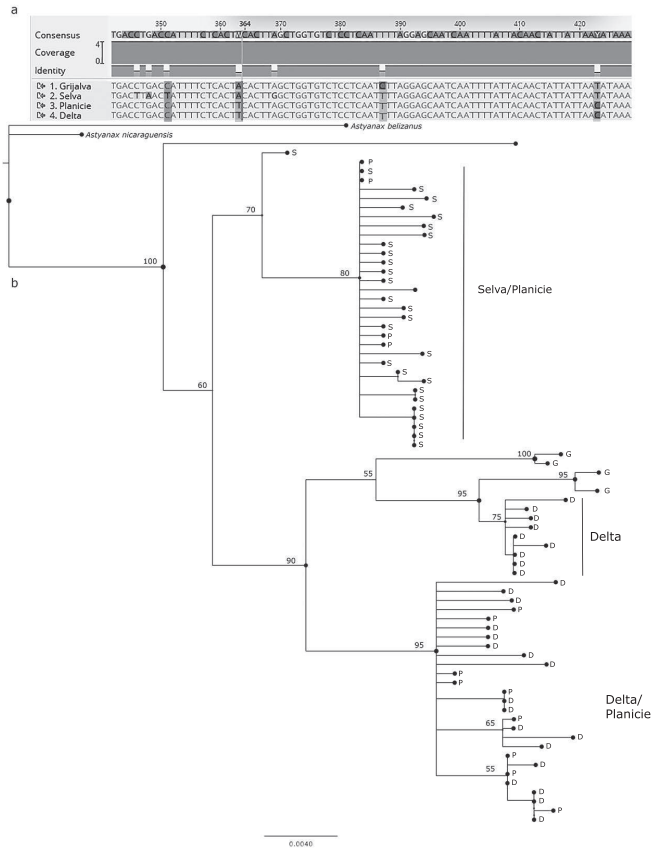


Figura 1. a) Alineamiento de las secuencias consenso para el gen mt*cox1* del género *Astyanax* en las regiones de estudio; b) Topología de máxima verosimilitud para 77 terminales correspondientes a las poblaciones de estudio. Los valores de boostrap se muestran en cada nodo, G = Grijalva, S= Selva, P= Planicie y D= Delta.

En la red de haplotipos "Median Joining Network", construida con el fragmento del mt*cox*1, con el programa PopArt v.1.7 (figura 2), encontramos tres grandes haplogrupos, el primero correspondiente a la Selva, con un haplotipo central que se comparte con la zona de la Planicie, y el resto de haplotipos están a uno o dos pasos mutacionales de éste, el segundo haplogrupo incluye individuos exclusivamente del Delta, y un tercer haplogrupo muestra una vez más un haplotipo central, que incluye tanto poblaciones de la Planicie y del Delta y una distribución en estrella a uno o dos pasos de dicho haplotipo central. En cuanto a la diversidad nucleotídica y haplotípica encontramos que la región de la Planicie, donde confluyen los linajes de la Selva y del Delta, muestra los valores más altos, en cambio la región de la Selva fue la que presentó el mayor número de haplotipos exclusivos, en comparación con el resto de las regiones (tabla 1).

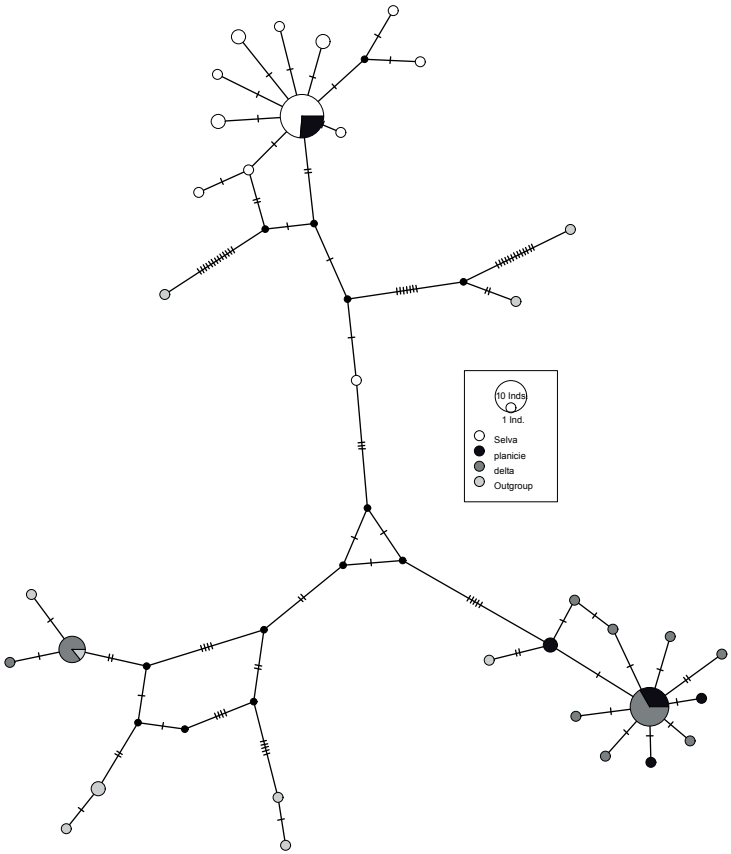


Figura 2. Red de haplotipos del gen mt*cox1* utilizando el método de "Median Joining Network", en el programa PopArt v.1.7, de *Astyanax* dentro de la cuenca del río Usumacinta.

Tabla 1. Diversidad genética por localidad dentro de la cuenca del río Usumacinta del gen mt*cox*1 para la especie *Astyanax*.

Población	N	h	Hd	% Haplotipos únicos	Pi (π)
Selva	28	16	0.905	69 (11)	0.0035
Planicie	14	10	0.962	30 (3)	0.0126
Delta	24	15	0.949	53 (8)	0.0132

N= número de ejemplares analizados, h= haplotipos encontrados, Hd= diversidad haplotípica, Pi= diversidad nucleotídica. En paréntesis el número de haplotipos únicos.

Por lo anterior, integrando la diversidad de linajes, diversidad haplotípica y nucleotídica, pudimos observar que la región de la Selva presentó comparativamente niveles altos de diversidad, particularmente con un número elevado de haplotipos exclusivos, correspondientes a un 69%, en comparación con el 53 y 30% de las otras dos regiones. Sin embargo, la región de la Planicie corresponde con una zona de transcisión que mantiene la conectividad entre la Selva y el Delta, lo cual queda de manifiesto al presentarse en esta región los tres linajes presentes en la cuenca (figuras 1, 2).

Vulnerabilidad

Se han hecho esfuerzos por integrar las principales variables que pueden alterar la diversidad biológica en los sistemas de agua dulce (*e.g.*, figura 3), sin embargo se ha demostrado que la introducción de especies y la calidad de agua pueden afectar la pérdida de diversidad de especies nativas al afectar de forma importante la estocasticidad demográfica de las poblaciones (De la Vega-Salazar, 2003, 2006; Lyons *et. al.*, 1995, 2000; Mercado-Silva, 2006; Soto-Galera, 1999; Gesundheit y Macías, 2018).

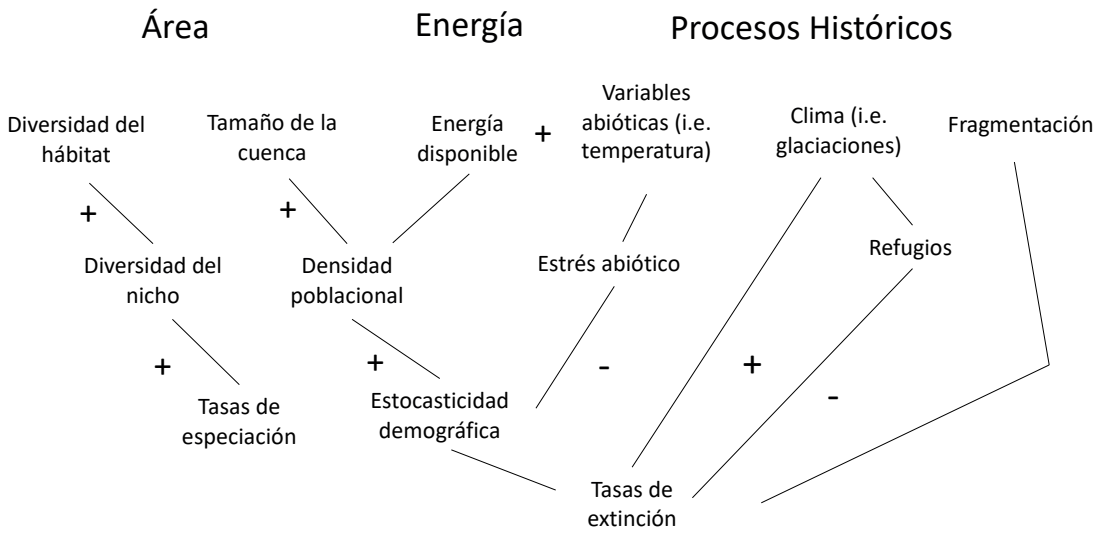


Figura 3. Esquema de variables que podrían alterar la diversidad biológica de los peces de agua dulce a una escala global. Los signos (+) y (-), corresponden con las correlaciones entre las variables. Modificado de Oberdorff et al. (2011).

En este sentido, se ha reportado que la distancia geográfica y la densidad de una mancha urbana se correlaciona negativamente con la diversidad de especies nativas y positivamente con la presencia de especies no nativas (traslocadas o/y exóticas) (Ordeñana *et al.*, 2010).

Para la cuenca en estudio, el río Usumacinta, se ha reportado un fuerte impacto por la intruducción del pez diablo (*Pterygoplichthys* sp.*)*, siendo muy abundante en la Planicie y en el Delta de la cuenca, adicionalmente de contar con registros de especies exóticas como la tilapia (*Oreochromis* sp.), la carpa común (*Cyprinus carpio*) y la carpa hervívora (*Ctenopharyngodon idella*), que podrían afectar la conservación de las especies nativas. En algunos casos los motivos de la introducción han estado relacionados con fines comerciales y programas gubernamentales, y en otros casos, como lo es el del pez diablo, podrían ser desconocidos.

Calidad ambiental

Los sistemas de agua dulce están entre los ecosistemas más amenazados y que presentan un menor grado de protección (Lira-Noriega *et al.*, 2015), con un franco deterioro sostenido en los últimos años (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2006; Gesundheit y Macías, 2018). Las grandes amenazas de estos ecosistemas son en su mayoría resultado de la actividad humana, como lo es la modificación de los pulsos hidrológicos por su represamiento y canalización, la sobreexplotacción, así como contaminación urbana, agrícola e industrial. En México, cerca del 45% del territorio se encuentra en un estado de estrés hidrológico crítico, y el 30 % en estado muy crítico. Donde el 73% de los cuerpos de agua del país presentan algún grado de contaminación, siendo los desechos urbanos uno de los principales impactos (Gesundheit y Macías, 2018).

Una forma indirecta de estimar la integridad del hábitat es a través de la evaluación de la calidad del agua, la cual puede ser medida por diferentes parámetros físico-químicos, y si bien existen diferentes índices de calidad de agua, en el presente modelo consideramos el índice ponderado de calidad de agua (ICA=WQI) propuesto por Dinius (1987), cuyo valor se encuentra entre 0 y 100, siendo más altos los valores de mejor calidad de agua:

$$WQI = \prod_{i=1}^{n} Ii^{Wi} \quad \text{Ecuación 1}$$

Ii = subíndice del parámetro cuyo valor se encuentra entre 0 y 100; *Wi* = unidad ponderada del parámetro, de 0 a 1; y n = número de parámetros.

Se contaba con información para cuenca del río Usucimanta de cuatro parámetros físico-químicos, los cuales fueron considerados en esta caracterización: oxígeno disuelto (% de saturación), temperatura (ºC), conductividad (mS cm^{-1}) y pH. Debido a que no se contó con todos los parámetros propuestos orginalmente por Dinius (1987), fue necesario reescalarlos (tabla 2).

Tabla 2. Índice de Calidad del Agua para tres regiones de estudio dentro de la cuenca del río Usumacinta.

Variables	Dimensión	Subíndice	Dinius, 1987	Escalado	Selva	Planicie	Delta
OD_%	% Saturación	I_{DO}= 0.82(DO)+10.57	0.1090	0.318	16.24	15.15	14.14
Cond	mS cm^{-1}	I_{Cond}= $506(Cond)^{-0.3315}$	0.0790	0.230	64.54	56.75	100
pH	pH < 6.9	$I_{pH}= 10^{0.6803 - 0.1856(pH)}$	0.0770	0.225	44.18	49.68	55.07
	pH = 6.9 - 7.1	I_{pH}= 100					
	pH > 7.1	$I_{pH}= 10^{3.5- 0.2216(pH)}$					
Tm total	ºC	$I_{TºC}= 10^{2.004- 0.0382(Ta-Ts)}$	0.0770	0.225	100	100	100
WQI			∑= 0.342	∑= 1	**52.44**	**51.55**	**62.38**

DO= Oxígeno disuelto, Cond.= Conductividad, Tm total= temperatura total (Ta= temperatura ambiental y Ts= temperatura del agua).

Todas las poblaciones muestran valores de ICA por encima de 50 en el índice de Dinius, y de acuerdo a dicha escala, la calidad de agua es suficiente para especies tolerantes a la perturbación (tabla 2). A pesar de que esperabamos tener diferentes valores para cada región antes descrita (Selva, Planicie y Delta), es posible que debido al reducido número de variables ambientales consideradas en este ejemplo los

valores no difirieron en cuanto a la vulnerabilidad para fauna dulceacuícola (Dinius, 1987). Por lo tanto se recomienda en estudios exhaustivos incluir el mayor número de variables posibles consideradas por el índice: coliformes totales y abundancia de *Escherichia coli*, alcalinidad, dureza, cloro, nitratos y color (Dinius, 1987), que permita mejorar la caracterización de algunos efectos de la actividad humana (*e.g.* nitratos y fosfatos). Adicionalmente, se recomienda para casos particulares, explorar métodos alternativos para evaluar la calidad del agua (Lumb *et al.*, 2011).

Discusión y conclusiones

La evaluación de la diversidad de linajes y la presencia de linajes exclusivos nos permiten reconocer zonas que requieren especial atención para la conservación de las especies. En el presente ejercicio se propone de manera particular la evaluación de la diversidad genética de un género ampliamente distribuido en la cuenca del río Usumacinta, como fuente de información relevante que permite establecer y priorizar regiones para la conservación de las especies, considerando la diversidad de linajes y algunos criterios de vulnerabilidad provocada por las actividades humanas. En este sentido, la especie focal utilizada presentó altos niveles de diversidad genética, siendo la Selva la que mostró un mayor número de haplotipos exclusivos, mientras que la Planicie, contó con los valores de diversidad más altos, siendo esta region crítica en la conectividad de la cuenca, con una representación de linajes de la Selva y Delta, y por tanto de gran relevancia en el mantenimiento de la biodiversidad tanto biológica y genética. Se pueden reconocer como factores de vulnerabilidad la introducción de especies exóticas en las zonas Planicie y Delta, como el pez diablo (*Ptergoplichthys* sp.), además de contar con registros de especies exóticas como la tilapia (*Oreochromis* sp.). Finalmente, en cuanto a la vulnerabilidad por la calidad de agua, aunque los tres sitios presentaron valores similares, éstos corresponden con valores aptos para especies tolerantes a la pertubación, lo que llama la atención debido a que esto posiblemente podría repercutir de manera negativa en las especies no tolerantes que no fueron consideradas en el estudio. Futuros estudios incluyendo una mayor caracterización de la calidad ambiental y en concreto de la calidad de agua para un mayor número de especies, pueden ayudar a la integración de esta información en los programas de manejo en una de las cuencas con mayor número de endemismos y la única a la fecha que no presenta embalses de gran magnitud en el país.

Literatura citada

Armas-Vargas, F., Escolero, O., García de Jalón, D., Zambrano, L., González del Tánago, M., y Kralisch, S. (2017). Proponiendo el caudal ambiental basado en simulación del hábitat físico para cinco especies de peces en la Cuenca baja del Río Duero, México. *Hidrobiológica, 27(2)*, 185-200

Beja-Pereira, A., Luikart, G., England, P. R., Bradley, D. G., Jann, O. C., Bertorelle, G., Chamberlain, A.T., Nunes, T., Metodiev, S., Ferrand, N. y Erhardt, G. (2003). Gene-culture coevolution between cattle milk protein genes and human lactase genes. *Nature Genetics*, 35(4), 311.

Bennett, E. M., Carpenter, S. R., y Caraco, N. F. (2001). Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective: increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. *AIBS Bulletin, 51(3)*, 227-234.

Castillo, M. M., Barba-Álvarez, R., y Mayorga, A. (2018). Riqueza y diversidad de insectos acuáticos en la cuenca del río Usumacinta en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89, 45-64.

Dinius, S. H. (1987). Design of an index of water quality. *Journal of the American Water Resources Association, 23(5)*, 833-843.

Dodds, W. K., Perkin, J. S., y Gerken, J. E. (2013). Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environmental Science and Technology, 47(16)*, 9061-9068.

Domínguez-Domínguez, O., y Vázquez-Domínguez, E. (2009). Filogeografía: aplicaciones en taxonomía y conservación. *Animal Biodiversity and Conservation, 32(1)*, 59-70.

Domínguez-Domínguez, O., Boto, L., Alda, F., Pérez-Ponce de León, G. y Doadrio, I. (2007). Human impacts on drainages of the Mesa Central, Mexico, and its genetic effects on an endangered fish, Zoogoneticus quitzeoensis. *Conservation Biology, 21(1)*, 168-180.

Domínguez-Domínguez, O., Martínez-Meyer, E., Zambrano, L., y De León, G. P. P. (2006). Using ecological-niche modeling as a conservation tool for freshwater species: live bearing fishes in central Mexico. *Conservation Biology, 20(6)*, 1730-1739.

Faith, D. P., y Baker, A. M. (2006). Phylogenetic diversity (PD) and biodiversity conservation: some bioinformatics challenges. *Evolutionary Bioinformatics, 2,* 117693430600200007.

Hand, B. K., Lowe, W. H., Kovach, R. P., Muhlfeld, C. C., y Luikart, G. (2015). Landscape community genomics: understanding eco-evolutionary processes in complex environments. *Trends in Ecology & Evolution, 30(3)*, 161-168.

Jepsen, D. B., y Winemiller, K. O. (2002). Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos, 96(1)*, 46-55.

Lumb, A., Sharma, T. C., y Bibeault, J. F. (2011). A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. *Water Quality, Exposure and Health, 3(1)*, 11-24.

Lyons, J., Navarro-Pérez, S., Cochran, P. A., Santana, E. C., y Guzmán-Arroyo, M. (1995). Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology, 9(3)*, 569-584.

Mercado-Silva, N., Lyons, J., Díaz-Pardo, E., Gutiérrez-Hernández, A., Ornelas-García, C. P., Pedraza-Lara, C., y Zanden, M. J. V. (2006). Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 16(5),* 533-546.

Magalhaes, I. S., Ornelas-García, C. P., Leal-Cardin, M., Ramírez, T., y Barluenga, M. (2015). Untangling the evolutionary history of a highly polymorphic species: introgressive hybridization and high genetic structure in the desert cichlid fish *Herichtys minckleyi*. *Molecular Ecology, 24(17)*, 4505-4520.

Meza-Rodríguez, D., Martínez-Rivera, L. M., Mercado-Silva, N., Jalón-Lastra, D. G. D., Rio, T. D., Marchamalo-Sacristán, M., y Mora-Orozco, C. D. L. (2017). Propuesta de caudal ecológico en la cuenca del Río Ayuquila-Armería en el Occidente de México. *Latin American Journal of Aquatic Research, 45(5)*, 1017-1030.

Muñoz-Alonso, L. A., Rodiles-Hernández, R., López-León, N. P., González-Navarro, A., Chau-Cortés, A. M., y Nieblas-Camacho, J. A. Diversidad de la herpetofauna en la cuenca del Usumacinta, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 89*, 79-99.

Moritz, C. (2002). Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic biology, 51*(2), 238-254.

Ordeñana, M. A., Crooks, K. R., Boydston, E. E., Fisher, R. N., Lyren, L. M., Siudyla, S., Haas C. F., Harris, S., Hathaway S.A., Turschak G. M., Miles, A. K. y Van Vuren

D. H. (2010). Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy, 91(6)*, 1322-1331.

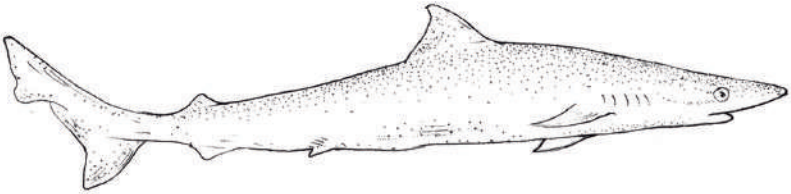
Ornelas-García, C. P., Alda, F., Díaz-Pardo, E., Gutiérrez-Hernández, A., y Doadrio, I. (2012). Genetic diversity shaped by historical and recent factors in the live-bearing twoline skiffia *Neotoca bilineata*. *Journal of Fish Biology, 81(6)*, 1963-1984.

Soria-Barreto, M., González-Díaz, A. A., Castillo-Domínguez, A., Álvarez-Pliego, N., y Rodiles-Hernández, R. (2018). Diversidad íctica en la cuenca del Usumacinta, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 89*, 100-117.

Rodiles-Hernández, R., Castillo-Uzcanga, M. M. y Sánchez, A. J. (2018). Presentación. Diversidad íctica en la cuenca del Usumacinta, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 89*, 1-2.

Tonn, W. M. y Magnuson, J. J. (1982). Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology, 63(4)*, 1149-1166.

Trinidad-Ocaña, C., Juárez-Flores, J., Sánchez, A. J., y Barba, E. Diversidad de moluscos y crustáceos acuáticos en tres zonas en la cuenca del río Usumacinta, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 89*, 65-78.



Manejo de peces antropizados: métodos

Héctor Espinosa-Pérez

Colección Nacional de Peces Instituto de Biología,
UNAM Ciudad Universitaria, CdMx.
3er. Cto. Exterior S/N México, D. F. CP 04510 A.P. 70-153
Autor para correspondencia: hector@unam.mx

La introducción de especies por el hombre es un problema mundial que se presenta a lo largo de la historia de manera repetida. Esto forma parte de la vida y de la evolución de los ecosistemas, ya que es una de las maneras en que de forma natural se ha llegado a tener la biodiversidad actual. Este capítulo se enfoca en las especies de peces que, de forma accidental o intencionada, se han introducido en tiempos recientes en cuerpos de agua distintos a los que son originarios. A esto es a lo que se llama antropización de la fauna íctica y su estudio es importante debido al daño que estas especies causan en los ecosistemas invadidos. El objetivo del presente capítulo es presentar los métodos con que se han estudiado estas especies invasoras y que deben iniciar con un cambio cultural y de educación ambiental de toda la población.

Introducción

Debemos empezar por reconocer que el manejo e introducción de especies llevadas a cabo por el hombre es un problema común en el mundo, se ha presentado en la historia de manera repetida. Sin embargo, sucede de forma espontánea al existir un suceso vicariante, es decir un accidente de la tierra al cambiar el cauce de un río por ejemplo y dividir o juntar a diferentes poblaciones de una especie. Esto es parte de la vida y de la evolución de los ecosistemas, ya que es una de las maneras en que de forma natural se ha llegado a tener la biodiversidad actual. Además de esas maneras, se puede mencionar que se conocen casos de peces, tema central de este capítulo, donde la dispersión de especies provocada por fenómenos naturales tales como huracanes, ciclones y tornados, han llevado no sólo peces de un sistema acuático a otro, sino todo tipo de flora y fauna acuática, que al encontrarse en un nuevo ecosistema, logra adaptarse a las nuevas condiciones e invadir de forma exitosa su nuevo hábitat.

Aquí nos enfocaremos en las especies de peces que, de forma accidental o intencionada, se han introducido en tiempos recientes en cuerpos de agua distintos a los que son originarios. Tal es el caso de los peces que son considerados exóticos, invasores o simplemente introducidos en sistemas acuáticos de los cuales no son originarios, ni su intervalo de distribución corresponde a la cuenca histórica donde se distribuyen normalmente. A esto es a lo que se llama

antropización de la fauna íctica y su estudio es importante debido al daño que estas especies causan en los ecosistemas invadidos. En el caso de México las especies que se han incluido en cuerpos de agua marinos y dulceacuícolas ascienden a 104 de acuerdo con Espinosa y Ramírez (2015), siendo que de pocas de ellas se conoce el impacto o daño causado a los distintos cuerpos de agua donde se han introducido. Un inventario reciente basado en ejemplares de colecciones ictiológicas se puede revisar en la página: http://unibio.unam.mx/peces_exoticos-war/.

Durante el último siglo la antropización con especies de peces se ha acrecentado debido a muchas razones que se presentarán más adelante, pero que principalmente viene del fortalecimiento de las economías fuertemente globalizadas, en las que el intercambio de tecnologías y bienes ocurre con más frecuencia con recursos vivos, como serían los casos de las técnicas, por ejemplo, de acuacultura y maricultivos y, por otro lado, la compra-venta de seres vivos para la acuariofilia.

En México la obtención de algunas técnicas para la acuacultura ha sido producto de compromisos financieros con organismos multinacionales que han promovido el desarrollo de los países (Contreras-Balderas *et al*., 2002). Los cambios en la distribución espacial y temporal de especies son un hecho en la naturaleza, por lo cual no se deben considerar anormales, pero la gran cantidad de introducciones biológicas en mares, ríos, lagos y lagunas representan ya una gran amenaza a la biodiversidad y, por lo tanto, a los ecosistemas y sus comunidades.

Todas las especies acuáticas exóticas, consideradas invasoras, al establecerse en los cuerpos hídricos del país han mostrado un alto poder para inducir problemas a los distintos hábitats y ecosistemas. Estos inconvenientes se han detectado desde diferentes puntos de vista, que van desde los problemas biológicos con el paso de parásitos de especies introducidas a las nativas y ecológicos al verse degradados los hábitats por el impacto causado por el uso desmedido de recursos, por parte de la especie invasora, hasta los que son de orden económico, social y cultural. Existen varios ejemplos con los peces invasores, pero lo que se debe dejar en claro, es que la velocidad con la que las especies invasoras exóticas colonizan los ecosistemas rebasa a la ciencia en el estudio de los problemas encontrados a todos los niveles mencionados con anterioridad, lo que ha llevado a comunidades a cambiar de hábitos sociales, culturales y alimenticios.

En general, las especies invasoras tienen una alta tasa reproductiva, de corto tiempo generacional, que al no tener enemigos naturales llegan a ser especies longevas y

que les ayuda a buscar una mayor dispersión en el nuevo ecosistema colonizado (Williams y Meffe, 2005). Comúnmente tienen una gran plasticidad genética que faculta a estas especies para soportar cambios drásticos en el medio ambiente, permitiendo, entre otras cosas, una gran resistencia a intervalos de condiciones ambientales adversas incluido el clima y los parámetros físico químicos del agua, como la salinidad, alcalinidad y temperatura (Williams y Meffe, 2005; Fuller *et al*. 1999). También poseen comportamientos generalistas en cuanto a su alimentación, por lo mismo pueden ser gregarios formando cardúmenes, que al paso del tiempo terminan con los diferentes hábitats del ecosistema y difícilmente se pueden controlar por lo mismo (Williams y Meffe. 2005).

Los impactos que causan las especies exóticas en un ecosistema varían según la especie y el ecosistema, esto depende de qué tan vulnerable es el ecosistema, cuando la invasión es de una mayor o menor magnitud en los hábitats invadidos (Simon y Townsend, 2003). Esos impactos se pueden reflejar en los cambios en la composición de la biodiversidad, que por lo general se refieren a pérdidas de especies nativas, que no tienen cómo resistir el embate de las invasoras.

Las modificaciones que sufren los distintos hábitats del ecosistema alcanzan a ser alteraciones hidrológicas en cuanto a cambios en la calidad del agua, alteraciones biogeoquímicas y estructurales y en los cambios en la cadena trófica que afectan a las especies nativas (Fuller *et al*. 1999).

El objetivo del presente capítulo es presentar los métodos con los cuales se estudian estas especies invasoras, mismos que deben iniciar con un cambio cultural y de educación ambiental en toda la población, ya que al conocer los daños que causan las especies invasoras, no se intentará introducir especies extrañas a un medio ambiente sano, incluso se evitaría esta práctica. No está de más comentar que muchas invasiones se han presentado por la liberación piadosa de mascotas en ríos y lagos, al pensar que van a vivir normalmente en un ecosistema extraño, sin advertir que pueden causar un daño permanente a los ecosistemas naturales o simplemente morir (Fuller *et al*., 1999; Contreras-Balderas *et al*., 2002).

También se tiene que tomar en cuenta la experiencia en la acuacultura, y evitar hacer siembras sin control en estanques cercanos a cuerpos de agua, ya que ha sucedido que las especies introducidas escapan a dichos ambientes naturales dándose invasiones masivas que tienen consecuencias desastrosas en el medio ambiente (Contreras-Balderas *et al*., 2002). La acuacultura controlada es una actividad encomiable,

que si se desarrolla con todas las precauciones resultan un negocio rentable y prestar el servicio alimentario que han perseguido sus desarrolladores desde un principio de sustentabilidad. Por último, algo que no se debe impulsar, la siembra directa de especies exóticas en ambientes naturales, como en sistemas artificiales como presas y estanques que drenen a ríos, lagos o lagunas, ya que la invasión causa daños permanentes no cuantificables a las poblaciones de especies nativas a todo lo largo de las cuencas hídricas.

Métodos de estudio

Se tiene que evitar toda introducción de organismos exóticos a un medio natural, pero si se lleva a cabo, ésta debe ser precedida por un análisis de riesgos. Este tipo de diagnóstico consiste en una valoración del impacto que causará la introducción de especies exóticas, o como ya ha sucedido en innumerables localidades, sobre aquellas especies ya introducidas, que se desconoce el impacto que están causando en el medio ambiente y que se quiere estudiar (CDB, 2002; Ziller *et al*. 2005). Existen diferentes tipos de análisis de riesgos, desde los muy complejos y sofisticados, hasta los más sencillos y específicos para un sistema hidrológico o solamente a una especie. Baker *et al*. (2005, 2008) han desarrollado un protocolo que se perfecciona de tiempo en tiempo y resulta recomendable para los sistemas acuáticos, pero se debe tomar en cuenta que se ha diseñado para el Reino Unido, siendo las condiciones muy diferentes a las del trópico y zonas templadas mexicanas. Otro protocolo específico para especies de peces dulceacuícolas continentales es el de Copp *et al.* (2005) llamado "fisk" disponible en internet y que se basa en un cuestionario de 49 preguntas que definirán el riesgo en que se encuentra la zona a estudiar. Los principales puntos que trata se pueden resumir en la siguiente tabla 1.

Tabla 1. Resumen del protocolo de Copp *et al.* (2005), cuestionario integrativo.

Criterio	Definición	Descripción
Adaptación	Especies domesticadas, naturalizadas, razas, variedades.	Información climática, ambiental. Intervalo de distribución. Impacto en otra región.
Biología	Competencia, parasitismo, depredación, talla, tamaño de población.	Congéneres invasivos, venenosos.
Reproducción	Madurez sexual, hibridación, hermafroditismo, fecundación.	Huevos sésiles, planctónicos, cuidado parental. Densidad poblacional de larvas, alevines juveniles tiempo generacional.
Alimentación	Omnívora, planctívora, bentívora, piscívora.	Tipos de alimento en la zona, cuantificación de los recursos alimenticios.
Dispersión	Dispersión involuntaria, o voluntaria por hábitat apropiado, dispersión por huevo, larva, alevín.	Migración de adultos, juveniles, por densidad poblacional, reproducción, alimentación.
Tolerancia	Salinidad, eurihalinidad, desecación, velocidad del agua, competencia. Contaminación.	Cambios climáticos, oxígeno, alcalinidad, altas tasas de fecundidad.

El análisis debe ser muy detallado en lo que respecta al potencial invasor, dispersión y capacidades que puedan afectar no sólo la biología de las especies nativas y su medio ambiente, sino también los impactos económicos, sociales, a la salud de la población de especies nativas y humanas. Por lo cual se recomienda que sea efectuado por equipos multidisciplinarios y con la participación de la población afectada, ya que los problemas que se han detectado por las introducciones no tienen una solución simple y muchas veces implican sacrificios de la población aledaña.

Primero, se debe conjuntar un completo apoyo de un grupo de expertos. Como se trata de sistemas acuáticos, una parte fundamental es el agua. Para su análisis se recomienda seguir los métodos proporcionados por De la Lanza-Espino (2014) para la determinación de caudal ecológico en cuerpos de agua mexicanos o los de Zorrilla *et al.* (2017) en el que se enfoca el caudal ecológico a la conservación en el río Verde Atoyac, en Oaxaca. En ambos estudios se revisan diferentes metodologías para conocer la variabilidad hidrológica, iniciando con el análisis de las series históricas de los ríos tratados, pasando por la hidrología básica en cuanto a parámetros físicos y químicos, hasta llegar al conocimiento del régimen de escurrimientos, corrientes y morfología del sistema acuático tratado. La metodología se puede resumir en la tabla 2, donde se muestran los principales parámetros a considerar para la evaluación de cuatro diferentes cuerpos de agua que pueden encontrarse en el país. En la actualidad la toma de datos ya no requiere de tardados análisis de laboratorio, ya que se pueden usar aparatos multiparamétricos portátiles (Hach, Ysi, Hanna) que ayudan a tener resultados inmediatos y nos permiten planear mejor la estacionalidad de los muestreos en concordancia con el resto de los aspectos considerados (fig. 1).

Tabla 2. Parámetros básicos comparativos a evaluar en diferentes cuerpos de agua. Modificado de De la Lanza (2014).

Parámetro	Ríos	Lagos y embalses	Aguas subterráneas	Zona costera
Temperatura	X	X	X	X
pH	X	X	X	X
Conductividad eléctrica	X	X	X	
Salinidad				X
Oxígeno disuelto	X	X	X	X
Nitratos	X	X	X	X
Nitritos			X	X

Amonio	X	X	X	X
Calcio	X	X	X	
Magnesio	X	X	X	
Sodio*	X	X	X	
Potasio*	X	X	X	
Cloruros*	X	X	X	
Sulfatos*	X	X	X	
Alcalinidad	X	X	X	
DQO	X	X		
Sólidos suspendidos totales	X	X		
Clorofila a		X		X
Transparencia (Disco Secchi)		X		X
Ortofosfatos	X	X		X
Fósforo Total (no filtrado)	X	X		

Esta información está modificada de la Guía Operativa (GEMS/AGUA) del Sistema Mundial de Vigilancia Ambiental (GEMS) (PNUMA, OMS, UNESCO, OMN); 1978.
*Pueden estar representados por la dureza.

Figura 1. Toma de datos de calidad de agua con sondas multiparámetro en diferentes localidades.

En el caso del grupo de expertos, en especial sobre biología de peces, se requiere tener un conocimiento total sobre la riqueza de especies nativas, primero de forma documental en la literatura del sistema y, posteriormente, verificarla por medio de muestreos y monitoreos programados durante el análisis de riesgo. Estos muestreos deben incluir los diferentes paisajes del ecosistema y sus comunidades, para lo cual se puede seguir el protocolo de Espinosa-Pérez (2014), en el que se realizan colectas de peces con diferentes artes de pesca, que van desde el muestreo con redes tipo chinchorro playero, fijas como redes agalleras y trampas, hasta atarrayas y con equipos de electro pesca (fig. 2). Estos muestreos y después los monitoreos con periodos de tiempo definidos de acuerdo con la emergencia del estudio se pueden realizar de forma estacional, mensual, bimestral o de acuerdo a las necesidades del estudio. Los muestreos se deben realizar buscando cubrir la zona béntica y pelágica, así como las zonas donde cambia el tipo de vegetación o la conformación geológica del cuerpo de agua.

Figura 2. Métodos de colecta de peces, chinchorro, electropesca, trampas y charolas, atarraya y chinchorro en lagunas costeras.

Una vez realizado el muestreo de peces, la parte fundamental es la precisión de las unidades a estudiar, esto es, conocer la especie o especies invasoras exóticas al ambiente. Para esto es necesario hacer una correcta identificación de los ejemplares colectados, esto debe realizarse con claves especializadas, como ejemplo las de Miller *et al.* (2009) para los peces dulceacuícolas mexicanos introducidos en lugares diferentes de donde son nativos; Trewavas (1983) para las tilapias que se encuentran en el país o Armbruster y Page (2006) en el caso de algunos de los peces diablos o plecos de la familia *Loricariidae* que se encuentran en las aguas continentales mexicanas. Para la confirmación de la determinación de las especies se pueden consultar bases

de datos, como fishbase (http://www.fishbase.org/search.php), que es un sitio donde se puede obtener información adicional de la especie invasora a estudiar. Se debe confirmar la validez del nombre con el catálogo de especies de la Academia de Ciencias de California de Eshmeyer *et al.* (2017), para evitar sinónimos y problemas de identidad de la especie, que puede llevar a emplear metodologías equivocadas.

Una vez establecida la unidad o unidades a trabajar, es decir, conocer el nombre correcto de la especie o especies invasoras a estudiar, es indispensable que se plantee la posibilidad de realizar estudios poblacionales con el fin de conocer la magnitud del problema, para lo cual se debe conservar la muestra completa y así poder realizar cálculos sobre la abundancia y distribución de la especie en el sistema. Con los mismos ejemplares es posible iniciar los estudios de edad y crecimiento de la población, junto con el análisis de los contenidos estomacales, composición por sexos, estados de madurez gonádica y fecundidad. Todo lo anterior es posible estudiarlo siguiendo los manuales de ciencia pesquera de Holden y Raitt (1975) o Murphy y Willis (1996) sobre las técnicas en pesquerías.

A partir de estos conocimientos básicos, se pueden planificar las formas de combatir la invasión de la especie o especies. Conocer cuáles son las tallas máximas y mínimas es importante para seleccionar los métodos más adecuados de captura. Conocer la composición por sexo, las épocas de madurez y la fecundidad de la especie hará que se pueda planear el tiempo más propicio para evitar la captura de los adultos en edad reproductiva, también, al saber qué come la especie se podrá pensar en tender trampas para su captura.

Una vez conocidos esos datos para la mejor planeación del exterminio del pez invasor, se pueden programar una serie de acciones, que van desde aprovechar la especie para consumo y la eliminación se haga por la gran demanda del pez o bien tratar de usar las capturas como harina de pescado para diferentes usos. Sobrepescar la especie para llegar a eliminarla de forma definitiva es una buena forma de actuar, siempre y cuando no se ponga en peligro a las especies nativas en el momento de pescar a las especies invasoras. Esto también hay que tomarlo en cuenta para otros métodos de eliminación de la invasora.

Literatura citada

Armbruster, J. W., y Page, L. M. (2006). Redescription of Pterygoplichthys punctatus and description of a new species of Pterygoplichthys (Siluriformes: Loricariidae). *Neotropical Ichthyology, 4(4), 401-410.*

Baker, R., Cannon, R. A. Y., Bartlett, P., y Barker, *I. A. N. (2005). Novel strategies for assessing and managing the risks posed by invasive alien species to global crop production and biodiversity. Annals of Applied Biology, 146(2),* 177-191.

Baker, R. H. A., Black, R. Copp, G. H. Haysom, K. A. Hulme, P. E. Thomas, M. B. Brown, A. Brown, M. Cannon, R. J. C. Ellis, J. Ellis, M. Ferris, R. Glaves, P. Gozlan, R. E. Holt, J. Howe, L. Knight, J. D. MacLeod, A. Moore, N. P. Mumford, J. D. Murphy, S. T. Parrott, D. Sansford, C. E. Smith, G. C. St-Hilaire, S. y N.L. Ward. (2008). The UK risk assessment scheme for all non-native species. In: Biological Invasions – from Ecology to Conservation. Berlin: NEOBIOTA. 46-57.

Convention on Biological Diversity. (2002). Decision VI/23: Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los habitats o las especies. Consulta 25 de julio 2018 disponible en https://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=7197.

Contreras-Balderas, S., Almada-Villela, P., de Lourdes Lozano-Vilano, M., y García-Ramírez, M. (2002). *Freshwater fish at risk or extinct in Mexico. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 12(2-3),* 241-251.

Copp, G. H., Garthwaite, R., y Gozlan, R. E. (2005). *Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. Journal of Applied Ichthyology, 21(4),* 371-373.

De la Lanza-Espino. (2014). Protocolo para el muestreo de calidad del agua en ríos endorréicos y exorréicos, y en humedales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMXAA-159-SCFI-2012). http://www.ibiologia.unam.mx/aguas/Protocolo %20calidad% 20de%20aguai.pdf.

Fricke, R., Eschmeyer, W. N. y R. van der Laan (eds) 2019. ESCHMEYER'S CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES. (http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp). Electronic version accessed 12 December 2017.

Espinosa-Pérez, H., y Ramírez, M. (2015). Exotic and invasive fishes in Mexico. *Check List, 11, 1.*

Espinosa Pérez, H. Protocolo de muestreo de peces en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA- 159-SCFI-2012). http://www.ibiologia.unam.mx/aguas/PNRA.%20Protocolo%20de% 20Peces-2.pdf

Fuller, P. L., Nico, L. G., y Williams, J. D. (1999). Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. *1ASSESSMENT AND MANAGEMENT OF ALIEN SPECIES THAT THREATEN, 27.*

Holden, M. J., y Raitt, D. F. S. (1975). *Manual de Ciencia Pesquera: Parte 2: Métodos para investigar los recursos y su aplicación* (p. 211). FAO.

Miller, R. R., Minckley, W. L., y Norris, S. M. (2009). Peces Dulceacuícolas de México. Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad/El Colegio de la Frontera Sur/Sociedad Ictiológica Mexicana, AC/Desert Fishes Council. *AC/Desert Fishes Council México. 559 p. Trad. de Juan J Schmitter-Soto. 1ra edición en inglés, 2005.*

Murphy, B. R., y Willis, D. W. (Eds.). (1996). *Fisheries techniques (2nd ed., p. 732). Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.*

Simon, K. S., y Townsend, C. R. (2003). Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. Freshwater biology, 48(6), 982-994.

Trewavas, E. (1983). Tilapiine fishes of the genera Sarotherodon, Oreochromis and Danakilia. British Museum (Natural History).

Ziller, S. R., Reaser, J. K., Neville, L. E., & Brandt, K. (2005). Invasive alien species in South.

Estimación de adecuabilidad de especies en ambientes antropizados desde el enfoque de modelado de nicho

Leticia M. Ochoa-Ochoa[1*]
César A. Ríos-Muñoz[2]

[1] Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera”, Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México

[2] Laboratorio de Arqueozoología, Instituto Nacional de Antropología e Historia

*Autor para correspondencia: leticia.ochoa@ciencias.unam.mx

Resumen

El proceso de modelado de nichos ecológicos y distribución de especies ha sido producto del desarrollo de la teoría de nicho ecológico y algoritmos que han tratado de reproducir las complejas relaciones que dan origen y forma a las áreas de distribución de las especies. El presente trabajo muestra una estrategia metodológica basada en modelos de nicho ecológico para estimar la adecuabilidad –existencia de condiciones ambientales propicias para una especie– en ambientes antropizados. Dicha estrategia consiste en la combinación de modelos de distribución de especies "tradicionales" con variables climáticas y topográficas y modelos basados en variables asociadas a la antropización. Para combinarlos se generaron reglas de decisión basadas en los atributos funcionales de especies de vertebrados asociados a cuerpos de agua, (un ave (*Cinclus mexicanus*), un mamífero (*Noctilio leporinus*), un reptil (*Kinosternon integrum*) y un anfibio (*Hyla eximia*)) que indican el grado de tolerancia a los ambientes antropizados. Aunque la combinación de los modelos climático-antropizados representa una simplificación de una realidad, este tipo de aproximaciones pueden dar una idea acerca de cómo se representan las condiciones propicias para una especie en gradientes antropizados. No obstante, deben ponerse a prueba en campo para conocer la precisión de los modelos.

Introducción

La influencia en los paisajes ejercida por los seres humanos, se ha incrementado de manera exponencial después de la Revolución Industrial desde el siglo XVIII (Sanderson *et al.*, 2002). Estas modificaciones son producto de una vasta gama de actividades que van desde la construcción de viviendas y caminos, el uso de todo tipo de combustibles fósiles, carbón, petróleo y sus derivados, hasta las expansiones de zonas agrícolas y ganaderas, que han transformado los ecosistemas del mundo en paisajes fragmentados (Dornelas, 2010; Newbold *et al.*, 2015). No obstante, el grado de antropización de los ambientes varía dependiendo de la utilización de los recursos, por lo que es necesario establecer

criterios cuantitativos que permitan conocer y evaluar las prioridades de conservación de la biodiversidad (Ochoa-Ochoa *et al.*, 2017).

En general, los estudios de diversidad y esfuerzos de conservación han considerado muy poco las zonas en las cuales existe impacto causado por los seres humanos, aunque esto ha ido cambiando en los últimos años (*e.g.* Agnoletti, 2006; Goddard *et al.*, 2010). El impacto humano refleja la *antropización* que existe en los ambientes (Sanderson *et al.*, 2002), lo que corresponde a un gradiente de modificaciones ocurridas de forma directa o indirecta, donde aquellos paisajes o ambientes que han tenido poca o ninguna influencia del hombre tendrían una antropización nula. Los ambientes con diferentes grados de antropización se alejan de las definiciones rural y urbano que han sido definidos por Aurousseau (1921) como:

> [...] rurales a aquellos sectores de la población que se extienden en la región y se dedican a la producción de los artículos primarios que rinde la tierra, mientras que los densos grupos de gente, que no tienen un interés inmediato en la producción de materiales para su alimentación y vestido o de confort en general, sino que están vinculadas a los transportes, a las industrias, a la compra y venta, o a la instrucción de la población, a la administración del Estado o simplemente a vivir en la ciudad, conforman el sector urbano.

La propuesta de utilizar el impacto humano puede ser mucho más incluyente, como ocurre para los ecosistemas marinos (Halpern *et al.*, 2008), donde las condiciones de urbanización no son aplicables. Es por eso que nos referiremos a gradientes de antropización que representan cambios asociados al grado de impacto humano (*e.g.* cercanía a carreteras, cambio en la cobertura vegetal) y no de urbanización a lo largo de este capítulo.

Sabemos que no todas las especies responden de la misma manera a la influencia humana, mientras que algunas otras presentan declives en sus poblaciones o incluso se han extinto (*e.g. Quiscalus palustris*, Haemig, 2010), otras no presentan cambios (*e.g. Artibeus jamaicensis* y *A. intermedius*, Saldaña-Vázquez *et al.*, 2010), o incluso tienden a aumentar sus poblaciones (*e.g. Lithobates berlandieri*, *Sceloporus variabilis* y *Anolis sericeus*, Urbina-Cardona *et al.*, 2006). Estas respuestas diferenciales están directamente relacionadas con plasticidad o capacidad de adaptación de las especies con el grado de modificación ambiental que exista en el ambiente. La plasticidad se

puede inferir a partir de los rasgos de historia de vida, que son todas aquellas características que interactúan con el ambiente y que tienen un efecto, positivo o negativo, en la adecuación de los individuos (Pla *et al.*, 2012). En este sentido, dichas características se pueden utilizar para estimar la probabilidad de presencia de las especies en ambientes antropizados.

En términos de biodiversidad el conocimiento tanto en descripción de especies (carencia Linneana) como en aproximación a las áreas de distribución (carencia Wallaceana) sigue siendo escaso (Whittaker *et al.*, 2005). Debido a esto, la estimación de áreas de distribución ha sido un recurso fundamental, y dentro de este campo, el modelado de la distribución de especies (Species Distribution Modelling-SDM) ha tomado gran auge desde sus inicios en la década de los ochenta. En este sentido el proceso completo de generar una distribución modelada se puede dividir en dos fases: 1) la creación del modelo de nicho ecológico en un espacio multidimensional definido por las variables ambientales utilizadas; y 2) su proyección en un espacio geográfico.

El proceso de modelado se acompaña del desarrollo de la teoría de nicho ecológico y estrategias metodológicas (Peterson *et al.*, 2011) para tratar de reproducir las relaciones complejas (*e.g.* biológicas, históricas) que dan origen y forma a las áreas de distribución. Los algoritmos establecen la relación entre los atributos ambientales y las localidades por medio de valores de probabilidad que son interpretados como la "adecuabilidad del hábitat" (*habitat suitability*) e indican la existencia de condiciones ambientales propicias o adecuadas para una especie (Elith *et al.*, 2010).

Sin duda, el modelado de distribución de especies es una herramienta importante relacionada con la estimación de áreas de distribución y se utiliza en distintos aspectos (biogeográficos, ecológicos, evolutivos). El método se puede relacionar con factores antropogénicos que estén vinculados con los ambientes urbanos, por lo que el objetivo de este capítulo es combinar el marco teórico del modelado de distribución de especies, con la ecología funcional y variables que indiquen impacto humano para poder estimar gradientes de adecuabilidad de hábitat que permitan establecer modelos en ambientes antropizados.

Métodos

Base teórica de la adecuabilidad del hábitat

La estimación de las áreas de distribución, basadas en modelos de nicho ecológico, tiene su fundamento en generar relaciones (de diferentes modos y con distintos algoritmos) de los valores de las variables ambientales en las que geográficamente se encuentra la localidad de registro. En estas relaciones se generan supuestos (*grosso modo*) de la siguiente forma: si la especie (S) está en un lugar dado (G) con los valores ambientales (X), entonces el proceso de modelado corresponde a una primera fase donde la identificación de los valores ambientales (X) es dado por el muestreo geográfico (G) de la especie (S) y el cálculo de la adecuabilidad donde se establece la pertenencia de la fase anterior a un conjunto de variables ambientales (X) de las posiciones geográficas (G) en un área determinada. Esto genera mapas que indican el grado en que las condiciones ambientales reflejan las condiciones propicias donde se tienen localidades de registro.

Tabla 1. Rasgos funcionales de las especies utilizadas en el análisis para evaluar su tolerancia a los ambientes antropizados, los rasgos se obtuvieron de las opiniones de expertos, así como de las observaciones personales de los autores.

	Capacidad de dispersión	Hábitat acuático asociado	Alimentación	Sujeto a explotación	Tolerancia a la perturbación	Referencia
Kinosternon integrum	Media	Ríos y cuerpos de agua	Generalista oportunista	Sí	Alto	Flores-Villela (com. pers.)
Hyla eximia	Baja	Arroyos	Carnívora generalista	No	Medio-alto	Ochoa-Ochoa (Obs. pers.)

Cinclus mexicanus	Baja	Ríos y arroyos	Insectívora principalmente	No	Medio-bajo	Wilson y Kingery (2011)
Noctilio leporinus	Baja	Ríos, arroyos, lagos, lagunas	Piscívora principalmente	No	Bajo	Uribe y Castro-Arellano (2014)

Para evaluar el método propuesto seleccionamos cuatro especies de distintos grupos taxonómicos que a su vez tienen diferentes tolerancias a la perturbación: un ave (*Cinclus mexicanus*), un mamífero (*Noctilio leporinus*), un reptil (*Kinosternon integrum*) y un anfibio (*Hyla eximia*) todos ellos asociados a cuerpos de agua. Estos taxones fueron evaluados con base en sus características funcionales para determinar el nivel de tolerancia a ambientes antropizados (tabla 1).

Base de datos de las especies utilizadas

Los registros de las especies fueron seleccionados a partir del periodo: 1970-2013, para que exista congruencia temporal con las variables ambientales (véase más adelante). En el caso del *H. eximia* y la *K. integrum* los datos se tomaron de la base más completa de Herpetofauna Mexicana que existe, la cual contiene los registros de herpetozoos mexicanos que se encuentran en más de 40 colecciones a nivel mundial. Por otro lado, los registros del *N. leporinus* y de *C. mexicanus* fueron tomados directamente de sistemas de información de biodiversidad, GBIF (http://www.gbif.org) y aVerAves (http://ebird.org/content/averaves), sólo en el caso de *N. leporinus* se complementó con registros de literatura publicada (Medellín *et al.*, 1986; Elizalde-Arellano *et al.*, 2004; Vargas-Contreras *et al.*, 2008; Santos-Moreno *et al.*, 2010; Avila-Torresgatón *et al.*, 2012). En todos los casos se eliminaron los registros duplicados encontrados en las distintas fuentes.

Modelos de nicho tradicionales

De forma tradicional, para generar los modelos, se relacionan los atributos ambientales, generalmente climáticos y topográficos, con las localidades de registro (Peterson *et al.*, 2011). Nos permitimos llamarles modelos de nicho tradicionales porque utilizamos las mencionadas variables para modelar:

a) ***Variables bioclimáticas***. Utilizamos 19 coberturas bioclimáticas derivadas de temperatura y precipitación (CHELSA 1.2, Karger *et al.*, 2017). Éstas incluyen información mensual para el periodo de 1979 a 2013 con una resolución de ~1km^2.

b) ***Variables topográficas***. Para complementar la información bioclimática, utilizamos dos variables topográficas, la altitud y el índice topográfico. Ambas coberturas fueron obtenidas del proyecto (Hydro1k, https://lta.cr.usgs.gov/HYDRO1K), también con una resolución de ~1km^2.

Antes de generar el modelo realizamos todas las buenas prácticas que se recomiendan en el proceso: 1) checamos visualmente las localidades geográficas eliminando todas aquellas que no estuvieran en la zona de la distribución reportada por la literatura; 2) eliminamos los registros duplicados por pixel para evitar el sesgo en los modelos; 3) hicimos evaluaciones ambientales a través de un PCA con los valores ambientales de las localidades de registro inspeccionando los registros alejados de la nube de puntos individualmente; 4) evaluamos las variables ambientales a través del factor de inflación de varianza (VIF) para eliminar las variables colineares. Las variables utilizadas para cada especie se encuentran en la tabla 2; y, finalmente, 5) definimos el área accesible o "M" para cada especie seleccionando las ecorregiones de CONABIO (INEGI *et al.*, 2008) a partir de los registros.

Tabla 2. Variables climáticas utilizadas para generar los modelos de adecuabilidad tradicionales (CHELSA 1.2, Karger *et al.*, 2017).

Variables climáticas	*Cinclus mexicanus*	*Noctilio leporinus*	*Kinosternon integrum*	*Hyla eximia*
Bio2. Intervalo diurno de temperatura.			X	X
Bio3. Isotermalidad.	X	X	X	X
Bio4. Estacionalidad de la temperatura.				X
Bio5. Temperatura máxima del mes más cálido.		X		
Bio9. Temperatura media del trimestre más seco.	X		X	
Bio12. Precipitación anual.			X	
Bio13. Precipitación del mes más húmedo.	X	X		X
Bio14. Precipitación del mes más seco.	X			
Bio15. Estacionalidad de la precipitación.	X	X	X	X
Bio18. Precipitación del trimestre más cálido	X	X	X	X
Bio19. Precipitación del trimestre más seco.	X	X	X	X
Modelo digital de elevación.	X	X		X
Índice topográfico.	X	X	X	X

Modelo de nicho antropizado

Para generar estos modelos utilizamos las siguientes coberturas que reflejan distintos aspectos de antropización:

a) ***Densidad poblacional***. Con base en el sistema de integración territorial (ITER; http://www.beta.inegi.org.mx/proyectos/ccpv/2010) del Censo de Población y Vivienda 2010, se calculó la cobertura de densidad poblacional, utilizando una función de densidad kernel (*kernel density*) considerando el valor de población total por cada localidad para lograr la interpolación de datos.

b) ***Distancia a caminos***. Consideramos la Red Nacional de Caminos 2014 (INEGI, 2014) para tener una estimación lo más aproximada posible de la red carretera nacional acorde con el periodo de las coberturas climáticas que se utilizaron en el modelo de nicho tradicional. Esta cobertura fue preparada calculando, para cada celda, la distancia euclidiana (en metros) más cercana a una carretera.

c) ***Cobertura vegetal***. Representan el porcentaje de bosque que se tiene en 30m^2, tiene valores entre 0 y 1 (Hansen *et al.*, 2013). Para uniformizar las variables a ~1km^2 se re-escaló la cobertura utilizando el promedio.

d) ***Pérdida de cobertura vegetal***. Esta cobertura tiene valores de 0-15, en los que cada uno de los valores representa un año en el que se ha perdido cobertura vegetal (Hansen *et al.*, 2013). Es decir, si todos los años se pierde cobertura en un sitio, el pixel tendrá valor de 15. Para poder estimar la tasa de cambio, agrupamos los años en 2 periodos, 2000-2005 y 2006-2010, y se calculó la tendencia de cambio con la pendiente entre ambos periodos. Debido a que el cambio sólo permite el cálculo de pérdidas de la cobertura vegetal tomamos el valor absoluto de la pendiente. En este sentido, el valor máximo posible es 1 que representa una pérdida total de la cobertura vegetal y el menor es 0 que representa que no hubo cambios. Si los registros de una especie se asocian a valores de cambio altos, entonces se puede suponer que la especie está aprovechando estas modificaciones hacia la antropización.

e) ***Mapa de afectación humana***. Es el resultado de una suma aritmética de 10 elementos que representan impacto humano (uso de suelo y vegetación, población, vías de comunicación, presas y cuerpos de agua artificiales, líneas de transmisión, plantas generadoras de energía eléctrica, aeropuertos, minas, pozos petroleros, distritos de

riego) sobre el territorio mexicano. Tiene valores de 0 a 15, donde 0 representa un impacto humano nulo y 15 un alto impacto.

Para estos modelos no se eliminaron las variables colineares con toda la intención de que éstos fueran sobre-ajustados bajo el supuesto de que la adecuabilidad de los ambientes antropizados se encuentran agrupados, principalmente, en centros urbanos.

Para la creación de los modelos tradicionales y los antropizados se utilizó R 3.4.2 (R Core Team, 2017) a través de la plataforma de BIOMOD2 (Thuiller *et al.*, 2016). En esta plataforma se pueden ensamblar los modelos generados por diferentes algoritmos implementados, en nuestro caso utilizamos ocho algoritmos: red neuronal artificial (Artificial Neural Network, ANN), análisis de árboles de clasificación (Classification Tree Analysis, CTA), análisis flexible de discriminantes (Flexible Discriminant Analysis, FDA), modelos de incremento generalizado (Generalised Boosting Model, GBM), modelos lineares generalizados (Generalised Linear Models, GLM), regresiones múltiples adaptativas (Multiple Adaptive Regression Splines, MARS), máxima entropía (Maximum entropy, MaxEnt) y bosques aleatorios (Random Forest, RF). Para hacer el modelo de consenso se utilizó la opción de la mediana debido a que este tipo de ensamble es poco sensible a los valores extremos (Thuiller *et al.*, 2016).

Adecuabilidad en ambientes antropizados

Para obtener el modelo se combinaron el modelo tradicional y el de nicho antropizado con base en los rasgos funcionales de cada especie y a la tolerancia a la perturbación. Utilizamos la estimación del nivel de tolerancia para determinar la adecuabilidad en ambientes antropizados a través de la combinación de los modelos. Esta combinación se da bajo los supuestos de tolerancia a la perturbación de la siguiente forma: tolerancia alta, la adecuabilidad de los modelos (ambientales y antropizados) se suman; tolerancia media, la adecuabilidad de los modelos se promedian y tolerancia baja, en este caso la adecuabilidad los modelos se resta (ambiental menos antropizado).

Resultados

Obtuvimos un total de 739 registros de presencia para las cuatro especies de vertebrados; sin embargo, al descartar los registros duplicados y eliminar los registros duplicados por pixel únicamente utilizamos 223 registros (*H. eximia*, 452 registros

totales con 107 registros depurados por localidad, *K. integrum* 82 registros totales con 33 registros depurados, de *N. leporinus* 38 con 22 registros depurados y de *C. mexicanus* 67 con 61 registros depurados.

Se obtuvieron modelos de distribución con desempeño bueno o malo para cada algoritmo desde el punto de vista tradicional, a diferencia de los modelos únicos de variables antropizadas los cuales tuvieron un bajo desempeño. Sin embargo, el desempeño de ensambles de modelos, en ambos casos, siempre fue mejor con las medidas de evaluación utilizadas (ROC, TSS y Kappa). Aquí presentamos únicamente los valores de la ROC debido a que es la medida de evaluación más utilizada en este tipo de modelos para predecir áreas de distribución (tabla 3). Los modelos consenso de las especies mostraron valores diferenciales de adecuabilidad con los dos juegos de variables y su combinación final aplicada para cada especie (figura 1).

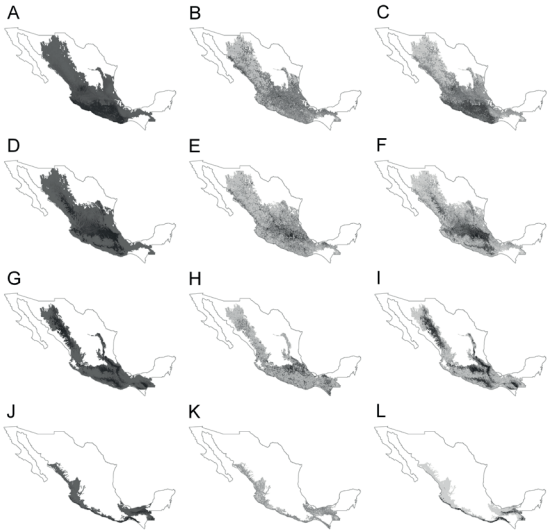


Figura 1. Gradientes de adecuabilidad generados con variables climáticas y topográficas (VCT), variables antropizadas (VA), y la combinación de ambos a partir de los rasgos funcionales. *Kinosternon integrum* A, B, y C respectivamente, éste último generado con la suma de los modelos. *Hyla eximia* D, E, y F respectivamente, éste último generado con el promedio de los modelos. *Cinclus mexicanus* G, H, y I respectivamente, éste último generado con el promedio de los modelos ponderando el VCT. *Noctilio leporinus* J, K, y L respectivamente, éste último generado con la resta de los modelos VCT-VA . Entre más oscuro el color mejor es la adecuabilidad.

Tabla 3. Resultados de los modelos individuales utilizados para estimar la adecuabilidad de especies en ambientes antropizados.

Variables climáticas	*Cinclus mexicanus*	*Hyla eximia*	*Kinosternon integrum*	*Noctilio leporinus*
GLM	0.939	0.934	0.912	0.981
GBM	0.952	0.946	0.910	0.997
CTA	0.867	0.885	0.731	0.942
ANN	0.889	0.847	0.910	0.977
FDA	0.922	0.923	0.926	0.999
MARS	0.943	0.929	0.866	0.974
RF	0.967	0.948	0.822	0.992
MaxEnt	0.960	0.874	0.938	0.857
ROC consenso	0.987	0.979	0.968	0.999
Variables antropizadas				
GLM	0.780	0.833	0.660	0.793
GBM	0.854	0.823	0.590	0.794
CTA	0.766	0.719	0.422	0.707
ANN	0.798	0.769	0.629	0.722
FDA	0.803	0.841	0.808	0.351
MARS	0.863	0.824	0.650	0.729
RF	0.837	0.793	0.528	0.753
MaxEnt	0.830	0.846	0.699	0.847
ROC consenso	0.916	0.911	0.903	0.908

Discusión

Los modelos de distribución de especies han sido una herramienta ampliamente utilizada para entender la realidad de las áreas de distribución, al grado de que recientemente se han implementado modelos mecanicistas que tratan de incluir características fisiológicas y biofísicas de las especies. Sin embargo, involucrar el gradiente de antropización en los modelos no ha sido abordado de forma amplia. Lo que se ha hecho de manera tradicional es descartar las áreas antropizadas como no viables (*e.g.* Peterson *et al.*, 2006, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009), bajo el supuesto de intolerancia a estos tipos de ambientes, eliminando la posibilidad de plasticidad, adaptación y/o tolerancia que pueden presentar las especies a los ambientes antropizados, tema que ha sido abordado solo de manera somera (Sierra-Morales *et al.*, 2016).

La combinación de los modelos climático-antropizados representa la simplificación de una realidad que puede llegar a ser más compleja y que, en algunos casos, ha sido abordada sólo utilizando coberturas impacto humano como una variable más en los modelos, sin prestar atención a la posible respuesta de las especies (Tytar *et al.*, 2015). Aunque la combinación de los modelos no permite representar modificaciones diferenciales a nivel geográfico, en lugares donde los modelos antropizados representan una ventaja para las especies y, al mismo tiempo, un detrimento en otras, la identificación de características funcionales es un componente importante en la determinación de su posible adaptación a los cambios antropogenicos. Un posible ejemplo es el de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) que se encuentran en el "Central Park" de Nueva York, donde las condiciones microclimáticas y de cobertura vegetal de la ciudad le permiten sobrevivir, aunque este fenómeno no necesariamente se da en otros centros urbanos. Por otro lado, la simplificación de la realidad es la naturaleza misma de todo modelo matemático por lo que es necesario ponerlo a prueba. A pesar de lo anterior creemos que este tipo de aproximaciones nos pueden dar una idea acerca de cómo se representan las condiciones propicias para la especie en gradientes antropizados a diferencia de lo que se ha hecho en otras aproximaciones. Queremos enfatizar que la propuesta metodológica que aquí presentamos debe probarse en campo con la finalidad de conocer la precisión de los modelos de distribución generados.

Literatura citada

Agnoletti, M., ed. (2006). *The conservation of cultural landscapes*. CABI. Cambridge, USA.

Aurousseau, M. (1921). The distribution of population: a constructive problem. *Geographical Review*, *11*, 563-592.

Avila-Torresgatón, L. G., Hidalgo-Mihart, M. y Guerrero, J. A. (2012). La importancia de Palenque, Chiapas, para la conservación de los murciélagos de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 83*, 184-193.

Dornelas, M. (2010). Disturbance and change in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 365*, 3719-3727.

Elith, J., Kearney, M. y Phillips, S. (2010). The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution, 1*, 330-342.

Elizalde-Arellano, C., Uría-Galicia, E. y López-Vidal, J. C. (2004). Morfología lingual del murciélago piscívoro *Noctilio leporinus* (Chiroptera: Noctilionidae). *Acta Zoológica Mexicana (n.s.), 20*, 69-78.

Goddard, M. A., Dougill, A. J. y Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution, 25*, 90-98.

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. y Watson, R. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science, 319*, 948-952.

Haemig, P. D. (2010). Ecology and Ethnobiology of the Slender-billed Grackle *Quiscalus palustris*. *Journal of Ornithology, 151*, 391-399.

Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O. y Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science, 342*, 850-853.

INEGI (2014). *Red Nacional de Caminos (RNC) 2014*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. Shapefile.

INEGI, CONABIO, INE (2008). *Ecorregiones Terrestres de México. Escala 1:1000000*. México.

Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P. y Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data, 4*, 170-122.

Medellín, R. A., Urbano-Vidales, G., Sánchez-Herrera, O., Téllez-Girón, G. y A. W. H. (1986). Notas sobre murciélagos del este de Chiapas. *The Southwestern Naturalist 31*, 532-535.

Newbold, T., Hill, L. N., Hudson, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I. *et al.* (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature, 520*, 45-50.

Ochoa-Ochoa, L. M., Mejía-Domínguez, N. R. y Bezaury-Creel, J. (2017). Priorización para la Conservación de los Bosques de Niebla en México. *Revista Ecosistemas, 26*, 27-37.

Peterson, A. T., Sánchez-Cordero, V., Martínez-Meyer, E. y Navarro-Sigüenza, A. G. (2006). Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling, 195*, 229-236.

Peterson, A. T., Soberón, J., R. Pearson, G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. y Araujo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press. Princeton, USA.

Pla, L., Casanoves, F. y Rienzo, J. Di (2012). *Quantifying functional biodiversity, Springer.*

R. Core Team (2017). R. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Ríos-Muñoz, C. A. y Navarro-Sigüenza, A. G. (2009). Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical, 20*, 491-509.

Saldaña-Vázquez, R. A., Sosa, V. J., Hernández-Montero, J. R. y López-Barrera, F. (2010). Abundance responses of frugivorous bats (Stenodermatinae) to coffee cultivation and selective logging practices in mountainous central Veracruz, Mexico. *Biodiversity Conservation, 19*, 2111-2124.

Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V. y Woolmer, G. (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience, 52*, 891-904.

Santos-Moreno, A., Ruiz Velásquez, E. y Sánchez Martínez, A. (2010). Efecto de la intensidad de la luz lunar y de la velocidad del viento en la actividad de murciélagos filostómidos de Mena Nizanda, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 81*, 839-845.

Sierra-Morales, P., Almazán-Núñez, R. C., Beltrán-Sánchez, E., Ríos-Muñoz, C. A. y Arizmendi, M. C. (2016). Distribución geográfica y hábitat de la familia Trochilidae (Aves) en el estado de Guerrero, México. *Revista de Biología Tropical, 64*, 363-376.

Thuiller, W., Georges, D., Engler, R., Breiner, F., Georges, M. D. y Thuiller, C. W. (2016). *Package 'biomod2'. R package version 3*, 3-7.

Tytar, V., Mezhzherin, S. y Sobolenko, L. (2015). Using ecological niche modeling for biodiversity conservation guidance in the Western Podillya (Ukraine): Amphibians. *Vestnik Zoologii, 49*, 135-144.

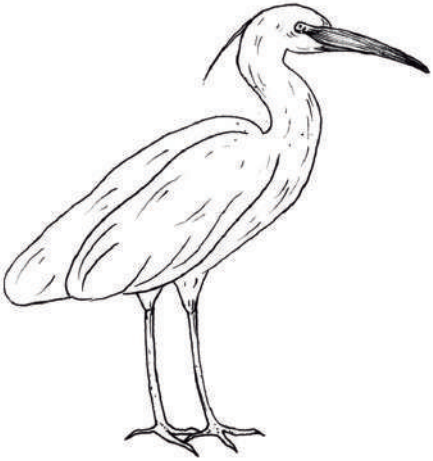
Urbina-Cardona, J. N., Olivares-Pérez, M. y Reynoso, V. H. (2006). Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation, 132*, 61-75.

Uribe, J. y I. Castro-Arellano (2014). *Noctilio leporinus* (Linnaeus, 1758). Geater bulldog bat. En Ceballos, G. (Ed.), *Mammals of Mexico*. (pp. 752-754). Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Vargas-Contreras, J. A., Escalona-Segura, G. Cú-Vizcarra, Arroyo-Cabrales, J. D. J. y Medellín, R. A. (2008). Estructura y diversidad de los ensambles de murciélagos en el centro y sur de Campeche, México. En Lorenzo, C., E. Espinoza y J. Ortega (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos de México II* (pp. 551-577). México: Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C.

Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. J., Watson, J. E., & Willis, K. J. (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions, 11(1)*, 3-23.

Wilson, M. F. y Kingery, H. E. (2011). American Dipper (*Cinclus mexicanus*), version 2.0. En Poole, A. F. (Ed.) *The Birds of North America. Cornell Lab of Ornithology*, Ithaca, USA.



Recomendaciones para el muestreo de aves acuáticas en ambientes lénticos del centro de México

Rubén Pineda-López[1*]
Iriana Zuria[2]

[1] Ecología y Diversidad Faunística, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro.

[2] Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

* Autor para correspondencia: rpineda62@hotmail.com

Resumen

Existe una necesidad urgente de tener un conocimiento actual y preciso de las poblaciones de aves acuáticas y de las presiones que soportan, esto con el fin de obtener un buen diagnóstico del estado de conservación de las mismas. Las amenazas principales para las aves acuáticas provienen de la degradación de los humedales a nivel mundial, principalmente en zonas áridas y semiáridas (Junk, 2002), las cuales ocupan el 52% de la superficie del país y son predominantes en el norte y centro de México (Castelán, 1999).

Para obtener información sólida sobre la biología y estado de conservación de las aves acuáticas es necesario definir, con anticipación, los objetivos y métodos que se utilizarán. Existen pocos escritos sobre el muestreo de las aves acuáticas (Koskimies y Pöysä, 1989; Delany, 2005; Camp *et al*., 2014) en comparación con los que tratan este tema para las aves terrestres. El muestreo de las aves acuáticas presenta características especiales debido a cualidades diferentes de las aves acuáticas con respecto a las terrestres, así como a características propias del ambiente acuático de zonas semiáridas y templadas del centro de México. En el presente escrito se abordan, de manera sucinta, estos temas y se aportan recomendaciones para realizar conteos de aves en zonas y épocas de no reproducción, se analizan algunas consideraciones sobre los métodos de muestreo posibles de utilizar, y se consideran aspectos importantes para realizar estudios sobre su biología reproductiva.

Cualidades importantes de las aves acuáticas

Las aves acuáticas presentan comportamientos que deben tomarse en cuenta en el conteo de sus poblaciones. Entre éstos se encuentran los siguientes:

Las especies de aves acuáticas tienen diferentes preferencias ambientales, relacionadas generalmente con la profundidad, la vegetación, la cantidad de nutrientes, el tipo de sustrato presente (*e.g.* arcilla, arena, rocas) o la presencia de peces (Weller, 1999; Pineda-López, 2011); por lo que en cuerpos de agua distintos, o en porciones del mismo cuerpo de agua con diferencias en dichas

características, habrá comunidades de aves distintas (Pineda-López, 2009). En ocasiones se presenta alta abundancia de individuos de ciertas especies en algunos ambientes, como zonas con poca pendiente y profundidad, o con alta cantidad de nutrientes en el agua (eutróficos), o que estén o hayan estado cubiertas por vegetación (en especial por plantas comestibles como *Polygonum mexicanum*), sobre todo si dichos sitios son relativamente amplios (desde pocas decenas de hectáreas; Pineda-López, 2009). Muchas especies tienden a agregarse en grupos grandes multiespecíficos en zonas de alimentación o descanso.

Dentro de una región, las aves acuáticas utilizan un conjunto de cuerpos de agua si es que las condiciones del embalse original cambian y no les favorecen (Weller, 1999), lo cual es común en embalses temporales como los que se presentan en zonas semiáridas con marcada temporada de lluvias (figura 1). Dichos movimientos suceden en menor grado en algunas especies cuando se encuentran anidando, lo cual no es frecuente en zonas semiáridas del centro de México donde se reproducen sólo algunas aves acuáticas (Pineda-López, 2009; Pérez-Elissetche *et al*., 2011).

Figura 1. Presa Santa Catarina, Querétaro en época de estiaje (izquierda), y a final de la época de lluvias (derecha). Fotografía: R. Pineda.

Algunos grupos de aves presentan exigencias ambientales que hacen difícil su detección, como es el caso de aquellas que prefieren o se presentan exclusivamente en zonas con vegetación densa, como tules (*Scirpus*, *Typha*), o diversas plantas herbáceas que pueden sobresalir hasta más de un metro del nivel del agua (*e.g. Polygonum*, *Echinocloa*, figura 2), o restos de cultivos, entre otros. Adicionalmente, algunas especies como los avetoros (Ardeidae) y los rálidos (Rallidae) tienen hábitos crípticos, por lo que su detección es aún más complicada y existen protocolos específicos para ellas (Conway, 2014), que no se tratarán en este escrito.

Figura 2. *Polygonum mexicanum*, planta herbácea semiacuática.
Fotografía: R. Pineda.

Las aves se moverán nadando o volando si perciben la presencia del observador a un límite menor a su "distancia de alerta", empezando generalmente por las de mayor tamaño (Fernández-Juricic y Shroeder, 2003). Cuando un ave nada o vuela, otras también lo harán, por lo que la perturbación puede ser amplia y las parvadas en vuelo numerosas. Las aves que han sido perturbadas pueden moverse a otra zona del mismo embalse, o volar a otro si el embalse es pequeño, por lo que estos movimientos pueden provocar que las aves se cuenten dos veces o no se cuenten si abandonan el cuerpo de agua.

Las aves acuáticas se mueven dentro de un cuerpo de agua de acuerdo a las actividades que llevan a cabo en relación con la hora del día, principalmente descanso o alimentación. En las primeras horas de la mañana algunas especies se alimentan en lugares expuestos y se encuentran relativamente dispersas, mientras que hacia el medio día pueden estar reunidas descansando en las orillas (*e.g.* patos chapoteadores) o hacia el centro del cuerpo de agua (*e.g.* patos buceadores). Esto hace que su observación pueda ser en un horario más amplio que en aves terrestres que se ocultan al medio día, si bien hay que tener cuidado con algunas especies de garzas que pernoctan en árboles generalmente dentro o cercanos a embalses, por lo que hay que buscarlas en estos sitios si es temprano (posiblemente la primer hora de la mañana).

En el centro de México, más del 50% de las especies de aves acuáticas son migrantes neotropicales (que atraviesan el trópico de cáncer en su migración), por lo que su presencia se restringe hacia la época de invierno, aunque en algunos casos pueden permanecer casi todo el año (*e.g. Actitis macularius*; Pineda-López, 2011). También las aves residentes pueden ser menos abundantes en parte de la primavera y el verano (Pineda-López, 2011; Berumen-Solórzano *et al.*, 2017), debido a que en estas épocas los cuerpos de agua se reducen y las aves migran a zonas de reproducción. Todo lo anterior hace que existan cambios considerables entre las comunidades de verano y las de invierno.

Por otro lado, las especies migratorias en tránsito pueden estar presentes sólo algunos días del año (*e.g. Pluvialis dominica* y *Limosa haemastica*) ya que utilizan cuerpos de agua para descanso y alimentación en su ruta migratoria, especialmente en primavera (Pineda-López y Arellano-Sanaphre, 2010). Algunas otras especies presentan comportamiento nómada (*e.g. Dendrocygna autumnalis* y *Mycteria americana*) o su presencia es ocasional en zonas alejadas de las costas (*e.g. Thalasseus maximus* y *Pelecanus occidentalis*; Pineda-López y Arellano-Sanaphre, 2010; Pineda-López *et al.*, 2013).

Algunas aves se encuentran en el embalse sólo por horas durante el día, como es el caso de *Bubulcus ibis*, que puede pernoctar posada en árboles dentro del cuerpo de agua y sale a las primeras horas del día para alimentarse. Esto hace que los conteos de esta especie sean muy variados a distintas horas del día y debe decidirse si puede ser considerada para análisis que involucren su abundancia.

Características de los hábitats lénticos de zonas semiáridas

Los cuerpos de agua continentales pueden presentar características que dificultan la observación de las aves acuáticas.

El tamaño de los cuerpos de agua suelen ser muy variable. Los embalses chicos, de menos de 5 ha, poseen una relativa alta riqueza y abundancia de aves acuáticas si cuentan con vegetación y son poco perturbados (Pineda-López, 2009), ya que perturbaciones repetidas son causa de que las especies abandonen temporal o definitivamente el sitio.

En un embalse, el área cubierta por agua y la vegetación varían a través del ciclo anual (hidroperiodo, *sensu* Bolduc y Afton, 2008), dependiendo de las características climáticas y físicas de la cuenca o microcuenca en que se sitúe, así como del uso que se haga del agua en el caso de las presas (figura 3).

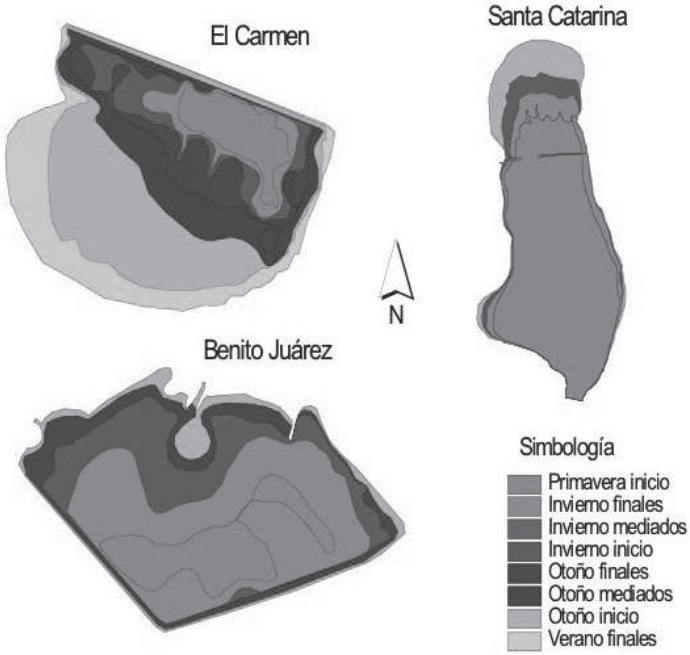


Figura 3. Área cubierta por agua en un hidroperiodo en tres embalses de una zona semiárida del centro de México. Elaboración propia.

El hidroperiodo de muchos de los embalses de zonas tropicales de México, que principalmente tienen lluvias en verano, que no son alimentados por una corriente fluvial permanente, y que se encuentran en zonas semiáridas, por lo general son así: en primavera, por la época de estiaje ocurre una concentración de los nutrientes y la menor extensión y profundidad del embalse, llegando incluso a secarse. En verano, con las lluvias aumenta su extensión y profundidad, y por lo general la vegetación y una mayor cobertura de especies estacionales (figura 1). A finales del verano o principios de otoño se alcanza el tamaño máximo y la mayor cobertura vegetal que puede incluir restos de cultivo inundados. En invierno la vegetación estacional y el tamaño del cuerpo de agua va disminuyendo, si bien las semillas y restos vegetales permanecen y siguen siendo un alimento importante para las aves acuáticas. En presas, este hidroperiodo puede ser alterado de acuerdo a los propósitos para las que fueron creadas, por ejemplo, si se utiliza para riego en invierno-primavera se reduce aún más el embalse. En cuerpos de agua de climas subhúmedos la variación del hidroperiodo puede ser menor.

En algunos embalses la vegetación suele ser abundante en las orillas, lo que oculta a muchas especies dentro de ella y puede impedir que desde la orilla se observen individuos que se encuentren en aguas abiertas detrás de la vegetación. Dependiendo de la pendiente del terreno, la vegetación puede extenderse hacia el interior del embalse (figura 1). Por otro lado, orillas con vegetación muy abierta o escasa ocasionan que el observador sea fácilmente detectado por las aves y la distancia de alerta de las aves sea más amplia, por lo que no es posible que el observador se acerque sin que las aves vuelen. En otros casos, la topografía accidentada del terreno no permite caminar por la orilla de algunos cuerpos de agua.

Recomendaciones generales para el muestreo de aves acuáticas

Con base en lo anterior, se puntualizan las siguientes recomendaciones, las cuales son modificaciones de acuerdo a la experiencia de los autores a partir de lo expuesto por Koskimies y Pöysä (1989) y Delany (2005):

1. Evitar muestrear en condiciones de neblina, lluvia o viento fuerte. Tratar de realizar todo el muestreo en las mismas condiciones climáticas.
2. El muestreo debe hacerse lo más rápido posible para no caer en dobles conteos por el movimiento de las aves. Si se definen dos o más puntos de observación, hay que moverse rápidamente entre ellos.

3. Es importante perturbar lo menos posible a las aves, para que no se alejen nadando o volando. Esto hace necesario el planear la ruta del muestreo, ya que muchas veces los recorridos o los puntos de observación no se encuentran a corta distancia de la orilla. En este caso, es necesario un telescopio para identificar a las especies pequeñas. A los individuos que vuelan hay que seguirles la pista y tratar de no contarlos nuevamente. Si el muestreo se realiza por varios observadores en recorridos diferentes, es recomendable tener comunicación para tratar de evitar dobles conteos. En muchas ocasiones el inicio del vuelo y el alejamiento de las aves ocurre rápidamente, por lo que es útil tomar fotografías de la parvada (figura 4).

Figura 4. Parvada de *Spatula discors* saliendo un manchón de *Polygonum mexicanum*. Fotografía: R. Pineda.

4. Realizar el muestreo con el sol a espaldas del observador, lo cual permite una buena iluminación de las características de las aves. Entonces, es recomendable realizar los conteos desde que sale el sol y hasta antes de que se encuentre en el cenit, cuando la sombra de las mismas aves oculta detalles importantes como

el color de las patas de playeros pequeños (figura 5). Además, tener el sol a espaldas disminuye el riesgo de perturbar a las aves, con lo que la distancia a la cual vuelan es menor (posiblemente las aves no distinguen adecuadamente al observador). Por todo lo anterior, el horario de muestreo puede ser aproximadamente de 7 a 12 h. Posterior a este horario, muchas aves están menos activas y se ocultan o agregan, con lo que se complica su observación y su conteo. También se dificulta la observación a distancia cuando el sol "cae a plomo" y las corrientes de aire ascendente distorsionan las imágenes.

Figura 5. *Calidris minutilla*, el color de sus patas es importante en su identificación. Fotografía: R. Pineda.

5. En ambientes con muchas aves, el método más adecuado para censar toda la comunidad es realizar conteos de los individuos que se encuentren en orillas con poca vegetación y en aguas abiertas, para luego explorar las zonas con vegetación.
6. Contar un sitio relativamente pequeño que albergue hasta dos o tres mil aves de 10 o 20 especies está dentro de las capacidades de un observador de aves

experimentado, pero censar sitios grandes que contienen miles de aves de muchas especies (figura 6) por lo general necesita más personal, experiencia, organización y uso de lanchas para transportarse.

Figura 6. Presa La Llave, Querétaro, con gran cantidad de aves y ambientes. Fotografía: R. Pineda.

7. Si existen muchas aves aglomeradas, debe hacerse una exploración preliminar con binoculares y el número total de aves y la proporción de cada especie debe ser evaluada rápidamente, previendo que pueden alejarse antes de que se termine el conteo detallado. Posteriormente, la bandada puede ser explorada varias veces para realizar el conteo de una o dos especies a la vez y, si el tiempo lo permite, es posible realizar conteos repetidos para obtener una estimación consistente. El escaneo repetido tiene la ventaja adicional de maximizar las posibilidades de encontrar especies pequeñas, poco visibles o raras. Un contador mecánico manual es útil para acelerar este proceso y minimizar errores. También puede dividirse el trabajo entre varios observadores.

   Dependiendo del número de aves, los conteos se pueden llevar a cabo por "bloques" de 10 a 50 individuos. Para practicar esta estimación, es recomenda-

ble utilizar el programa *Wildlife Counts*. Otra ayuda es la obtención de fotografías de alta resolución que permitan hacer el conteo de forma más detenida, para lo cual hay que fotografiar sucesivamente diferentes porciones de la bandada, con lo cual se reduce considerablemente el problema de contar individuos que se encuentran en movimiento. Una gran densidad de aves en las bandadas puede ocasionar otras dificultades, ya que las aves en la parte posterior del grupo son particularmente difíciles de separar e identificar, especialmente cuando se encuentran descansando y están muy juntas. En este caso, también se puede realizar el conteo con ayuda de fotografías.

8. En sitios grandes, o si hay porciones de la orilla inaccesibles, es recomendable hacer uso de telescopios, con los que algunas aves grandes pueden identificarse hasta a 700 m de distancia, con buenas condiciones de observación. Para aves pequeñas que no sean difíciles de identificar, como *Actitis macularius*, la distancia a que pueden ser observadas se reduce a menos de 150 m en orillas sin vegetación. En otras especies más pequeñas como *Calidris minutilla* la distancia se reduce aún más.
9. Si es posible, se deben contar las aves en el área total de cada sitio. Si se necesitan varios observadores, el área contada, la ruta seguida por cada contador y los puntos de observación especiales deben marcarse en copias de un mapa para evitar errores.
10. En sitios grandes o poco accesibles o con zonas donde la vegetación no permite la visibilidad desde tierra firme, los muestreos en lancha pueden ser la mejor manera de registrar y contar las aves acuáticas (figura 7). Lanchas con motor fuera de borda pueden cubrir grandes distancias, si bien el grado de disturbio es mayor y pueden provocar el vuelo de las aves a mayores distancias. Algunas de las dificultades en los muestreos en pequeñas embarcaciones incluyen el punto de vista bajo ofrecido por ellas, pues son plataformas de observación inestables que generalmente impiden el uso de telescopios y la mayor distancia a la cual deben de realizarse las observaciones.

Figura 7. *Gavia immer*, especie que sólo se registró mediante recorridos en lancha. Fotografía: R. Pineda.

11. Para contar las aves que se ocultan en la vegetación, anátidos por ejemplo, es necesario causar alguna perturbación menor para que las aves vuelen. Esto debe evitarse en época de reproducción, pues se puede causar el abandono del nido, sobre todo si se observa la presencia de depredadores y oportunistas, como los cuervos. Para censar las aves de grandes grupos de múltiples especies en vuelo generalmente se cuenta con poco tiempo, y es necesario hacer una exploración rápida del número total y de la proporción en que se encuentran las especies, lo cual puede tener una alta dificultad. Sin embargo, en estos casos ayudan mucho fotografías panorámicas de la parvada para estimar el número total de aves, y otras parciales con mayor acercamiento para estimar la proporción en que se encuentran las especies (figura 8).

Figura 8. Fotografía que permite estimar la proporción de aves en un segmento de la parvada. Fotografía: R. Pineda.

12. El cambio de las poblaciones debido a migraciones y la variación ambiental en los embalses temporales, provocan grandes alteraciones en la comunidad de aves acuáticas en un cuerpo de agua, por lo que es necesario planear adecuadamente los muestreos si el estudio abarca diferentes periodos del año.
13. Las especies con hábitos secretivos pueden detectarse mejor mediante la reproducción de sus cantos y el registro de sus respuestas, para lo cual hay protocolos establecidos (Johnson *et al*., 2009; Conway, 2014).

Métodos a utilizar en el muestreo de aves acuáticas

No hay un método que sea adecuado en toda situación. Diferentes métodos pueden ser aplicados para diferentes especies, ambientes o propósitos (Koskimies y Pöysä, 1989).

Es posible utilizar transectos paralelos a la orilla o conteo por puntos. La distancia de observación dependerá de los grupos de aves acuáticas involucrados en el estudio y del tamaño y características del cuerpo de agua, en algunos de ellos la parte central

quedará demasiado lejos para detectar las especies ahí presentes. La distancia recomendada entre puntos para asegurar la independencia en el conteo de aves en ambientes terrestres (250 m; Ralph *et al.*, 1996), no es válida aquí debido a la amplia movilidad de muchas especies. Ambos métodos describieron de manera equivalente a la comunidad en un estudio dirigido a anátidos, si bien las abundancias de las especies no estuvieron representadas de igual manera (Koskimies y Pöysä, 1989). Esto mismo se observó en una comparación de la comunidad completa de aves acuáticas de la laguna de Zumpango, Estado de México, donde las curvas de rango abundancia para puntos y transectos fueron muy similares; pero las aves vadeadoras o relacionadas con las orillas y su vegetación estuvieron mejor representadas en los transectos, si bien los puntos acumularon más especies raras, probablemente por azar en el muestreo (Rodríguez-Casanova y Pineda-López, comp. pers.)

Si bien algunos estudios muestran que dichos métodos son inadecuados para un alto número de especies (Koskimies y Pöysä, 1989), ambos ofrecen algunas ventajas: los puntos pueden ser más fáciles y rápidos, si es que el traslado es rápido de uno a otro, y en ellos se puede utilizar un telescopio si las orillas son abiertas; mientras que en los transectos algunas aves saldrán de su escondite si nos acercamos lo suficiente, en ocasiones a 1-3 m, y se contarán de mejor manera a las especies vadeadoras y otras ligadas a las orillas (Koskimies y Pöysä, 1989; Rodríguez-Casanova y Pineda-López, comp. pers.)

En caso de utilizar transectos es preferible utilizar varios pequeños en vez de uno grande, lo cual permite utilizar de mejor manera los estimadores de riqueza, asociar los transectos a diferentes condiciones del embalse (orillas sin vegetación, o con vegetación, entre otras), y utilizar la misma unidad de muestreo en embalses de diferente tamaño. Un método recomendado es recorrer la misma ruta en cada visita y parar cada pocos cientos de metros para escanear con binoculares y un telescopio, y contar así las aves (Delany, 2005).

Camp *et al.* (2014) analizaron la abundancia obtenida con métodos de muestreo por recuento directo y por estimaciones de densidad basadas en la distancia a la que se observan los individuos. Concluyeron que la variación que usualmente se presenta entre múltiples conteos significa que el recuento directo incorpora muchas fuentes de incertidumbre que no se tienen en cuenta, incluso si se interpreta como un índice proporcional de abundancia y no como la abundancia absoluta; mientras que las estimaciones basadas en distancia fueron descartadas como una técnica de estimación

viable debido a violación de los supuestos del modelo. Entre los métodos probados por dichos autores, los recuentos en puntos por observadores apareados produjeron las estimaciones más precisas y cumplían con los supuestos del modelo, por lo que sugieren dicho método.

Si el objetivo del estudio hace necesario un seguimiento de las poblaciones de aves acuáticas en el tiempo, una prioridad de los observadores debe ser contar los mismos sitios de igual manera en cada visita. El conteo en humedales de zonas áridas no se puede realizar de esta forma debido a la variación temporal que presentan (estacional e interanual), por lo que en ellos la máxima prioridad de cada temporada debe ser contar la mayor cantidad de aves presentes como sea posible (Delany, 2005), si bien hay que utilizar la misma unidad de muestreo (puntos, transectos, o ambos) aunque en diferente número y posición.

Si en un estudio estacional se tienen repeticiones de los muestreos (*e.g.* tres repeticiones mensuales en verano), la opción para definir un valor para la abundancia de la estación no es sumar las abundancias de las repeticiones, debido a que pudiéramos estar contando repetidas veces a un mismo individuo. Ante esto, una primera alternativa es considerar para cada especie el número máximo observado en alguna de las repeticiones (estimador máximo), que representa el número mínimo de individuos que hay en el punto (Johnson, 2008). Una segunda opción es utilizar el Estimador de Conteo Limitado (Camp *et al.*, 2014): N = 2Xm - Xm-1, donde Xm es el conteo máximo en las repeticiones, y Xm-1 es el segundo conteo mayor obtenido (Johnson *et al.*, 2007). Aunque este estimador está lejos de ser perfecto, tiende a reducir el sesgo asociado con el estimador máximo (Johnson *et al.*, 2007).

Recomendaciones para estudios de biología reproductiva

Existen pocos trabajos dedicados al estudio de la biología reproductiva de aves acuáticas, principalmente para cuerpos de agua en zonas áridas y semiáridas del centro de México (*e.g.* De Sucre *et al.*, 2011; Rodríguez-Casanova, 2017; Rodríguez-Casanova y Zuria, 2016, 2017, 2018), a pesar de que hay un gran número de aves residentes que se reproducen en estos humedales. Por ejemplo, Rodríguez-Casanova (2017) registró 20 especies de aves acuáticas que se reproducen en la Laguna de Zumpango, Estado de México, entre las que destacan *Podiceps nigricollis, Aechmophorus clarkii, Bubulcus ibis, Egretta thula, Nycticorax nycticorax, Plegadis chihi* y *Fu-*

lica americana. Los datos sobre temporadas reproductivas, sitios de anidación y factores que afectan el éxito reproductivo son fundamentales para poder proponer estrategias de manejo y conservación, tanto de las poblaciones de aves, como de sus hábitats (Green, 2004).

Muchas especies de aves acuáticas son sociales durante la reproducción y establecen colonias reproductivas (de una o más especies), mientras que otras anidan de manera solitaria. Algunas establecen y defienden territorios, y existe una gran diversidad de tamaños de territorio y de comportamientos entre las distintas especies. Por ejemplo, especies coloniales como las garzas, comúnmente defienden sólo una pequeña área de un árbol o arbusto donde anidan, pero se alimentan en zonas lejanas al nido; otras especies, como algunos colimbos, llegan a defender sitios que incluyen las áreas de reproducción y de alimentación (Weller, 1999). Una de las características del hábitat que es primordial para la reproducción de aves acuáticas es que exista un sustrato apropiado para la anidación. La vegetación acuática es necesaria en la mayoría de los casos, aunque algunas aves playeras pueden no requerirla y anidar en una pequeña oquedad en el suelo. Durante el periodo reproductivo las colonias de algunas garzas pueden contener miles de nidos con poca separación entre ellos, lo que depende de la disponibilidad de vegetación apropiada.

Antes de iniciar un estudio sobre biología reproductiva es conveniente definir las preguntas que quieren contestarse y tener un plan adecuado para realizar los muestreos (Green, 2004). Los estudios de biología reproductiva pueden enfocarse en diversos aspectos entre los que destacan el conocer las temporadas reproductivas, los sitios de anidación, el tamaño de nidada, el éxito reproductivo y las causas de fracaso. Los métodos para cada uno de estos aspectos se describen a continuación.

Temporada reproductiva

Las temporadas de anidación en aves acuáticas dependen principalmente de las características ambientales e hidrológicas del cuerpo de agua, así como de la temporalidad en la disponibilidad de alimento (Weller, 1999; Zuria y Mellink, 2005), aunque la temporada reproductiva puede extenderse durante casi todo el año en embalses del centro de México. Por ejemplo, en la Laguna de Zumpango la temporada reproductiva de las aves acuáticas en general se extendió entre febrero y noviembre (Rodríguez-Casanova, 2017). La temporada reproductiva de cada especie se determina

realizando observaciones de conducta de los individuos. Entre los aspectos más importantes que indican que las aves inician la reproducción están el cortejo, la cópula, incremento de las vocalizaciones de los machos, la formación de parejas, el establecimiento de territorios, la búsqueda y acarreo de material para la construcción del nido, entre otros (Martin y Geupel, 1993; Sutherland *et al.*, 2004). Otros indicios de reproducción son la presencia de plumaje reproductivo en los adultos, y la presencia de nidos activos y de crías. Todas estas observaciones permiten construir el calendario reproductivo de cada especie, ubicando temporalmente las etapas de cortejo, construcción del nido, periodo de incubación, periodo de eclosión, presencia de juveniles y etapa de volantones, además puede conocerse si hay más de una puesta por temporada. Es importante registrar las fechas de inicio de cada comportamiento para conocer si la temporada reproductiva ha cambiado en el tiempo a causa del cambio climático u otros factores (Visser y Both, 2005).

La determinación de la temporada reproductiva y la construcción del calendario reproductivo dependen de la observación constante de los individuos. Las observaciones deben realizarse desde una distancia que no perturbe a las aves, utilizando binoculares o telescopio. Se debe tomar nota de las características del plumaje y de las conductas que realicen los adultos, haciendo énfasis en las interacciones entre individuos. Además, una vez que se detecten señales de que inició la construcción del nido, debe realizarse una búsqueda exhaustiva de nidos en las zonas con vegetación o donde se haya observado a los individuos acarreando material para el nido. Generalmente estas observaciones se llevan a cabo desde el agua, en lanchas o canoas perturbando los nidos lo menos posible. Para identificar la especie a la que pertenece cada nido, en caso de que no se observe a los adultos, deben utilizarse guías especializadas (*e.g.* Baicich y Harrison, 2005; Goodfellow, 2011; Hauber, 2014). El periodo de incubación corresponde al número de días transcurridos a partir de la puesta del primer huevo y hasta el día de la eclosión de la última cría (Martin *et al.*, 1997).

Sitio y sustrato de anidación

El sitio seleccionado para anidar es un factor determinante en el éxito reproductivo de las aves (Martin, 1993). Los adultos deben considerar una serie de variables bióticas y abióticas cuando eligen el sitio para anidar, ya que de ello depende la sobrevivencia de los pollos y de ellos mismos. El proceso de selección del sitio de anidación

en aves acuáticas está relacionado con el hidroperiodo del embalse, ya que una vez iniciada la temporada de lluvias, los nidos pueden inundarse si la construcción del nido inicia muy temprano en la temporada. Sin embargo, algunas aves acuáticas fabrican nidos flotantes. En aves acuáticas territoriales, la selección del sitio de anidación debe realizase dentro del territorio, tratando de maximizar la cobertura del nido y la protección contra factores abióticos como viento, sol, inundaciones, y factores bióticos como depredadores (Burger, 1985). Existe una gran diversidad de sitios donde anidan las aves acuáticas, lo que varía entre especies, y puede cambiar entre individuos de la misma especie y entre años. En general, debe tomarse nota de los siguientes datos: 1) ubicación del nido, por ejemplo si está entre la vegetación o sobre el suelo, distancia al cuerpo de agua o al borde del humedal, altura del nido sobre el nivel del agua; 2) el tipo de vegetación donde está colocado y sus características: sobre el pasto, en un árbol o arbusto, altura del sustrato sobre el nivel del agua; 3) cobertura de vegetación alrededor del nido, la cual se reporta comúnmente como porcentaje, y 4) otros datos que se consideren relevantes según la especie que se está estudiando. Por ejemplo, entre los anátidos que anidan en la Laguna de Zumpango, *Spatula cyanoptera* anidó sobre el pasto, mientras que *Anas platyrhynchos diazi* anidó sobre un nido abandonado de *Fulica americana* en el tule, y *Oxyura jamaicensis* construyó sus nidos también sobre tule (figura 9; Rodríguez-Casanova y Zuria, 2018). Otros sustratos de anidación utilizados por las aves acuáticas en la Laguna de Zumpango fueron algunos árboles (*e.g. Ardea alba, Bubulcus ibis, Egretta thula, Phalacrocorax brassilianus*; figura 10), hierbas (*e.g. Fulica americana*) y directamente sobre el suelo desnudo (*e.g. Recurvirostra americana, Himantopus mexicanus, Charadrius vociferus*), aunque el tule (*Scirpus validus*) fue el sustrato más común que fue utilizado por 13 de las 20 especies (Rodríguez-Casanova, 2017).

Figura 9. Nido de *Oxyura jamaicensis* entre el tule. Fotografía: I. Zuria.

Figura 10. Nido de *Phalacrocorax brassilianus* sobre un árbol. Fotografía: I. Zuria.

Además de describir el sitio y el sustrato de anidación es importante tomar datos sobre el tamaño del nido (diámetro, profundidad), altura sobre el nivel del agua, así como registrar el material utilizado para la construcción del nido. Generalmente las aves acuáticas utilizan la misma vegetación que sirve como sustrato para la construcción del nido y puede incluir trozos y tallos de tule, ramas y hojas de árboles, etcétera. Se ha visto que algunas especies como *Podilymbus podiceps*, *Aechmophorus clarkii* y *Fulica americana* pueden incorporar material de origen antropógenico (bolsas plásticas, unicel, ligas, globos, etcétera) en el nido (Rodríguez-Casanova, 2017; Rodríguez-Casanova y Zuria, 2017). Esto puede llegar a tener repercusiones en la salud y sobrevivencia de los polluelos como se ha visto para otras aves terrestres (Carbó-Ramírez *et al*., 2015).

Tamaño de nidada y éxito reproductivo

Para cada nido estudiado es importante registrar el tamaño de nidada, es decir, el número de huevos en el nido una vez que la puesta ha sido completada. La inspección a los nidos debe hacerse lo más rápido posible para no provocar el abandono del nido o afectar el éxito reproductivo. Los nidos deben revisarse preferentemente cada tercer día para poder registrar la eclosión de los polluelos, eventos de depredación o pérdida de huevos. En caso de contar con los permisos requeridos, pueden tomarse mediciones de los huevos utilizando calibradores (largo, ancho) y pesolas (peso), así como de los polluelos (peso, presencia de diente de eclosión para determinar edad en los polluelos, etcétera). Estas actividades deben hacerse rápidamente siempre y cuando haya justificación suficiente para hacerlo.

El éxito de eclosión se calcula como el número de polluelos que eclosionaron dividido entre el tamaño de nidada. Posteriormente se puede intentar calcular cuántos de esos polluelos llegan a la etapa de volantones y abandonan el nido, sin embargo en especies nidífugas y en especies coloniales esta labor puede ser muy complicada.

Cuando se observa que se han perdido nidos o polluelos, se debe intentar identificar cuál fue la causa. Es importante notar si hay huellas o señales de depredadores, disturbio por parte de embarcaciones, o si el nido fue abandonado por los adultos, en cuyo caso los huevos estarían intactos en el nido. Otras causas de fracaso reproductivo incluyen inundaciones, robo de huevos para consumo humano, destrucción de la vegetación por actividades de pesca, entre otras.

Literatura citada

Baicich, P. J. y Harrison, C. O. (2005). *Nests, eggs and nestlings of North American birds. Princeton Field Guides*. New Jersey, 347 pp.

Berumen-Solórzano, A., Maimone Celorio, M. R., Villordo Galván, J. A., Olivera Ávila, C. I. y González Oreja, J. A. (2017). Cambios temporales de la avifauna acuática en el sitio Ramsar "Presa de Valsequillo", Puebla, México. *Huitzil, 18*, 202-211.

Bolduc, F. y Afton, A. D. (2008). Monitoring waterbird abundance in wetlands, the importance of controlling results for variation in water depth. *Ecological Modelling, 216*, 412-408.

Burger, J. (1985). Habitat selection in temperate marsh-nesting birds. En M. L. Cody (Ed.), *Habitat selection in birds* (pp. 253-281). New York: Academic Press.

Camp, J. R., Brinck, K. W., Paxton, E. H. y Leopold, Ch. (2014). *Monitoring Hawaiian waterbirds: evaluation of sampling methods to produce reliable estimates*. U. S. Geological Survey/University of Hawaii, Technical Report HCSU-049, 29 pp.

Carbó-Ramírez, P., González-Arrieta, R. A., Zuria, I. (2015). Breeding biology of the Rufous-backed Robin (*Turdus rufopalliatus*) in an urban area outside its original distribution range. *Wilson Journal of Ornithology, 127*, 515-521.

Castelán, C. E. (1999). *Los consejos de cuenca en el desarrollo de las presas en México*. México: Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo/IPN, 12 pp.

Conway, J. C. (2014). Standardized North American marsh bird monitoring protocol. *Waterbirds, 34*, 319-346.

Delany, S. (2005). *Guidelines for participants in the International Waterbird Census (IWC)*. Wageningen, Holanda: Wetlands International. 15 pp.

Fernández-Juricic, E. y Shroeder, N. (2003). Do variation in scanning behavior affects tolerance to human disturbance? *Applied Animal Behavior Science, 84*, 219-234.

Goodfellow, P. (2011). *Avian architechture, how birds desing, engineer and build*. New Jersey: Princeton University Press, 160 pp.

Green, R. E. (2004). Breeding biology. En Sutherland, W. J., Newton, I. y Green, R. E. (Eds.), *Bird Ecology and Conservation, a handbook of techniques* (pp. 57-83). Nueva York: Oxford University Press.

Hauber, M. E. (2014). *The book of eggs: a life-size guide to the eggs of six hundred of the world's bird species*. Reino Unido: The University of Chicago Press, 656 pp.

Johnson, D. H., Gibbs, J. P., Herzog, M., Lor, S., Niemuth, N. D., Ribic, C. A., Seamans, M., Shaffer, T. L., Shriver, W. G., Stehman, S. V. y Thompson, W. L. (2009). A sampling design framework for monitoring secretive marshbirds. *Waterbirds, 32*, 203-362.

Johnson, D. H. (2008). In Defense of Indices: The Case of Bird Surveys. *Journal of Wildlife Management, 72*, 857-868.

Johnson, D. H., Braun, C. E., y Schroeder, M. A. (2007). The bounded-count method for analysis of lek counts. En Reese, K. P. y R. T. Bowyer (Eds.), *Monitoring populations of sage-grouse* (pp. 25-30). Moscow, Idaho: University of Idaho.

Junk, J. W. (2002). Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environmental Conservation, 29*, 414-435.

Koskimies, P. y Pöysä, H. (1989). Waterfowl censusing in environmental monitoring: a comparison between point and round counts. *Annales Zoologici Fennici, 26*, 201-206.

Martin, T. E., Paine, C., Conway, C. J., Hochachka, W. M., Allen, P. y Jenkins, W. (1997). *Breeding Biology Research and Monitoring Database*. Montana: Montana Cooperative Wildlife Research Unit, 64 pp.

Martin, T. E. (1993). Nest predation and nest sites. *BioScience, 43*, 523-532.

Martin, T. E. y Geupel, G. (1993). Nest-monitoring plots: methods for locating nest and monitoring success. *Journal of Field Ornithology, 64*, 507-519.

Pérez-Elissetche, G. K., Pineda-López, R. y Sánchez-Ramos, M. A. (2011). Evaluación del efecto de la actividad humana sobre el comportamiento reproductivo de *Ardea alba* en el parque La Pila, Tequisquiapan. *Revista Mesoamericana de la Conservación, 15*, 41-48.

Pineda-López, R., Arellano-Sanaphre, A. y Vega-Aguirre, C. de la (2013). Registros nuevos y notables de aves acuáticas en Querétaro y estados adyacentes. *Huitzil, 14*, 1-6.

Pineda-López, R. (2011). *Aves acuáticas de la zona semiárida de Querétaro*. Querétaro: Universidad Autónoma de Querétaro, 130 pp. Disponible en http://fcn.uaq.mx/docs/pdfs/1_Aves_acuaticas.pdf

Pineda-López, R. y Arellano-Sanaphre, A. (2010). Noteworthy records of aquatic birds in the state of Querétaro, Mexico. *Huitzil, 11*, 49-59.

Pineda-López, R. (2009). *Diversidad y conservación de aves acuáticas en una zona semiárida del centro de México*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. España, 259 pp.

Rodríguez-Casanova, A. J. (2017). *Ecología de aves en la Laguna de Zumpango, Estado de México*. Tesis de maestría. Hidalgo, México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 75 pp.

Rodríguez-Casanova, A. J. y Zuria, I. (2018). Biología reproductiva de anátidos (Familia Anatidae) en la Laguna de Zumpango, Estado de México. *Huitzil, 19*, 1-13.

Rodríguez-Casanova, A. J. y Zuria, I. (2017). Aspectos reproductivos de la gallineta frente roja (*Gallinula galeata*) y la gallineta americana (*Fulica americana*) en un humedal urbano del centro de México. En Ramírez-Bautista, A. y Pineda-López, R. (Eds.), *Ecología y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados*. Querétaro: Universidad Autónoma de Querétaro.

Rodríguez-Casanova, A. J. y Zuria, I. (2016). Biología reproductiva del pedrete corona negra (*Nycticorax nycticorax*) en la Laguna de Zumpango, México. En: Ramírez-Bautista, A. y Pineda-López R. (Eds.), *Fauna Nativa en Ambientes Antropizados* (pp. 203-210). Querétaro: Universidad Autónoma de Querétaro.

Ralph, C., Geupel, R., Pyle, P., Martin, E., DeSante, D. y Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Albany, CA: Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46 pp.

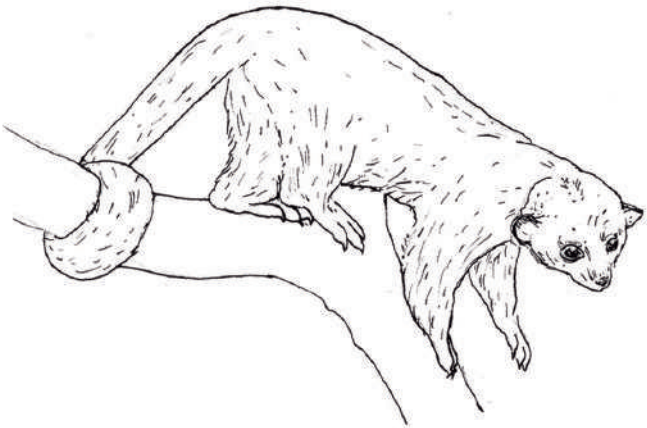
Sucre, M. A. de, Ramírez, P., Gómez de Silva, H. y Ramírez, S. (2011). Aves. En Ceballos, G., List, R., Garduño, G., López, R., Muñozcano, A., Collado, E. y San Román, J. (Eds.), *Diversidad Biológica del Estado de México* (pp. 131-144). México: Gobierno del Estado de México.

Sutherland, W., Newton, I. y Green, R. (2004). *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford: Oxford University Press. 405 pp.

Visser, M. E. y Both, C. (2005). *Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick*. *Proceedings of the Royal Society B 272*, 2561-2569.

Weller, W. M. (1999). *Wetland birds: habitat resourses and conservation implications*. Cambridge: Cambridge University Press. 271 pp.

Zuria, I. y Mellink, E. (2005). Fish abundance and the 1995 nesting season of the Least Tern at Bahía de San Jorge, Northern Gulf of California, México. *Waterbirds, 28*, 172-780.



Diversidad funcional en los mamíferos de México e Integridad Ecosistémica

Mariana Munguía-Carrara[1*]
Julián Equihua Benítez[1]
Michael Schmidt[1]
Miguel Equihua-Zamora[2]

[1] Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Dirección General de Proyectos Interinstitucionales.

[2] Instituto de Ecología A. C.

*Autor para correspondencia: mmunguia@conabio.gob.mx

Resumen

La adaptación de los ecosistemas a los intereses humanos implica frecuentemente su modificación. En muchos casos esta última repercute en cambios drásticos en los paisajes naturales, provocando la degradación de su capacidad de funcionamiento respecto de su condición natural y un incremento en el riesgo de extinción local de la fauna nativa. La sensibilidad de las especies es diferencial y no todas son afectadas de la misma manera. Este estudio compara la prevalencia de grupos funcionales de los mamíferos de México en sitios con diferente grado de conservación considerando el Índice de Integridad Ecosistémica derivado del modelo de tres capas. Este índice todavía no incluye en sus parámetros a la fauna. En la actualidad algunas instancias gubernamentales mexicanas lo empiezan a usar en la toma de decisiones para conservación y servicios ecosistémicos por ser una referencia sobre la condición de los ecosistemas. Dado este interés consideramos importante explorar los patrones de concordancia entre el índice y la fauna. En particular, aquí se comparan los grupos funcionales sensibles a la degradación de los ecosistemas en los mamíferos reconocidos previamente y su vínculo con la integridad ecosistémica. Se explora además la relación entre el número de grupos funcionales (tróficos, masa corporal y locomoción) con la integridad ecosistémica. Los resultados muestran que sitios menos impactados por el ser humano tienen una alta representación de carnívoros, registrados entre 0.58 a 0.95 de integridad ecosistémica, seguido de los frugívoro-herbívoros, dominantes en sitios entre 0.62 a 0.86 y de los arborícolas, entre 0.5 a 0.86 de integridad ecosistémica. Los demás grupos muestran mayor tolerancia, por ejemplo, los herbívoros-pastoreadores que pueden encontrarse en sitios entre 0 a 0.97 de integridad ecosistémica. Al explorar los patrones de correlación con la integridad ecosistémica se halló una relación positiva con el número de grupos tróficos (r^2= 0.67). También se encontró una relación positiva con el número de clases de masa corporal (r^2= 0.5) y con los tipos de locomoción (r^2= 0.53). Estos resultados nos permiten concluir que la integridad ecosistémica es congruente con la condición funcional de la fauna, aunque estimamos necesario todavía profundizar en la evaluación de

atributos funcionales, la extinción local por reducción del tamaño de los parches y fragmentación e incluirlos en su caso como parámetros para el cálculo del índice de la Integridad Ecosistémica.

Introducción

Las actividades humanas han transformado ampliamente los paisajes naturales, a tal grado que han provocado incrementos en las tasas de extinción en las especies, superando inclusive las tasas registradas en cualquiera de las cinco extinciones masivas que se tienen documentadas en el planeta (Barnosky *et al*., 2011; Steffen *et al*., 2011). Esta crisis actual de la biodiversidad imputable a la acción humana representa graves amenazas a la viabilidad de los ecosistemas por el cambio de su composición y los efectos en cascada que acompañan la desaparición de especies sensibles y en ocasiones clave para el funcionamiento de los ecosistemas (Estes *et al*., 2001; Ripple *et al*., 2013).

Se entiende por sensibilidad de las especies, al grado en que éstas responden ante agentes de estrés (Keinath *et al*., 2017). Las especies más sensibles responden con mayor medida y son a su vez más vulnerables. Es por lo tanto prioritario valorar medios de detección de los grupos de especies más sensibles a nuestro alcance. Como este tipo de especies no toleran cambios importantes en la condición de los ecosistemas provocados por los impactos humanos resulta además necesario identificar los grupos funcionales a los que pertenecen, para formular estrategias de gestión que aseguren la viabilidad de los ecosistemas a largo plazo. Una vía para evaluarlo es considerar aquellas características que las especies presentan por sus adaptaciones a condiciones naturales. Dichas características han respondido a presiones abióticas y bióticas, lo que modula sus diferentes umbrales de tolerancia (Woodward y Diament, 1991; Keddy, 1992). En estos términos, proponemos que las actividades humanas que modifican el hábitat natural constituyen un "filtro" que actúa sobre los caracteres de las especies y, por tanto, debe afectar de forma diferencial la presencia de grupos funcionales (Towsend y Hildrew, 1994; Díaz *et al*., 1998).

La asociación entre los caracteres de las especies y los atributos ambientales está demostrando ser esencial para predecir la respuesta de los ensambles de especies al impacto humano, debido a que una gran cantidad de funciones están asociadas a caracteres particulares que poseen las especies (Sekercioglu *et al*., 2004; González-Maya *et al*., 2017). Por ejemplo, el papel que tienen los carnívoros como depredadores

o los nectarívoros como polinizadores, depende de caracteres que están asociados con su grupo trófico (Duffy, 2002; Casula *et al*., 2006; Farias y Jaksic 2009, 2011). Aunque existe una compleja interacción entre los caracteres y los patrones de fluctuaciones ambientales bajo condiciones naturales a los cuales los organismos están adaptados. Por la naturaleza de los procesos de selección, las regularidades ambientales episódicas o catastróficas que inducen una alta mortalidad son parte del filtro ecológico que en ocasiones puede resultar en la extinción local de las especies. Se constituyen así en moduladores del ensamblaje del ecosistema (Cooper y Ellis, 1999; Lugo, 2008). Los impactos humanos agregan una capa adicional de factores de selección, que pueden inducir cambios drásticos en la conformación original del hábitat, éstos pueden incluir fuertes impactos por contaminación, química, acústica o lumínica, así como erosión por uso inadecuado del suelo, por lo que generalmente se deteriora la capacidad de recuperación del ecosistema (Connell, 1978).

Particularmente en los mamíferos existen análisis dónde se han identificado caracteres asociados con su condición de vulnerabilidad y que son congruentes con las categorías de riesgo definidas a escala global (González-Suárez *et al*., 2013) o continental (Goncalves *et al*., 2017; González-Maya *et al*., 2017). Al respecto, en el neotrópico americano se ha encontrado una relación negativa entre la diversidad funcional y el monto de área intervenida por el hombre (González-Maya *et al*., 2017). En México confluyen componentes Neotropicales y del Neártico, y se ha evaluado cómo es que los diferentes tipos de caracteres se asocian diferencialmente con un gradiente de degradación (Munguía *et al*., 2016). Los grupos tróficos, en particular los carnívoros estrictos, frugívoro-herbívoros, así como los arborícolas y las especies de mayor tamaño corporal están asociados en mayor grado a sitios conservados que el resto de los grupos funcionales analizados (Munguía *et al*., 2016). Sin embargo, a nivel nacional no se han explorado la relación entre la diversidad de los grupos funcionales y un gradiente de degradación, representado aquí por el índice de Integridad Ecosistémica. Proponemos, como hipótesis, que debido a que existe más sensibilidad en algunos grupos funcionales con respecto a otros, subsiste una relación inversa entre el número de grupos funcionales y la degradación de los ecosistemas, de tal forma que todos los grupos funcionales deberían estar representados en los sitios conservados. Para poner a prueba esta hipótesis comparamos la consistencia de los caracteres resultantes obtenidos con el análisis basado en Dolédec *et al*. (1996) y Dray y Legendre (2008) del gradiente de degradación de mamíferos en México

(Munguía *et al*., 2016), con el índice de Integridad Ecosistémica (figura 1), el cual actualmente está fundamentado principalmente en variables de la condición de la vegetación (Equihua Zamora *et al*., 2015). Este índice presenta valores que van de 0 a 1, donde 0 es la condición con mayor grado de degradación y 1 es el valor que indica una condición equivalente a la que alcanza naturalmente un ecosistema, es decir sin alteración antrópica aparente. A partir de estos datos se estimó la asociación entre el número de grupos funcionales y el índice de integridad ecosistémica. Por tanto, los objetivos principales son: 1) valorar la sensibilidad de los grupos funcionales a la degradación, con base en un conjunto de caracteres funcionales determinados para los mamíferos en México y la integridad ecosistémica; y 2) evaluar al índice de integridad ecosistémica como un indicador del estado de la fauna con base en el estado de degradación funcional en México.

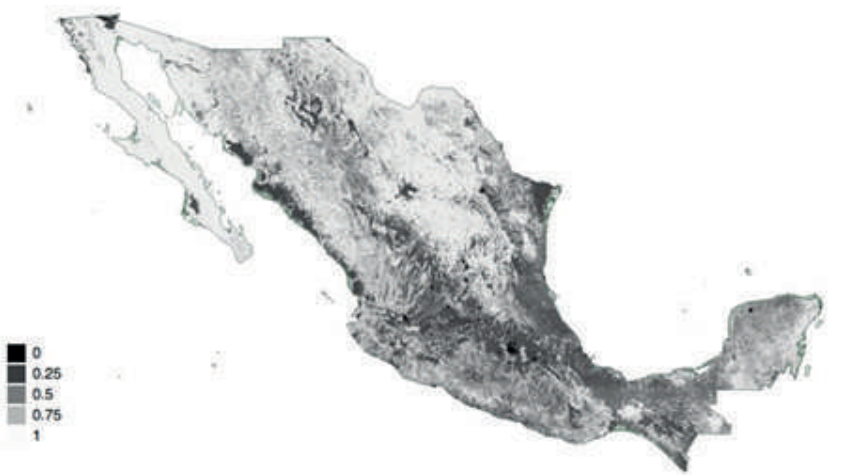


Figura 1. Mapa del índice de Integridad Ecosistémica para México 2014, escala 1:250,000 (Equihua-Zamora *et al*., 2015).

Métodos

El listado de caracteres asociados a un gradiente de degradación se obtuvo a partir del estudio de Munguía *et al*. (2016) el cual vincula los caracteres de las especies de mamíferos en México con características del paisaje y permitió identificar a los grupos más sensibles por estar asociados al extremo del gradiente menos intervenido por el hombre. Ese análisis llamado RLQ por los 3 tipos de matrices que se analizan, R: especies x sitios, L: variables ambientales x sitios y Q: caracteres x especies, incluyó 68 sitios de 50 km de radio los cuales presentan un esfuerzo alto de colecta con una completitud de arriba del 80%, estos sitios representaron cerca del 27% de la superficie de México, donde se incluyeron 211 especies de mamíferos terrestres con 85,087 localidades y nueve variables ambientales biofísicas, geofísicas y de impacto humano las cuales ayudaron a definir un gradiente específico para mamíferos. En este análisis se incluyeron tres diferentes tipos de grupos funcionales que representaron a 16 grupos tróficos, siete diferentes hábitos de locomoción y cinco categorías de tamaño corporal (figura 2).

Por otro lado, existe actualmente el índice de Integridad Ecosistémica (Equihua Zamora *et al*., 2015) el cual mediante una red bayesiana incorpora parámetros satelitales (LandSat) de cobertura de vegetación y datos de campo de la estructura de la vegetación (INFYS, 2004-2010, CONAFOR), así como medidas de cambio de cobertura del suelo (MADMEX). El resultado fue modelado anualmente entre los años 2004 al 2014, por lo que se cuenta con una serie de tiempo en el que se tiene el índice estimado espacialmente en pixeles de 1km^2 (figura 1). El valor de esta cobertura radica en la posibilidad de usarla como un *proxy* del estado de conservación de la biodiversidad. Sin embargo, el índice de integridad ecosistémica no tiene parámetros que incluyan a la fauna, por tal motivo resulta importante explorar la congruencia de la valoración del estado de la fauna con este índice.

Para evaluar el índice de integridad ecosistémica, se obtuvieron los registros georeferidos y datados del SNIB (CONABIO, 2016) en el rango de años que va del 2004 al 2014 de los mamíferos de México. Así, se incluyeron para este estudio 160 especies pertenecientes a 14 grupos tróficos de los 16 utilizados en el RLQ. Por otro lado, se obtuvo el monto total de grupos tróficos por cada unidad del índice nacional de Integridad Ecosistémica, para explorar la correlación entre ambos parámetros. Es de esperarse, por un lado, que los mismos grupos que resultan sensibles en el estudio

de Munguía *et al*. (2016) estén distribuidos en sitios con alta integridad ecosistémica y ausentes en baja integridad ecosistémica. Para esto se realizó la prueba de Kruskal-Wallis para contrastar la diferencia de los valores de integridad ecosistémica asociados con los grupos funcionales tróficos, locomoción y de masa corporal; asimismo, se hizo una prueba no paramétrica de comparación de promedios (Mann-Whitney) sobre cada par de grupos. Debido a que esto aumenta el error de tipo I, se hizo la corrección de Bonferroni (R package, R3.4.1). Evaluamos además los valores mínimos de integridad ecosistémica que cada grupo funcional presentó, como un *proxy* del grado de tolerancia a la degradación de los ecosistemas.

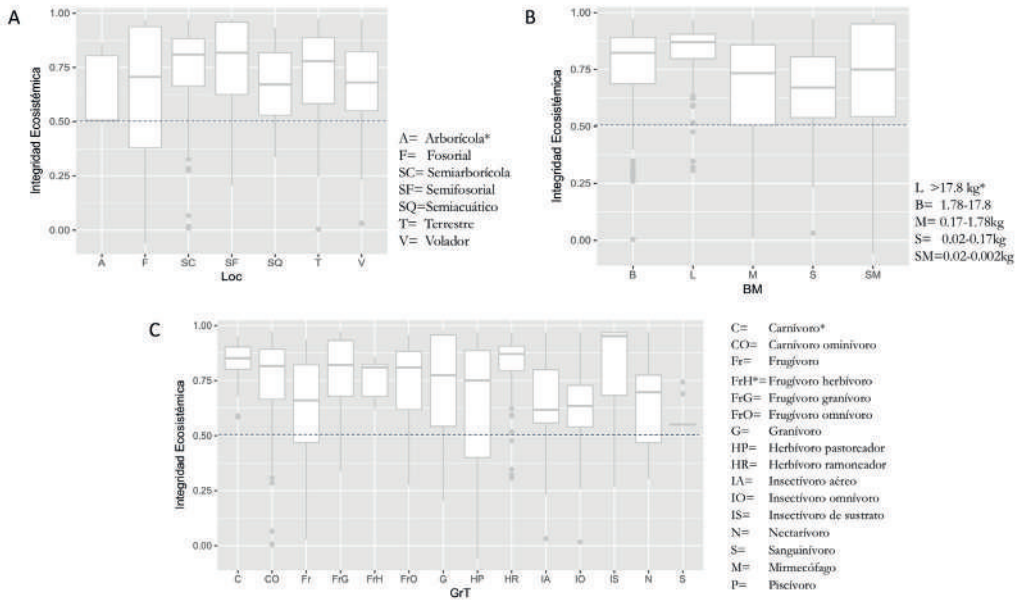


Figura 2. Distribución de grupos funcionales. A, representa a los 7 diferentes tipos de locomoción muestreados (Loc). B, representa las 5 diferentes clases de tamaño corporal (BM) muestreados y C, representa los 14 grupos tróficos (GrT) considerados en el estudio. Los caracteres con asterisco, indican caracteres con alta sensibilidad en estudios anteriores (Munguía *et al*., 2016). Cada punto en el eje de Integridad Ecosistémica representa un registro reciente (entre 2004 a 2014) de una especie, agregado a su vez por grupos funcionales en México (eje *Y*).

Por otro lado, nuestra hipótesis implica que si el índice de integridad ecosistémica refleja la condición actual de conservación de la superficie del país entonces estará asociada positivamente con el número de grupos funcionales presentes. Para valorar esta implicación ajustamos una regresión entre el número de grupos funcionales de los 3 tipos (locomoción, tamaño corporal y trófico) y el índice de integridad ecosistémica. En particular y dada la diversidad trófica dentro de los murciélagos (hematófagos, nectarívoros, insectívoros aéreos, insectívoros bajo dosel y frugívoros) se contrastó por separado la relación con la integridad ecosistémica en los mamíferos no voladores y voladores.

Resultados

Los resultados principales muestran que hay diferencia entre los grupos con diferente tipo de locomoción (χ^2=141.64, gl = 6, p<0.001), entre las clases de peso corporal (χ^2 =206.72, gl = 4, p<0.001) y entre los grupos tróficos (χ^2 = 387.03, gl=13, p<0.001). Estos resultados sugieren que el tipo de locomoción asociado con sitios menos impactados por las actividades humanas fue el de los semifosoriales. De hecho fue el único grupo que estuvo significativamente presente en los sitios mejor conservados, al menos 66.6% más que los demás tipos de locomoción (arborícolas, semiacuáticos, terrestres y voladores). Aunque cabe destacar que los arborícolas no presentaron ningún registro con integridad ecosistémica menor a 0.5 (figura 3-A). Entre los grupos de diferente tamaño corporal los mamíferos más grandes (>17.8 kg), se asociaron significativamente con integridad ecosistémica mayores que el resto de los 4 grupos más pequeños (p<0.001). Finalmente, los carnívoros, los herbívoro-ramoneadores y los insectívoros bajo dosel resultaron ser los únicos grupos tróficos presentes en la condición alta del índice de integridad ecosistémica, hasta un 69% más que los demás grupos. En particular, vale la pena destacar que los carnívoros y los frugívoro-herbívoros no fueron registrados en sitios que presentan valores de integridad ecosistémica por debajo de 0.6 (figura 3-C).

La riqueza funcional está relacionada de manera positiva con el grado de conservación de los sitios, cuya pendiente es mayor en los grupos tróficos (figura 3-A). Al igual que en el análisis RLQ, existió un mejor ajuste al gradiente de degradación que los grupos asociados a locomoción o tamaño corporal, (figura 3-B y 3-C) por lo que

probablemente las interacciones bióticas que representan los gremios tróficos sean clave para determinar el estado funcional de los ecosistemas y por lo tanto su integridad. La relación entre número de grupos funcionales tróficos e integridad ecosistémica mostró que en los mamíferos no voladores la r^2 alcanza hasta un 0.69 de varianza explicada, mientras que en los mamíferos voladores esta relación explica un 0.42 de la varianza.

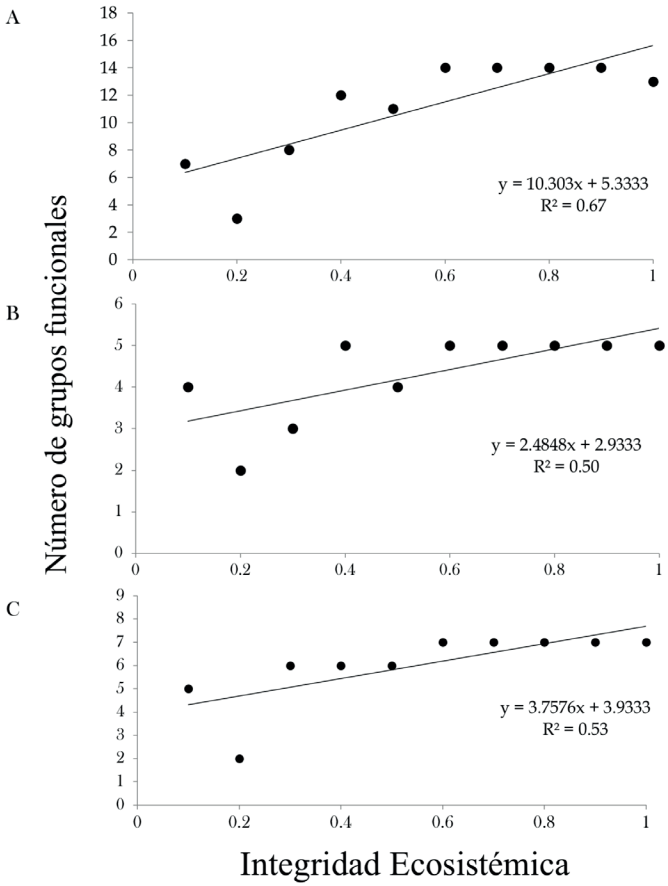


Figura 3. Relación entre el número de grupos funcionales y la Integridad Ecosistémica en México. A. Grupos tróficos, B. Tamaño corporal y C. Tipo de Locomoción.

Discusión

De manera consistente los carnívoros y los frugívoro-herbívoros prevalecen mayoritariamente en lugares altamente conservados, similar a lo que sucedió en el gradiente de ordenación del análisis de RLQ. Los arborícolas también resultan ser grupos más sensibles a la degradación y el tamaño corporal más grande en ambos estudios. Aunque estos últimos presentan pocos registros en sitios con un alto grado de degradación (Integridad Ecosistémica$_{min}$= 0.3). Esto puede ser debido a que las especies de mayor tamaño corporal tiendan a moverse más y es posible que lleguen a salir de los parches con hábitat natural (conservado) para alcanzar los demás parches aún cuando estén medianamente alterados, de tal manera que pudieron haber sido registrados en sitios degradados. Desafortunadamente, la pérdida de los niveles tróficos más altos tiene mayor impacto en las funciones de los ecosistemas que la pérdida de los productores (Cardinale *et al*., 2006; Reiss *et al*., 2009), por lo que resulta clave prestar particular atención a estas especies junto con sus interacciones.

Es interesante, además, que los frugívoros aparentemente presentan un grado de tolerancia mayor al juzgar por los resultados del análisis RLQ. Sin embargo, al analizar los datos en este estudio separando a los frugívoros voladores de los no voladores, resalta que el único representante de los frugívoros no voladores en el análisis es *Potos flavus* o mico de noche, especie asociada a sitios densamente arbolados del neotrópico mexicano, el cual tiene un valor mínimo de integridad ecosistémica muy alto de 0.8. En contraste, los frugívoros voladores tuvieron un valor mínimo muy bajo (0.03). Al respecto, en zonas urbanas del neotrópico se ha encontrado alta tolerancia de las especies de mayor tamaño pertenecientes a *Artibeus,* murciélagos frugívoros (Saldaña-Vázquez y Shondube, 2016) lo que nos muestra una combinación de caracteres que valdría la pena analizar en trabajos futuros. Además, la aparente mayor tolerancia de frugívoros voladores puede resultar de la alta movilidad de los murciélagos que con ello son capaces de transitar sobre sitios que no necesariamente están usando; sin embargo, se requiere mayor exploración y estimar si este método es adecuado para valorar la sensibilidad a la degradación en los murciélagos.

Estudios recientes sobre murciélagos del neotrópico en América han permitido conocer que los omnívoros, frugívoros con alta capacidad de dispersión y los insectívoros aéreos, parecen no ser sensibles al cambio de uso de suelo por ganadería. En contraste, los murciélagos que encontramos preferentemente en bosques no alterados

son los carnívoros, insectívoros bajo dosel, nectarívoros, hematófagos y frugívoros (Gonçalves *et al*., 2017). Esto coincide de forma parcial con los resultados obtenidos en este estudio, donde los insectívoros de sustrato se asociaron con un alto valor del índice de integridad ecosistémica y presentan menor tolerancia al disturbio que los insectívoros aéreos (Integridad Ecosistémica$_{mín}$=0.03). También coincide con los murciélagos carnívoros que aunque no fueron muestreados en este estudio, sí se evaluaron en el estudio de RLQ, en particular *Trachops cirrosis* (mamífero volador carnívoro con alimentación principalmente compuesta de ranas y asociado a cuerpos de agua), se identificó como parte de los grupos más vulnerables a la perturbación. Además, sorprende que Gonçalves *et al*. (2017) encuentren a murciélagos hematófagos asociados a bosques maduros, pues en nuestros resultados los hematófagos presentan asociación con los valores más bajos del índice de integridad ecosistémica entre los grupos tróficos evaluados en este estudio (Integridad Ecosistémica=0.55). Se sabe que este grupo es favorecido por la presencia del ganado, lo que permite que, aunque haga uso de ambientes perturbados, pueda ser más frecuente en los no alterados, pues la disponibilidad de alimentación de mamíferos en sitios conservados podría ser alta por la prevalencia de especies de tamaño mediano y grande.

A pesar de que el índice de integridad ecosistémica parece ser consistente como estimador de la preservación de la condición funcional natural de la fauna, en soporte de nuestra hipótesis original, se recomienda integrar parámetros funcionales en el índice y considerar otros parámetros importantes para la fauna terrestre, como la viabilidad por tamaño de fragmentos y el estado de las poblaciones y así, el índice pueda ayudar a formular estrategias apropiadas de manejo basadas en la gestión de ecosistemas.

Agradecimientos

Este trabajo se ejecutó bajo el apoyo financiero y soporte técnico de la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de Biodiversidad (CONABIO) y la Dirección General de Proyectos Interinstitucionales, DGPI, CONABIO. La información aquí utilizada proviene parcialmente del Sistema Nacional de Monitoreo de la Biodiversidad, el cuál ha sido fortalecido a través del proyecto Resiliencia, es ejecutado por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y es implementado por el PNUD a partir del cofinanciamiento del GEF. En el desarrollo del sistema se reconocen avances

que se han alcanzado con la participación técnica y financiera de las siguientes dependencias y organizaciones: Comisión Nacional Forestal, CONAFOR; Fondo Mexicano de Conservación de la Naturaleza, FMCN; Gordon and Betty Moore Foundation; C6; Fondo Golfo de México, FGM); Cooperación Alemana GIZ, Instituto de Ecología A. C., Role of Biodiversity in Climate Change Mitigation, ROBIN; Instituto de Biología, UNAM; USAID y el INIFAP, así como el liderazgo de la propia CONABIO, en su consecución. MMC agradece a los miembros de la DGPI por la discusión de ideas centrales de este trabajo, así como al apoyo de la Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en Ambientes Antropizados (REFAMA, CONACYT), a los editores por el seguimiento y a los revisores por sus comentarios que ayudaron a mejorar este capítulo.

Literatura citada

Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B. y Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature, 471*, 51-57.

Casula, P., Wilby, A. y Thomas, M. B. (2006). Understanding biodiversity effects on prey in multi-enemy systems. *Ecology Letters, 9*, 995-1004.

Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Duffy, J. E., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M. y Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature, 443*, 989-992.

CONABIO (2017). *Base de datos: localidades de especies de mamíferos terrestres*. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México. México.

Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, *199*:, 1302-1310.

Cooper-Ellis, S., Foster, D. R., Carlton, G. y Lezberg, A. (1999). Forest response to catastrophic wind: results from an experimental hurricane. *Ecology, 80*, 2683-2696.

Díaz, S., Cabido, M. y Casanoves, F. (1998). Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science, 9*, 113-122.

Dolédec, S., Chessel, D., Ter Braak, F. C. J. y Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics, 3*, 143-146.

Dray, S. y P. Legendre, (2008). Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology, 89*, 3400-3412.

Dray, S., Pettorelli, N. y Chessel, D. (2002). Matching data sets from two different spatial samples. *Journal of Vegetation Science*, *13*, 867-874.

Equihua-Zamora, M., García-Alaniz, N., Pérez-Maqueo, O., Benítez-Badillo, G., Kolb, M., Schmidt, M., Equihua-Benítez, J., Maeda, P. y Álvarez-Palacios, J. L. (2014). Integridad ecológica como indicador de la calidad ambiental. En *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental* (pp. 687-710). México: El Colegio de la Frontera Sur, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pikitch, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M.,

Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soulé, M. E., Virtanen, R. y Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science, 333*, 301-306.

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 34*, 487-515.

Farias, A. A. y Jaksic, F. M. (2011). Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *Journal of Animal Ecology, 80*, 809-817.

Farias, A. A. y Jaksic, F. M. (2009). Hierarchical determinants of the functional richness, evenness and divergence of a vertebrate predator assemblage. *Oikos, 118*, 591-603.

Gonçalves, F., Fischer, E. y Dirzo, R. (2017). Forest conversion tocattleranching differentially affects taxonomic and functional groups of *Neotropical bats. Biological Conservation, 210*, 343-348.

González-Maya, J. F., Martínez-Meyer, E., Medellín, R. y Ceballos, G. (2017). Distribution of mammal functional diversity in the Neotropical realm: Influence of land-use and extinction risk. *PLoS one, 12*, 1-17.

Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal Vegettion Science, 3*, 157-164.

Keinath, D. A., Doak, D. F., Hodges, K. E., Prugh, L. R., Fagan, W., Sekercioglu, C. H., Buchart, S. H. M. y Kauffman, M. (2017). A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography, 26*, 115-127.

Lugo, A. E. (2008). Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology, 33*, 368-398.

Munguía, M., Trejo, I., González-Salazar, C. y Pérez-Maqueo, O. (2016). Human impact gradient of Mammalian Biodiversity. *Global Ecology and Conservation, 6*, 19-72.

Reiss, J., Bridle, J. R., Montoya, J. M. y Woodward, G. (2009). Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends Ecology and Evolution, 24*, 505-514.

Ripple, W. J., Wirsing, A. J., Wilmers, C. C. y Letnic, M. (2013). Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. *Biological Conservation, 160*, 70-79.

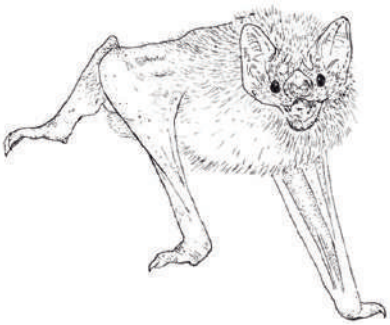
Sekercioglu, C. H., Daily, G. C. y Erlich, P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings National Academy of Science, 101*, 18042-18047.

Steffen, W., Persson, A., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K. y Crumley, C. (2011). The anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio, 40*, 739-761.

Saldaña-Vázquez, R. y Shondube, J. E. (2016). La masa corporal explica la dominancia de Artibeus (*Phyllostomidae*) en ambientes urbanos. En: Ramírez-Bautista, A. y Pineda-López, R. (Eds.), *Fauna Nativa en Ambientes Antropizados* (pp. 23-34). México: Conacyt/ UAQ.

Towsend, C. R. y Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology, 31*, 265-276.

Woodward, F. I. y Diament, A. D. (1991). Functional approachesto predicting the ecological effects of global change. *Functional Ecology, 5*, 202-212.



Control poblacional del murciélago vampiro (*Desmodus rotundus*) en México: ¿Qué tan efectiva es para reducir los casos de rabia bovina?

Angel Neftali Osorio-Rodriguez[1]
Romeo A. Saldaña-Vázquez[2*]

[1] Instituto para el Manejo y Conservación de la Biodiversidad A.C. Calle Durango Numero 23, Colonia José Vasconcelos de Chilpancingo Guerrero.

[2] Laboratorio de Análisis para la Conservación de la Biodiversidad, Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia CP 58330 , Michoacán, México.

Autor para correspondencia: romeo.saldana@gmail.com

Resumen

En México habitan 138 especies de murciélagos, de las cuales tres (2.1%) se alimentan exclusivamente de sangre de vertebrados: *Diphylla ecaudata*, *Diaemus youngi* y *Desmodus rotundus*. De estas tres especies la última es la menos especializada en su alimentación, debido a que se alimenta de sangre de cualquier vertebrado terrestre. Las poblaciones de esta especie se ven beneficiadas por las actividades ganaderas. Esto provoca un conflicto entre vampiros y ganaderos, debido al contagio del virus de la rabia al ganado, el cual puede provocar la muerte de éste. Para solucionar esta problemática en México, la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) implementa campañas zoosanitarias para el control de la rabia bovina. Dicha campaña incluye: 1) la vacunación antirrábica del ganado y otros animales domésticos vectores, 2) el control de las poblaciones de murciélago vampiro y 3) la vigilancia activa y atención de los casos diagnosticados por laboratorio. Esta campaña no ha disminuido significativamente los casos de rabia bovina en México, pues se han incrementado cuatro veces más el número de casos reportados de 1982 a 2002. Debido a esto, concluimos que los esfuerzos de prevención de la rabia en ganado deben concentrarse en la primera parte de las campañas (vacunación preventiva del ganado), por ser económica y efectiva. Además de implementar jornadas de educación ambiental para los ganaderos sobre los servicios ecosistémicos que proveen los murciélagos.

Introducción

¿Quiénes son los murciélagos y cuántos son vampiros?

Los murciélagos son los únicos mamíferos que tiene la capacidad de volar, y debido a su gran radiación adaptativa, ocupan casi todos los ecosistemas del planeta (Arroyo-Cabrales *et al*., 2011; Ballesteros y Racero-Casarrubia, 2012). Sólo están ausentes en las regiones polares y en algunas islas remotas de los océanos (Vaughan, 1988). En el mundo existen más de 1,116 especies de mur-

ciélagos (Simmons, 2005), de las 138 especies de murciélagos registrados para México (Medellín *et al*., 2008), solo tres (*Desmodus rotundus*, *Diaemus youngi*, *Diphylla ecaudata*) se alimentan de sangre. La distribución de estas especies limita al norte con México y al sur con el noreste de Argentina.

Los vampiros se caracterizan por presentar orejas pequeñas, hoja nasal rudimentaria, sin cola, con dientes incisivos centrales en forma de navaja y más grandes que los colmillos (Nowak y Paradiso, 1983). El vampiro *D. rotundus* es la especie más común en México. Es de tamaño mediano, presenta ojos grandes, orejas pequeñas y puntiagudas, labio inferior en forma de V, hoja nasal rudimentaria, incisivos grandes en forma de navaja, pulgar desarrollado y con cojinetes evidentes y carece de cola (figura 1.; Greenhall *et al*., 1983; Villa, 1967). Otra característica de esta especie es la versatilidad de refugios (naturales y artificiales) que utiliza durante el día. Como podemos ver, sólo el 2.1% de las especies de murciélagos que habitan en México son vampiros y debido a sus características morfológicas particulares, se pueden diferenciar fácilmente de otras especies de murciélagos.

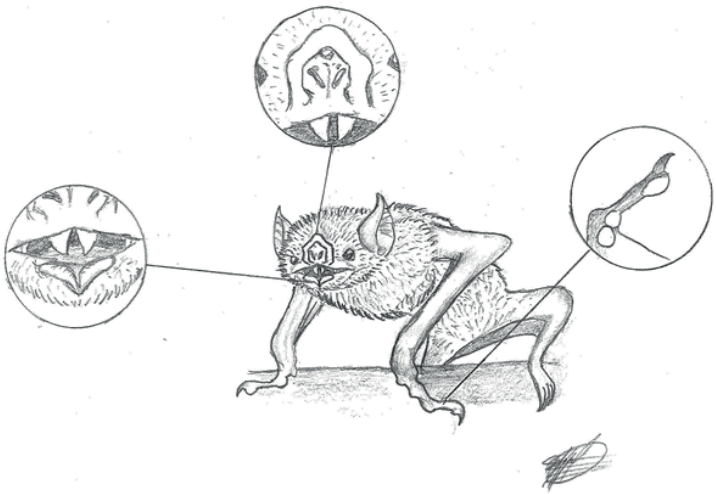


Figura 1. Características morfológicas externas del murciélago vampiro *Desmodus rotundus*. Nótese el pulgar bien desarrollado (derecha), el labio inferior en forma de "v" (izquierda) y los incisivos centrales muy afilados (centro). Dibujo realizado por Daniel Ferreyra-García.

Los murciélagos vampiros como vectores del virus de la rabia

La rabia es ocasionada por un virus neurotrópico, es decir, que tiene una gran afinidad por células nerviosas (McColl *et al*., 2000). Dicho virus tiene forma de bala de 75*180 nanómetros, con estriaciones transversales que corresponden a partículas que están englobadas por una cubierta membranosa con espículas que sobresalen de 10 nanómetros de longitud, constituidas por una sola glicoproteína (Atanasiu, 1974; Wunner, 2007; Johnson *et al*., 2014). Este virus pertenece a la familia Rhabdoviridae género *Lyssavirus*, el cual se manifiesta en dos formas clínicas, furiosa y muda o paralítica. La primera es la que le ha dado su nombre, ésta se caracteriza por la agresividad que presentan los infectados. La segunda, se presenta con la pérdida de coordinación, que concluye en una parálisis total y la muerte por paro respiratorio (Bonavitta, 2007; Llamas-López y Orozco-Plascencia, 2009). Es importante resaltar que existen diferentes virus rábicos, de los cuales algunos presentan una distribución restringida y otros presentan una distribución cosmopolita, donde el derriengue pertenece al genotipo I (Vargas y Cárdenas, 1996; Romero-Almaraz *et al*., 2006).

Los vectores de esta enfermedad se pueden dividir en domésticos como ratas, gatos y perros; y silvestres como murciélagos, zorras, mapaches, etcétera (Flores-Crespo, 1992, 1998; Schneider y Santos, 1995). Los perros callejeros son considerados como el principal vector del virus a nivel mundial, se estima que el 95% de casos de rabia en humanos se deben a sus mordeduras (OMS, 2018). Mientras que no es claro el rol que desempeñan las ratas como vector de esta enfermedad, ya que se han reportado valores bajos (3.1%) de infección (Wang *et al*., 2014). Dentro de los vectores silvestres, se estima que el 57% de los casos de rabia bovina fue por alguna especie de murciélago (OMS, 2018). El principal mecanismo de infección en murciélagos es a través de la mordida de un animal infectado, lo cual ocurre en los refugios, donde se puede presentar peleas por sitios de percha o en la cópula (Flores-Crespo, 1978). Otro mecanismo de infección es por medio de aerosoles en cuevas, minas, troncos huecos y laboratorio (Constantine, 1967; Flores-Crespo, 1978; Baer, 1982; Plotkin, 2000). Donde este puede ser suspendido en partículas sólidas o líquidas muy finas, y ser transportado en el aire.

El murciélago vampiro común *D. rotundus,* el cual tiene preferencia por la sangre del ganado (Anderson *et al*., 2012; Johnson *et al*., 2014), es considerado como el principal vector de la rabia. La cual es conocida entre los ganaderos mexicanos como:

derriengue, huila, tronchado, renguera y mal de cadera (Flores-Crespo, 1992). El virus de la rabia se encuentra en la saliva del vampiro, el cual al morder y lamer la sangre del ganado inocula el virus (Flores-Crespo, 1998). Es importante mencionar que la prevalencia del virus de la rabia en vampiros es baja (0-20%; de Toyse *et al*., 2016). En México, de acuerdo con reportes mensuales de tres años (2014-2016) del Comité de Fomento y Protección Pecuaria del estado de Guerrero, de los 352 especímenes enviados a laboratorio para el análisis rábico, sólo cuatro (1.2%) fueron positivos (Dirección de Campañas Zoosanitarias, SENASICA). Aunado a esto la Campaña Nacional para la Prevención y control de la rabia, a cargo de la Dirección General de Salud Animal Dirección de Campañas Zoosanitarias, en sus actividades de vigilancia de enero a septiembre 2017 reportan que de 705 individuos analizados sólo 13 (1.8 %) resultaron positivos para rabia en México (Comités Estatales para el Fomento y Protección Pecuaria). Mientras que Sheeler-Gordon y Smith (2001) reportan que de 937 murciélagos colectados en México y Paraguay únicamente 1 individuo de la especie *Lasiurus ega* (0.1%) resultó positivo para el virus de la rabia.

Métodos de control de vampiros en México

El murciélago vampiro común se ve beneficiado por la introducción del ganado en los ecosistemas naturales (Cavallotti y Hernández, 2006; Voigt y Kelm, 2006; Anderson *et al*., 2012; Kraker-Castañeda y Echeverría-Tello, 2012; Johnson *et al*., 2014). Esto crea un conflicto con los ganaderos debido a las pérdidas económicas y enfermedades generadas por la rabia en sus animales (Flores-Crespo, 1978; Gómez-Carro *et al*., 2006). Como medida de mitigación a esta problemática socioeconómica en México se realiza una campaña de vigilancia epidemiológica, control de poblaciones del vampiro y la vacunación del ganado. Éstas son efectuadas por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) y Organismos Auxiliares de Salud Animal. La técnica más común que utilizan dichas organizaciones, para el control de las poblaciones de vampiro, consiste en la captura de individuos y la aplicación de un ungüento, este último tiene como componente principal warfarina (anticoagulante sistémico), un producto tóxico para los vampiros. Esta sustancia es colocada en el dorso y pecho con la ayuda de un abatelenguas. Posteriormente los animales se liberan con el fin de que estos propaguen la sustancia con sus conespecíficos, esto por medio de la práctica de limpieza corporal (acicala-

miento) y del compartimento de sangre entre individuos (Schmidt y Manske, 1973; Wilkinson, 1985). Los vampiros no ocupan el mismo sitio de percha de otras especies, por lo tanto, este método no ocasiona daños a otras especies de murciélagos en los refugios. Sin embargo, no existe un estudio actual que lo sustente.

En México este método es considerado el más efectivo para controlar las poblaciones de vampiros. Se supone que reduce en un 95% las poblaciones de vampiros después de una campaña (Flores-Crespo, 2003). Sin embargo, no se cuenta con mediciones y publicaciones que convaliden dichos porcentajes. Aunado a la escasez de esta información existen otros factores que podrían disminuir el número de bajas en las poblaciones de vampiro como: cambios en la frecuencia de acicalamiento debido al microclima de la cueva, tamaño del grupo en la percha, fidelidad de grupo, etcétera. Otros autores han advertido del peligro de este método para otros animales silvestres, los cuales pueden consumir el ungüento al encontrar a los vampiros muertos en el suelo (Flores-Crespo *et al*., 1979; Johnson *et al*., 2014). Por otro lado, existen otros métodos de prevención del ataque de los vampiros al ganado. Éstos son el uso de luz artificial nocturna y de mallas protectoras en los corrales (Flores-Crespo, 1978), así como el control reproductivo utilizando fitoestrógenos (Pérez-Rivero *et al*., 2005).

¿El método actual de control de vampiros está reduciendo los casos de rabia bovina?

Según Johnson *et al*. (2014) la presencia de esta enfermedad en México ha aumentado principalmente en el ganado bovino, pasando de 35 casos en 1982 a 154 en 2002. Esto quiere decir que las campañas de control no han reducido el número de eventos de bovinos con rabia. Estudios recientes demuestran que concentrar los esfuerzos de prevención de esta enfermedad en el control de las poblaciones de vampiros no es la estrategia más eficiente (Anderson *et al*., 2012, Johnson *et al*., 2014, Thoisy *et al*., 2016). Debido a la baja prevalencia del virus en los individuos. Por lo tanto, se recomienda concentrar los esfuerzos de prevención en campañas de vacunación del ganado y de otros animales domésticos vectores con los que conviven.

Por otro lado, el método de control de vampiros a través de warfarina tiene dos desventajas importantes. La primera es el costo y la accesibilidad del material para realizar las capturas. Las redes de niebla tienen un costo aproximado de 2000 pesos mexicanos (107 dólares americanos) y se tienen que importar. Esto hace poco accesible este material para ganaderos de baja escala (< de 10 cabezas de ganado). La

segunda es que las empresas sólo venden este material cuando se tienen un permiso de colecta autorizado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México (SEMARNAT). Lo cual reduce la posibilidad de que los ganaderos puedan realizar dicho control sin la ayuda de personas expertas.

Recomendaciones para mejorar el método de control de vampiros

Con base en lo anterior, consideramos que las siguientes pautas ayudarían a tener un mayor éxito en el control de murciélagos vampiros en ambientes pecuarios:

1. Supervisar al personal que desarrolla lo establecido en la NOM-067-ZOO-2007 "Campaña Nacional para la Prevención y Control de la Rabia en bovinos y especies ganaderas", para que apliquen los procesos de la manera correcta siguiendo las indicaciones de la normatividad.
2. Considerar en hacer una revisión en la norma NOM-067-ZOO-2007 "Campaña Nacional para la Prevención y Control de la Rabia en bovinos y especies ganaderas" con base en la información científica más actual sobre el control de virus de la rabia en ganado bovino. Para ello es necesario que se involucre personal académico experto en el tema, por ejemplo, la Red de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA), *Rabies in the Americas* (RITA), y la Red Latinoamericana para la Conservación de Murciélagos (RELCOM).
3. Evaluar la eficiencia del control de vampiros actual (uso de warfarina). Pues al momento no existe un estudio científico que demuestre el grado de eficiencia en el control de vampiros y la no afectación de otras especies de murciélagos o de fauna.
4. Concentrar los esfuerzos en el monitoreo de casos de rabia no solo en murciélagos hematófagos, si no en otras especies de vectores (*i.e.* roedores, carnívoros medianos).
5. Realizar campañas de concientización para los ganaderos, con el fin de que tengan vacunado a su ganado.

Agradecimientos

ANOR agradece a la doctora Claudia Patricia Ornelas García por la invitación a escribir este capítulo. Al Consejo Técnico de la REFAMA, por todo el apoyo brindado para la elaboración de este capítulo, en especial al doctor Rubén Pineda López. Al Comité de Fomento y Protección Pecuaria del estado de Guerrero, especialmente a los M.V.Z. Cesar Eduardo Romero Barrera, Edelmiro Pérez Martínez, y Rolando Cosme Santiago. RASV realizó este trabajo durante su estancia postdoctoral (PRODEP 511-6/17-626 de la SEP) en el Cuerpo Académico (UMSNH-CA-178). En las LGAC "Ecología evolutiva y conservación" y "Ecología de Poblaciones y Comunidades" del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA).

Literatura citada

Anderson, A., Scwiff, S., Gebhardt, K., Ramírez, A. J., Shwiff, S., Kohler, D. y Lecuona, L (2012). Economic evaluation of vampire bat (*Desmodus rotundus*) rabies prevention in Mexico. *Transboundary and Emerging Diseases, 61*, 140-146.

Arroyo-Cabrales, J., González-Christen, A., Canales, D.,León, F., Franco, M. L., Navarro, L y Vargas Contreras, A. (2011). *Los murciélagos de Calakmul*. UV, CoVeCyT, CFE. México, 191 pp.

Atanasiu, P. (1974). El virus de la rabia. *Salud Pública México, 16*, 345-50.

Baer, G. (1982). *Rabia. Epidemiología, diagnóstico, vacunación, prevención y tratamiento en el hombre*. Ciudad de México: Ediciones Científicas, La Prensa Medicina Mexicana, 370 pp.

Ballesteros, J. C. y Racero-Casarrubia, J (2012). Murciélagos del área urbana en la ciudad de Montería, Córdoba-Colombia. *Revista MVZ Córdoba, 17*, 3193-3199.

Bonavitta, P. (2007). Rabia en Bovinos. *Tiempo Agroempresario, 4*, 48-49.

Comités Estatales para el Fomento y Protección Pecuaria. revisado el 13 de diciembre de 2017. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/271196/Indicadores_RPB_CAP_JUL-SEPT_.pdf

Constantine, D. G. (1967). Rabies transmission by air in bat caves. *Public Health Service Publication, 1617*, 1-51.

Cavallotti, B., Hernández, M. M. C. (2006). *Ganadería, desarrollo sustentable y combate a la pobreza. Los grandes retos*, CIAD, Chapingo, CIESTAAM, Análisis Latinoamericano del Medio Rural, 239 pp.

De Thoisy, B., H. Bourhy., M. Delaval., D. Pontier., L. Dacheux, E. Darcissac., D. Donato., A. Guidez., F. Larrous., R. Lavenir., A. Salmier., V. Lacoste y A. Lavergne. (2016). Bioecological Drivers of Rabies Virus Circulation in a Neotropical Bat Community. *PLOS Neglected Tropical Diseases*.

Flores-Crespo, R. (2003). *Técnicas, substancias y estratégicas para el control de murciélagos vampiro*. Ciudad de México: Organización Panamericana de La Salud, 12 pp.

Flores-Crespo, R. (1998). *La rabia en las diferentes especies, sus transmisores y su control*. Ciudad de México: INIFAP-SAGARPA, 127 pp.

Flores-Crespo, R. (1992). *El mundo de los vampiros. Crónica de una investigación*. Ciudad de México: INIFAP, SARH, PAIEPEME, 172 pp.

Flores-Crespo, R. (1978). *La rabia, los murciélagos y el control de los hematófagos. Ciencia Veterinaria*. Ciudad de México: Programa de Control de Vectores. Instituto Nacional de Investigaciones Pecuarias, SARH, 2, 38-70.

Flores-Crespo, Fernández. R., S., Anda López. D. de, Valarde, F. I. y Anaya, R. M. (1979). Intramuscular inoculation of cattle with warfarin: A new technique for the control of vampire bats. *Bulletin of the Pan American Health Organization, 87*, 283-299.

Gómez-Carro, S., Ortiz-Alcaraz. M. L., Jiménez-Ríos. E., De Los Santos-Briones, S. y Marín-Pech, E. (2006). Estudio de caso de rabia humana transmitida por murciélagos hematófagos en Yucatán, México. *Revista Biomédica, 17*, 118-122.

Greenhall, A. M., G. Joermann y U. Schmidt (1983). *Desmodus rotundus*. *Mammalian Species, 2002*, 1-6.

Johnson, N., Aréchiga-Ceballos, N. y Aguilar-Setien, A. (2014). Vampire bat rabies: Ecology, epidemiology and control. *Viruses 6*, 1911-1928.

Kraker-Castañeda, C. y J. L. Echeverría-Tello, J. L., (2012). Riqueza de especies y variabilidad trófica de murciélagos en zonas de riesgo de rabia de origen silvestre en Izabal, Guatemala. *Therya, 3*, 87-99.

Llamas-López, L y E. Orozco-Plascencia, E. (2009). Rabia, infección viral del sistema nervioso central. *Revista Mexicana de Neurociencia, 10*, 212-219.

McColl, K. A., Tordo, N. y Aguilar, S. A. (2000). Bat *Lyssavirus* infections. *Review Science Technology, 19*,177-196.

Medellín, R. A., H. T. Arita y O. Sánchez H. (2008). *Identificación de los Murciélagos de México. Clave de Campo*. Ciudad de México: Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, 79 pp.

Nowak, R. M. y J. L. Paradiso. (1983). *Walker's Mammals of the World*. 4 ed. vol. II. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1362 pp.

OMS (2017). Organización Mundial de la Salud. Rabia. http://www.oie.int/es/sanidad-animal-en-el-mundo/portal-sobre-la-rabia/ Último acceso: 28 de junio de 2018

Plotkin, S. A. 2000. Rabies Clinical Infectious Diseases, 30: 4-12.

Pérez-Rivero, J. J., Aguilar-Setién, A., Villa-Godoy, A. y H. Serrano, H. (2005). Detección de receptores estrogénicos beta (ERβ) en testículos de *Desmodus rotundus* mediante el uso de coumestrol. *Veterinaria México, 36*, 469-474.

Romero-Almaraz, M. L., Aguilar-Setién, A. y Sánchez-Hernández, C. (2006). *Murciélagos benéficos y vampiros: características, importancia, rabia, control y conservación*. Ciudad de México: AGT Editor, S. A., 213 pp.

SAGARPA (2007). Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-067-ZOO-2007, Campaña nacional para la prevención y control de la rabia en bovinos y especies ganaderas. *Diario Oficial de la Federación*, Primera Sección, Martes 15 de julio de 2014.

Schmidt, U y Manske, U. 1973. Die Jugendentwicklung der vampirfledermäuse. Z. *Säugetierkunde, 38*, 14-33.

Schneider, M.C. y Santos, C. B. (1995). Algunas consideraciones sobre la rabia humana transmitida por murciélagos. *Salud Pública de México, 37*, 354-362.

Sheeler-Gordon, L. L y J. S. Smith. (2001). Survey of bat populations from Mexico and Paraguay for rabies. Journal of Wildlife Diseases, 37:582-593.

Simmons, N. B. (2005). Order Chiroptera. En: Wilson D. E. y Reeder, D. M. (Eds.), *Mammal species of the world*, vol. 1, Baltimore: Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 312–529.

Vargas, G. R. y Cárdenas, L. J. (1996). Epidemiología de la rabia: situación actual en México. *Ciencia Veterinaria, 7*, 1-30.

Vaughan, T. A. (1988). *Mamíferos*. México: Interamericana, Mc Graw Hill, 587 pp.

Villa, R. B. (1967). *Los Murciélagos de México*. México: Universidad Autónoma de México. Instituto de Biología.

Voigt, C. y Kelm, D. (2006). Host preference of the common vampire bat (*Desmodus rotundus*; Chiroptera) assessed by stable isotopes. *Journal of Mammalogy, 87*, 1-6.

Wang, L., Q. Tang, Q. y G. Liang, G. (2014). Rabies and rabies virus in wildlife in mainland China, 1990-2013. *International Journal of Infectious Diseases, 25*, 122-129

Wilkinson, G. S. (1985). The social organization of the common vampire bat. *Behavioral Ecology and Sociobiology, 17*, 111-121.

Wunner, W. H. (2007). Rabies virus. En Jakson, A. C.y Wunner, W. H. (Eds.), *Rabies*. 2a. ed. Londres: Elsevier Academic, 23-68 pp.

Antropización:
Primer análisis integral
Se terminó de imprimir en Junio de 2019, en el taller de Colore Arte, Rinconada Macondo, Edifico José A., colonia Pedregal de Carrasco, Coyoacán, Ciudad de México. Se tiraron 250 ejemplares en papel cultural de 90 gramos. La composición en tipos Gandhi Serif y Montserrat Alternates estuvo a cargo de Alejandra Torales M. La corrección de estilo y el cuidado de la edición lo realizó Juan Carlos H. Vera.