

REVISTA MEXICANA DE BIODIVERSIDAD

Volumen 88, Suplemento, diciembre 2017



La Ecología en México: retos y perspectivas



Diciembre 2017 | volumen 88 - Suplemento

December 2017 | volume 88 - Supplement

CONTENIDO | CONTENTS

Editorial

Presentación

Miguel Martínez-Ramos, Ek del Val-de Gortari e Ileri Suazo-Ortuño	1
---	---

Artículos | Articles

Perspectivas de la Ecología Molecular en un país megadiverso Hernando Rodríguez-Correa, Antonio González-Rodríguez y Ken Oyama	3
La Ecología Evolutiva del Desarrollo en México Elena R. Álvarez-Buylla, Adriana Garay-Arroyo, Berenice García-Ponce de León, María de la Paz Sánchez, Emmanuel González-Ortega, José Dávila-Velderrain, Juan Carlos Martínez-García y Alma Piñeyro-Nelson	14
Análisis y perspectivas del estudio de los ecosistemas terrestres de México: dinámica hidrológica y flujos de nitrógeno y fósforo Angelina Martínez-Yrizar, Javier Álvarez-Sánchez y Manuel Maass	27
La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas Victor Arroyo-Rodríguez, Claudia E. Moreno y Carmen Galán-Acedo	42
La macroecología en México: historia, avances y perspectivas Pilar Rodríguez, Fabricio Villalobos, Alejandro Sánchez-Barradas y María Eugenia Correa-Cano	52
La conservación en México: exploración de logros, retos y perspectivas desde la ecología terrestre Rurik List, Pilar Rodríguez, Karla Pelz-Serrano, Julieta Benítez-Malvido y Juan Manuel Lobato	65
Biodiversity, distribution, ecology and management of non-native weeds in Mexico: a review Francisco J. Espinosa-García y José Luis Villaseñor	76
Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas Fabiola López-Barrera, Cristina Martínez-Garza y Eliane Ceccon	97
Ciencia para la sustentabilidad: investigación, educación y procesos participativos Alejandro Casas, Ignacio Torres, América Delgado-Lemus, Selene Rangel-Landa, Catarina Ilsley, Juan Torres-Guevara, Aldo Cruz, Fabiola Parra, Ana Isabel Moreno-Calles, Andrés Camou, Alicia Castillo, Bárbara Ayala-Orozco, José J. Blancas, Mariana Vallejo, Leonor Solís, Atenea Bullen, Tamara Ortíz y Berenice Farfán	113
Investigación ecológica participativa como apoyo de procesos de manejo y restauración forestal, agroforestal y silvopastoril en territorios campesinos. Experiencias recientes y retos en la sierra Madre de Chiapas, México Luis García-Barrios y Mario González-Espinosa	129

Resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad de sistemas socioecológicos en México Patricia Balvanera, Marta Astier, Francisco D. Gurri y Isela Zermeño-Hernández	141
Ecología, tecnología e innovación para la sustentabilidad: retos y perspectivas en México Mayra E. Gavito, Hans van der Wal, E. Miriam Aldasoro, Bárbara Ayala-Orozco, Aída Atenea Bullén, Manuel Cach-Pérez, Alejandro Casas-Fernández, Alfredo Fuentes, Carlos González-Esquivel, Pablo Jaramillo-López, Pablo Martínez, Omar Masera-Cerruti, Fermín Pascual, Diego R. Pérez-Salicrup, Ramiro Robles, Ilse Ruiz-Mercado y Gilberto Villanueva	150



Editorial

Presentación

Introduction

Ubicado en la intersección de las regiones Neártica y Neotropical, México alberga uno de los acervos más ricos de biodiversidad del planeta. Una gran variedad de climas, una notable heterogeneidad geográfica y geológica, un área marina casi dos veces mayor que la terrestre (cerca de $2 \times 10^6/\text{km}^2$), más de 11,000 km de costa y una larga y compleja historia biogeográfica y evolutiva han dado lugar a la existencia de una asombrosa diversidad de ecosistemas terrestres y acuáticos en regiones áridas, templadas y tropicales. Junto a esta extraordinaria biodiversidad, en México ha florecido otra notable diversidad: la cultural. A lo largo de más de 13,000 años de evolución cultural, una íntima relación entre los seres humanos y el rico escenario de biodiversidad, ha dado lugar al surgimiento de grandes civilizaciones mesoamericanas y a la domesticación de múltiples especies de plantas y animales, las cuales son actualmente fuente de alimentos y otros recursos naturales de importancia mundial. Así, la ciencia de la ecología, cuya base de estudio se dirige a entender las causas de la abundancia y distribución de los seres vivos y los flujos de energía y materia en los ecosistemas, tiene en México un laboratorio de investigación sin igual.

Con la idea de revisar el estado de la ciencia ecológica en México, la Sociedad Científica Mexicana de Ecología (SCME) organizó en diciembre de 2014, en la ciudad de Morelia, Michoacán, el simposio «La Ecología en México: Retos y Perspectivas». Una docena de temas, que abarcaron desde las bases moleculares y evolutivas de fenómenos ecológicos hasta la resiliencia, vulnerabilidad y sostenibilidad de sistemas socioecológicos, fueron analizados por diferentes grupos de ecólogos mexicanos. El evento también incluyó paneles de discusión y conferencias; estas últimas dictadas por ecólogos de otros países, que proporcionaron una visión externa al desarrollo de la ecología en México. En total, participaron 56 investigadores representantes de 22 entidades académicas, cuyas síntesis resultaron en los

12 artículos que se incluyen en el presente suplemento, enfocándose a responder preguntas tales como: ¿Cuál es la historia y la actividad actual de la ciencia ecológica en México? ¿Dónde se lleva a cabo esta investigación y la formación de recursos humanos? ¿Cuáles son los retos y las lagunas reales existentes y cuáles las perspectivas futuras de esta ciencia en el país? El lector notará que varios temas, como el de la ecología de poblaciones y comunidades y el de la ecología de sistemas acuáticos, no se encuentran en el suplemento. Estos son huecos muy importantes que deberán ser abordados en el futuro. En su lugar, se tienen otros temas emergentes de gran relevancia para el país y que tienen que ver, por ejemplo, con el entendimiento de fenómenos ecológicos desde la perspectiva de la epigenética, con el efecto de las actividades humanas sobre los ecosistemas y con la búsqueda de principios de desarrollo sostenible en el contexto de los llamados sistemas socioecológicos.

Quisiéramos agradecer de la manera más amplia la participación de todo(a)s los académico(a)s que actuaron como autores o árbitros de los artículos, así como el apoyo recibido por parte de la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Nacional Autónoma de México, de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y de la Red de Socioecosistemas y Sustentabilidad del Conacyt (proyectos 2014-244258, 2017-279888) para la realización del simposio que dio lugar al presente suplemento. Quisiéramos reconocer de la manera más nítida la labor de los Dres. M. Teresa Valverde, Leonel López Toledo y Jorge López-Portillo, quienes formaron parte del Consejo Directivo de la SCME que trabajó en la organización y desarrollo de dicho simposio. Agradecemos también la importante labor de los editores de la REVISTA MEXICANA DE BIODIVERSIDAD, quienes acogieron e impulsaron con gran entusiasmo y cuidado el desarrollo del presente suplemento.

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.011>

1870-3453/© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Miguel Martínez-Ramos^a, Ek del Val-de Gortari^a e Ileri
Suazo-Ortuño^b

^a *Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y
Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de
México, México D.F., México*

^b *Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales,
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo,
Michoacán, México*

Correos electrónicos: mmartinez@cieco.unam.mx
(M. Martínez-Ramos), ekdelval@cieco.unam.mx
(E. del Val-de Gortari), ireri.suazo@gmail.com
(I. Suazo-Ortuño)



Perspectivas de la Ecología Molecular en un país megadiverso

Perspectives of Molecular Ecology in a megadiverse country

Hernando Rodríguez-Correa^a, Antonio González-Rodríguez^{b,*} y Ken Oyama^a

^a Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, antigua carretera a Pátzcuaro Núm. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, México

^b Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, antigua carretera a Pátzcuaro Núm. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, México

Recibido el 2 de marzo de 2016; aceptado el 22 de mayo de 2017

Disponible en Internet el 14 de noviembre de 2017

Resumen

Se presenta una revisión de las investigaciones en el campo de la Ecología Molecular en México. Entre 1990 y 2016 se identificaron 656 artículos científicos relacionados. Los temas mejor representados son la genética de poblaciones (35.3% de los estudios) y la filogeografía (30.3%), mientras que los campos emergentes de la Ecología Molecular, como la genómica del paisaje, la ecología trófica basada en secuencias de ADN y el análisis del parentesco y la conducta, estuvieron poco representados. Los sistemas más estudiados han sido los animales (58.5%) y las plantas (32.5%), mientras que otros organismos como hongos, protozoarios y bacterias han recibido mucho menos atención. En general, se observa un desarrollo considerable de la Ecología Molecular en nuestro país. Sin embargo, para continuar esta tendencia será necesario incorporar extensivamente los avances tecnológicos como la secuenciación de nueva generación y la bioinformática, así como incursionar en las áreas emergentes de esta disciplina.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Biología de la conservación; Filogeografía; Flujo génico; Genética de poblaciones; Marcadores moleculares; Secuenciación de nueva generación; Genómica

Abstract

A review of studies on Molecular Ecology in Mexico is presented. Between 1990 and 2016, we identified 656 published studies on Molecular Ecology. The best represented subject areas were population genetics (35.3% of the studies) and phylogeography (30.3%), while emergent fields in molecular ecology, such as landscape genomics, DNA-based trophic ecology, and kinship, parentage and behavior were scarcely represented. Most frequently studied systems were animals (58.5%) and plants (32.5%), while other organisms such as fungi, protozoa and bacteria have received much less attention. In general, a considerable development of Molecular Ecology is observable in our country. However, for this tendency to continue it will be necessary to incorporate more extensively technological advances such as next generation sequencing and bioinformatics, as well as to venture into the emergent areas of the discipline.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Conservation biology; Phylogeography; Gene flow; Population genetics; Molecular markers; Next generation sequencing; Genomics

La Ecología Molecular es una disciplina científica propuesta originalmente por Paul Weiss para describir «el continuo de todas las interacciones bióticas entre los niveles molecular, celular y orgánico hasta el ambiente» (Lambert, 1995). Más recientemente, el término se ha utilizado para hacer referencia a la disciplina caracterizada por la implementación de técnicas

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: agrodri@iies.unam.mx (A. González-Rodríguez).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

de genética molecular para investigar problemas ecológicos (Carvalho, 1998; Eguiarte, Souza y Aguirre, 2007). El avance tecnológico en la genética molecular, desde la electroforesis de proteínas hasta la secuenciación masiva de nueva generación (Davey y Blaxter, 2010; Lewontin y Hubby, 1966; Shendure y Hanlee, 2012), ha determinado el surgimiento y el desarrollo de esta disciplina. Considerando estos avances, la Ecología Molecular ha sido definida actualmente como «una ciencia interdisciplinaria en la que las herramientas y métodos de la biología molecular, la genómica y la bioinformática se han fusionado con la teoría, conceptos y enfoques de la biología orgánica, incluyendo la ecología, la evolución, la conservación y la conducta» (Andrew et al., 2013).

Un momento importante en el desarrollo de esta disciplina fue la aparición de la revista *Molecular Ecology* en 1992, que incluía como sus principales líneas de interés la biología molecular de las poblaciones, la genética molecular ambiental, la adaptación molecular y los desarrollos tecnológicos de la genética molecular aplicados a la ecología (Burke, Seidler y Smith, 1992). Veinte años después de la publicación del primer número de *Molecular Ecology*, Andrew et al. (2013) identificaron avances importantes en 3 grandes direcciones: a) el desarrollo de las técnicas de identificación genética (genotipado o genotipificación); b) el desarrollo de nuevos métodos analíticos como la aplicación de la teoría de la coalescencia, y c) el desarrollo de aplicaciones bioinformáticas para analizar grandes grupos de datos.

Como resultado de estos avances, las agendas de investigación se han modificado y es posible anticipar mayores progresos en líneas como: a) la ecología trófica basada en secuencias de ADN; b) el análisis de la diversidad microbiana al interior de organismos multicelulares; c) la filogeografía; d) la filogeografía de comunidades; e) la genómica del paisaje; f) la genómica ecológica y la adaptación molecular; g) la especiación y la hibridación, y h) el análisis del parentesco y la conducta (Andrew et al., 2013).

Las diferentes subdisciplinas de la Ecología Molecular son particularmente significativas para el estudio de las especies nativas en países megadiversos, como lo es México (MacNeely, Miller, Reid, Mittermeier y Werner, 1990). Este país incluye una parte importante del centro de biodiversidad mesoamericano y la mayor parte de la zona de transición mexicana, una región biogeográfica caracterizada por el contacto entre las biotas Neártica y Neotropical. En conjunto, los impresionantes niveles de diversidad de especies y endemismo, así como la compleja historia biogeográfica del territorio mexicano, configuran un escenario en el que las investigaciones en Ecología Molecular son fundamentales para comprender la historia evolutiva de la biota de esta región. De manera no menos importante, la Ecología Molecular puede proveer herramientas importantes e información para el manejo y la conservación de los ecosistemas.

En este trabajo se presenta una revisión de los artículos de investigación en Ecología Molecular de especies distribuidas en México publicados desde 1990 hasta el año 2016 para conocer el desarrollo y el estado actual de la investigación en este campo en el país. En particular, deseamos responder 4 preguntas principales: a) ¿qué tanta investigación existe en el campo de la Ecología Molecular en México?; b) ¿en qué áreas se ha investigado más

intensamente?; c) ¿qué sistemas biológicos han atraído el mayor interés?; y d) ¿cuáles son las tendencias de investigación de la Ecología Molecular en el país? Esta revisión concluye con una evaluación de los retos y perspectivas de la investigación de la Ecología Molecular en México.

La búsqueda de literatura se realizó en diciembre del 2016 utilizando la base de datos Scopus® para el área de ciencias de la vida. Como palabras clave se utilizaron las siguientes: «Molecular Ecology», «Population Genetics», «Phylogeography», «Phylogenetics», «Molecular Genetics», «Conservation Genetics», «Genomics», «Metagenomics», «Genetic Diversity», «Genetic Structure», «Genome», «Molecular Markers», «DNA», «RNA», «Gene». Como criterios geográficos se utilizaron las palabras: «Mexico», «Middle America», «Central America», «Neotropics», «North America», «America». El periodo de búsqueda abarcó desde 1990, y se seleccionaron artículos de investigación y revisiones, tanto en inglés como en español.

Se encontraron 1,057 estudios que encajaron con los criterios de la revisión, pero tras realizar una segunda selección manual en la que se eliminaron las publicaciones centradas en la evolución molecular, la biología molecular y la ecología evolutiva, al igual que aquellas que no incluían a México como área de estudio total o parcial, se compiló un total de 656 publicaciones. Al agrupar los estudios por año, se observó una clara tendencia al incremento continuo en el número de estudios publicados hasta el año 2012, cuando se alcanza el pico de productividad con 95 estudios. Entre 2013 y 2016 el número de artículos publicados se redujo considerablemente (fig. 1), lo cual podría indicar cambios en las tendencias de investigación (i.e., nuevos enfoques) y el incremento en los estándares técnicos para la publicación de estudios.

Las subdisciplinas de la Ecología Molecular mejor representadas fueron la genética de poblaciones (35.3% de los estudios), filogeografía (30.3%), filogenética (11%) (en el contexto de un análisis biogeográfico o de diversidad de comunidades), genética de la conservación (9.2%), genética del paisaje (4.1%), especiación/hibridación (3.5%), ecología genómica y adaptación (3.1%), diversidad microbiana al interior de organismos multicelulares (2.1%), ecología trófica basada en secuencias de

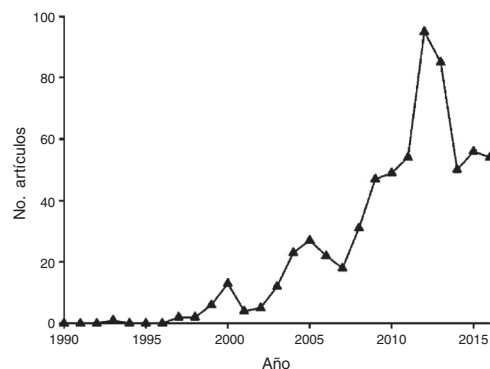


Figura 1. Número de estudios publicados por año sobre Ecología Molecular realizados total o parcialmente en México de acuerdo con la búsqueda realizada a través de Scopus®.

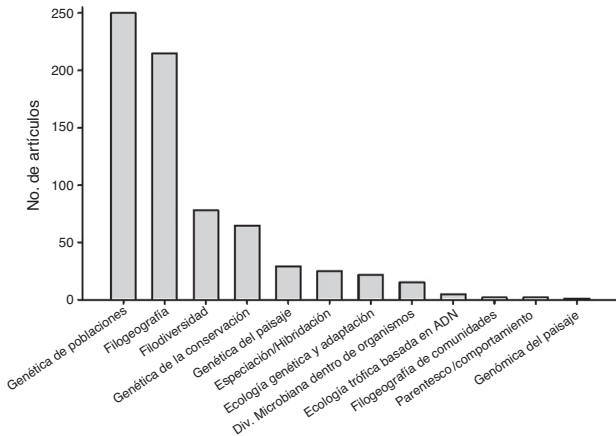


Figura 2. Número total de estudios publicados realizados en México por área de la Ecología Molecular entre 1990 y 2016 de acuerdo con la búsqueda realizada a través de Scopus®.

ADN (0.7%), parentesco y comportamiento (0.3%), filogeografía de comunidades (0.3%) y genómica del paisaje (0.1%) (fig. 2).

En lo que respecta a los organismos estudiados, la mayoría de las publicaciones se han centrado en animales (58.5%) y plantas (32.5%), mientras que hongos (2.3%), bacterias (1.5%), arqueas, protozoarios y virus (menos del 1%) están escasamente representados (fig. 3). Para las especies de animales, la mayor parte de los estudios se han centrado en los

fila Chordata (72.1%) y Arthropoda (18.5%) (fig. 3). En el caso de las plantas, la mayor parte de los estudios han sido sobre angiospermas (82.2%) y gimnospermas (13.7%), con una mínima representación de las pteridofitas y las antocerofitas (fig. 3).

La mayoría de los estudios recopilados utilizaron las secuencias de fragmentos de ADN como principal fuente de información, mientras que en segundo lugar aparecen los microsatélites (fig. 4). Los otros tipos de marcadores, incluyendo la secuenciación de nueva generación, han sido utilizados en una proporción menor. Por otro lado, un análisis de acumulación de sistemas estudiados (i.e., géneros en los que se han centrado los estudios de Ecología Molecular) (fig. 5) muestra que la gran mayoría de las publicaciones se centran en sistemas que son estudiados por primera vez, mientras que relativamente pocos géneros han sido objeto de 2 estudios. Esta tendencia es precisamente la que cabría esperar en un país con una altísima diversidad biológica. Sin embargo, es de esperar que en el futuro aumente el número de especies y géneros que son objeto de estudios recurrentes.

A continuación presentamos una breve revisión por área y algunos ejemplos representativos de trabajos sobre Ecología Molecular realizados en México. Presentamos primero los campos bien establecidos, como la genética de poblaciones, la filogeografía, la genética de la conservación y la genética del paisaje, y posteriormente discutimos las áreas emergentes de la Ecología Molecular.

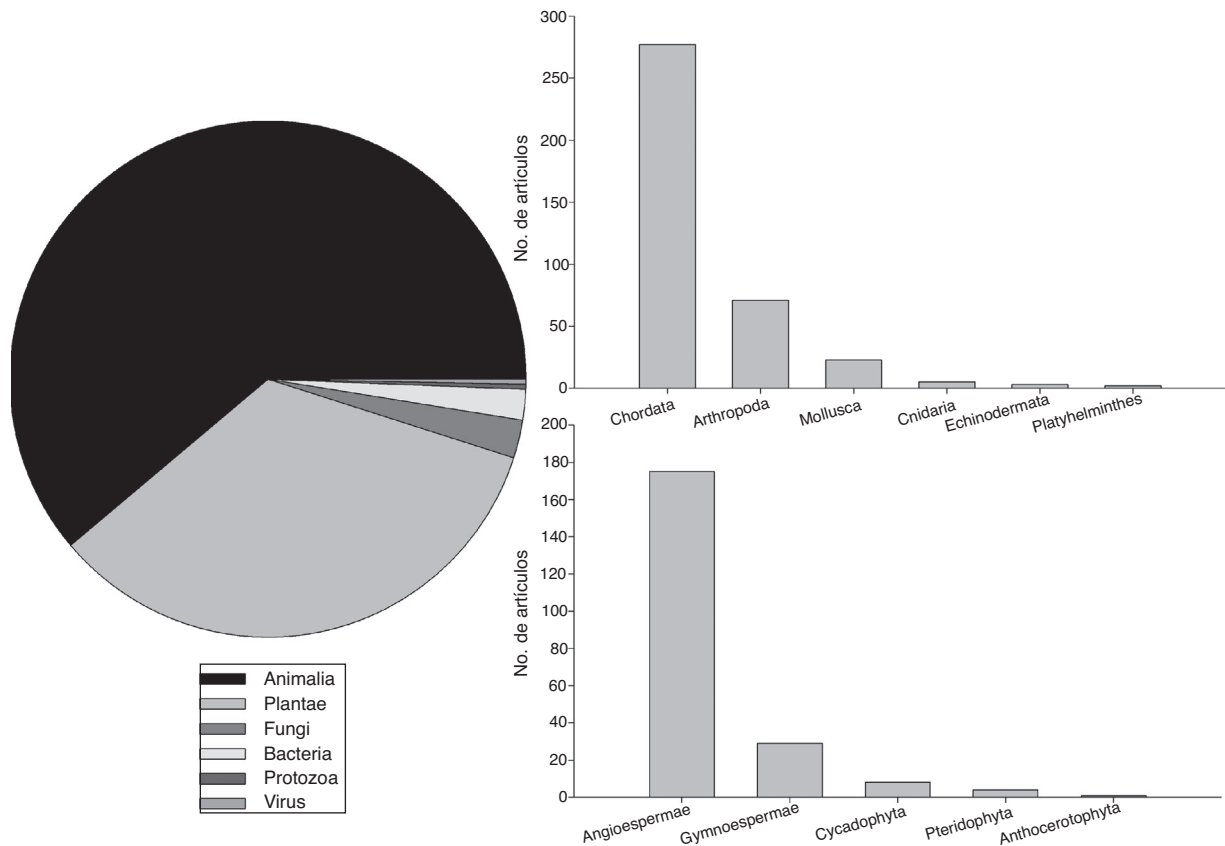


Figura 3. Proporción de los estudios sobre Ecología Molecular realizados en México por grupo de organismos, detallando aquellos correspondientes a animales y plantas de acuerdo con la búsqueda realizada a través de Scopus®.

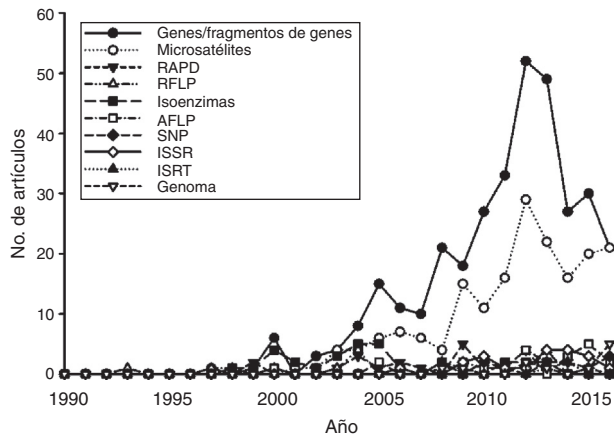


Figura 4. Número de estudios publicados por año sobre Ecología Molecular en México según el tipo de marcador molecular utilizado de acuerdo con la búsqueda realizada a través de Scopus®.

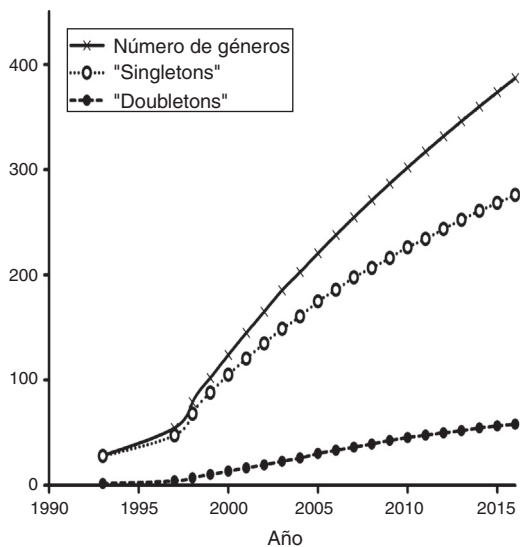


Figura 5. Curva de acumulación de sistemas estudiados en los trabajos sobre Ecología Molecular en México reportados en este estudio.

Genética de poblaciones, genética de la conservación y genética del paisaje

Indudablemente la Ecología Molecular debe gran parte de sus bases teóricas y analíticas al desarrollo que tuvo la genética de poblaciones durante el siglo xx. En particular, los trabajos de Fisher, Haldane y Wright sentaron las bases matemáticas para el estudio empírico de la variación genética a nivel molecular (Charlesworth y Charlesworth, 2017). Posteriormente, durante el desarrollo de este campo se presentaron discusiones importantes sobre el carácter neutral o adaptativo de la variación genética, que pudieron resolverse gracias a los datos proporcionados por la electroforesis de enzimas y la secuenciación de ADN. A la vez, los avances teóricos permitieron establecer los modelos de sustitución neutral en secuencias, el modelo de sitios infinitos y el modelo de alelos infinitos, así como el reloj molecular (Charlesworth y Charlesworth, 2017). De forma subsiguiente, se propusieron métodos estadísticos que derivaron en la prueba de

hipótesis e inferencias evolutivas a partir del análisis de muestras de una población, como lo propone la teoría de coalescencia. De igual forma, se reconoció la importancia de las asociaciones no aleatorias entre diferentes *loci* o sitios en la secuencia de ADN (desequilibrio de ligamiento) para, más recientemente, formalizar todo un marco conceptual sobre el papel de los procesos de selección en el origen y mantenimiento de la diversidad a nivel molecular (para una discusión detallada, ver Castillo-Cobián, 2007; Charlesworth y Charlesworth, 2017).

En el caso de la genética de poblaciones en México, se han llevado a cabo numerosos estudios que tienen un enfoque predominantemente descriptivo al cuantificar la variación y la estructura genéticas de los organismos de interés (estos estudios representan un 35.3% del total considerado en el presente trabajo), lo que representa un reto en el momento de reseñar aquellos más relevantes. Más recientemente, la genética de poblaciones se ha aplicado en estudios dirigidos a la conservación de diversos taxones o bajo un enfoque paisajístico. Por este motivo, en la presente sección presentamos una breve reseña de trabajos en los que el enfoque genético poblacional para caracterizar la diversidad y el flujo génico ha sido relevante para responder hipótesis en áreas como la genética del paisaje y de la conservación.

En particular, el estudio de los efectos de la configuración del paisaje sobre el flujo génico en las poblaciones naturales se ha desarrollado de forma importante, vinculando a la genética de poblaciones con la ecología del paisaje (Holderegger y Wagner, 2008; Manel, Schwartz, Luikart y Taberlet, 2003). Esta visión paisajística ha permitido incrementar el entendimiento de cómo la topografía y las variables ambientales determinan la variación genética a nivel individual y poblacional, y por lo tanto también representa un área del conocimiento fundamental para definir estrategias de manejo y conservación de especies (Segelbacher et al., 2010). La relación entre los impactos antropogénicos y los patrones de variación y flujo génico ha sido estudiada de forma amplia en diferentes especies mexicanas, incluyendo especies representativas, bien por su carácter endémico, como el ajolote *Ambystoma mexicanum* (Ambystomidae; Parra-Olea et al., 2011; Recuero, Cruzado-Cortés, Parra-Olea y Zamudio, 2010) y el pez cola de espada *Xiphophorus gordonii* (Carson, Espinosa-Pérez y Souza, 2013), o por estar bajo alguna categoría de amenaza, como es el caso del quetzal *Pharomacrus mocinno* (Trogonidae; Solórzano, Baker y Oyama, 2004) y la tortuga verde del Pacífico *Chelonia mydas* (Cheloniidae; Chassin-Noria, Abreu-Grobois, Dutton y Oyama, 2004).

Diferentes autores han enfocado sus estudios en evaluar el efecto de la fragmentación del hábitat sobre la diversidad genética y el flujo de genes en especies de plantas tropicales de bosques secos y bosques lluviosos (Cuartas-Hernández, Núñez-Farfán y Smouse, 2015; González-Astorga y Núñez-Farfán, 2001; Peñaloza-Ramírez, Aguilar-Amezquita, Núñez-Farfán, Pérez-Nasser y Oyama, 2016; Quesada et al., 2013; Rosas, Quesada, Lobo y Sork, 2011; Vargas, Parra-Tabla, Feinsinger y Leirana-Alcocer, 2006) y especies de bosques templados, como *Quercus castanea* (Fagaceae; Herrera-Arroyo et al., 2013). Estos estudios en genética del paisaje también han evaluado el efecto de la fragmentación

considerando relaciones interespecíficas como la polinización, la dispersión y los sistemas de apareamiento en plantas (Figueroa-Esquivel, Puebla-Olivares, Eguiarte y Nuñez-Farfán, 2010; Quesada et al., 2004, 2013), lo cual contribuye al entendimiento de los efectos a nivel ecosistémico de la degradación y transformación del hábitat. Los estudios de fragmentación del hábitat también se han aplicado a diversos animales, como las abejas nativas *Euglossa dilemma* y *E. viridissima* (Apidae; Zimmermann et al., 2011), el roedor *Habromys simulatus* (Cricetidae, Castañeda-Rico, León-Paniagua, Ruedas y Vázquez-Domínguez, 2011), el gorrión *Spizella wortheni* (Emberizidae, Canales-Delgadillo, Scott-Morales y Korb, 2012), la tarántula *Brachypelma vagans* (Theraphosidae; Machkour-M'Rabet, Henaut, Calmé y Legal, 2012) y el cocodrilo *Crocodylus moreletii* (Crocodylidae), una especie para la cual se han reportado procesos de hibridación asociados con cambios en la configuración del hábitat por influencia humana (González-Trujillo et al., 2012).

Otros estudios (que se podrían incluir en la categoría de genética de la conservación) no incluyen componentes explícitos del paisaje, pero sí utilizan diferentes marcadores moleculares con el fin de caracterizar atributos como la diversidad genética, la estructura genética y el tamaño efectivo poblacional en especies que presentan un grado de amenaza, como por ejemplo *Tillandsia achyrostachys* (Bromeliaceae; González-Astorga, Cruz-Angón, Flores-Palacios y Vovides, 2004), *Dioon sonorensis* (Zamiaceae; González-Astorga, Vovides, Cabrera-Toledo y Nicolalde-Morejón, 2009), *Cyprinodon julimes* (Cyprinodontidae; Carson et al., 2014), *Gambusia clarkhubbsi* (Poeciliidae; Echelle et al., 2013), *Odocoileus virginianus* (Cervidae; Hernández-Mendoza, Parra-Bracamonte, de la Rosa-Reyna, Chassin-Noria y Sifuentes-Rincón, 2014). Algunos otros trabajos basados en marcadores moleculares han tenido el fin de definir unidades de manejo sostenible y conservación para especies nativas de México como *Jacaratia mexicana* (Caricaceae; Arias et al., 2012), *Pteronotus davyi* (Moormopidae; Guevara-Chumacero et al., 2013), *Cichlasoma urophthalmus* (Cichlidae; Harrison et al., 2014) y *Swietenia macrophylla* (Meliaceae; Alcalá, Salazar, Guitérrez-Granados y Snook, 2014). Finalmente, los métodos moleculares han sido utilizados con el fin de documentar procesos críticos (y desafortunados) para la preservación de la diversidad biológica, como la extinción de especies (List, Pergams, Pacheco, Cruzado y Ceballos, 2010; Martínez-Méndez, Mejía y Méndez de la Cruz, 2015; Sandoval-Castillo y Beheregaray, 2015).

Los estudios de grupos de plantas se encuentran dirigidos a una gran variedad de taxones, incluyendo especies de alto valor ecosistémico como el encino *Quercus castanea* (Fagaceae; Herrera-Arroyo et al., 2013) y especies distribuidas en ecosistemas bajo un alto grado de amenaza, como *Cyclopogon luteoalbus* en el bosque mesófilo (Orchidaceae; Juárez, Montaña y Ferrer, 2011) y *Cestrum miradorensis* (Solanaceae; Reyes-Zepeda, González-Astorga y Montaña, 2013). También destacan los estudios sobre especies microendémicas como *Guaiacum unijugum* (Zygophyllaceae; MacCauley, Cortés-Palomec y Oyama, 2010) o *Fagus grandifolia* var. *mexicana* (Fagaceae; Montiel-Oscuro, Ramírez-Herrera, Ángeles-Pérez,

López-Upton y Antonio-López, 2013) y por lo tanto simbólicas considerando que presentan distribuciones extremadamente restringidas y pocas poblaciones remanentes. En otros casos destacan seguimientos temporales para evaluar los procesos de erosión genética debidos a cambios demográficos en poblaciones de especies como *Ferocactus histrix* (Cactaceae; Castro-Félix et al., 2014) y el pinabete espinoso (*Picea chihuahuana*: Pinaceae; Wehenkel y Sáenz-Romero, 2012). Por último, vale la pena destacar algunos estudios que reportan niveles considerables de flujo génico aún bajo fuertes presiones resultado de la pérdida y fragmentación del hábitat (Winkler, Koch y Hietz, 2011).

Procesos de domesticación

En este apartado es fundamental destacar aportes numerosos e importantes relacionados con el estudio de los procesos de manejo y domesticación que caracterizan a un país megadiverso a nivel cultural como México, en su mayoría para especies de plantas nativas (Aguirre-Dunga, Eguiarte, González-Rodríguez y Casas, 2012; Blair, Pantoja y Carmenza-Muñoz, 2012; Chávez-Pesqueira, Suárez-Montes, Castillo y Nuñez-Farfán, 2014; Martínez-Castillo, Camacho-Pérez, Coello-Coello y Andueza-Noh, 2012; Pacheco-Olvera, Hernández-Verdugo, Rocha-Ramírez, González-Rodríguez y Oyama, 2012; Parra et al., 2010; Salazar, Vargas-Mendoza y Flores, 2010; Van Heerwaarden et al., 2010), los cuales abarcan diferentes especies de importancia cultural, biológica y económica. Por ejemplo, resalta la identificación de procesos de domesticación y selección artificial a nivel fenotípico con evidencia de diferenciación genética aún con intercambio genético con poblaciones silvestres en el frijol tépari *Phaseolus acutifolius* (Fabaceae; Blair et al., 2012), la pitaya *Stenocereus pruinosus* (Cactaceae; Parra et al., 2010) y la jícara *Crescentia cujete* (Bignoniaceae; Aguirre-Dunga et al., 2012). De igual forma, se han realizado estudios comparando los niveles de diversidad genética en accesiones del frijol lima (*Phaseolus lunatus*, Fabaceae), a partir de los cuales se ha sugerido la existencia de procesos de erosión genética (Martínez-Castillo et al., 2012).

Entre los grupos con mayor cantidad y enfoques de estudio relacionados con la genética de poblaciones, manejo y domesticación en México resaltan las múltiples variedades del maíz (*Zea mays*, Poaceae). Los estudios relacionados con esta especie abarcan desde la descripción de los procesos de domesticación por poblaciones humanas precolombinas (Matsuoka et al., 2002) hasta el estudio de procesos de flujo génico entre poblaciones cultivadas y sus parientes silvestres (Pineda-Hidalgo et al., 2013; Van Heerwaarden et al., 2010). Algunos otros ejemplos notables incluyen al chicle o chicozapote, *Manilkara zapota* (Sapotaceae; González-Hernández, García-Pérez y Guntin-Marey, 2012), a los magueyes *Agave cupreata* y *A. potatorum* (Asparagaceae; Aguirre-Dugua y Eguiarte, 2013), a la palma *Brahea dulcis* (Arecaceae; Ramírez-Rodríguez, Mussali-Galante, Quero y Tovar-Sánchez, 2012) y al cactus *Escontria chiotilla* (Cactaceae; Tinoco, Casas, Luna y Oyama, 2005).

Finalmente, y relacionados de forma indirecta con los procesos de domesticación, es relevante mencionar estudios que han determinado el grado de flujo génico entre parientes silvestres y organismos genéticamente modificados de la calabaza *Cucurbita argyrosperma* ssp. *sororia* (Cucurbitaceae; Cruz-Reyes, Ávila-Sakar, Sánchez-Montoya y Quesada, 2015) en su centro de origen.

Filogeografía y filogeografía comparada

La filogeografía se enfoca en estudiar la distribución geográfica de los linajes de genes, en particular a nivel intraespecífico, o entre especies emparentadas. Esta disciplina ha presentado un amplio crecimiento desde su inicio formal en 1987 (Avice, 2009), el cual se ve reflejado en el número de estudios realizados en México (fig. 2), superado tan solo por la genética de poblaciones. Junto a los estudios filogeográficos, también es importante destacar a los estudios filogenéticos con un enfoque biogeográfico explícito y a los estudios filogenéticos dirigidos a describir la diversidad biológica de comunidades, categorías para las cuales se encontró un número significativo de estudios. Para el caso de México (y Centroamérica), la prevalencia de estudios filogeográficos se ha visto potenciada por la compleja historia geológica (y por tanto evolutiva) de las áreas de distribución de las especies que se distribuyen aquí.

En este sentido, las preguntas e hipótesis de investigación a nivel intraespecífico e interespecífico se han enfocado en describir cómo cambios climáticos y geológicos han moldeado la historia evolutiva de especies y linajes completos (e.g., Bryson, García-Vázquez y Riddle, 2011; Bryson, Murphy, Lathrop y Lazcano-Villareal, 2011; Maldonado-Sánchez, Gutiérrez-Rodríguez y Ornelas, 2016), proponer escenarios generales a nivel evolutivo en ecosistemas clave como los bosques de niebla (Ramírez-Barahona y Eguiarte, 2013), estudiar procesos de variación y flujo génico en especies bajo expansiones demográficas recientes (e.g., Trujillo-Sierra, Delgado-Valerio, Ramírez-Morillo, Rebollo-Camacho y Pérez-Nasser, 2013), describir procesos de divergencia genética entre áreas biogeográficas (e.g., Eberhard, Iñigo-Elias, Enkerlin-Hoeflich y Cun, 2015) y describir patrones comunes de evolución entre diferentes grupos biológicos (Gutiérrez-García y Vázquez-Domínguez, 2013). La integración y el análisis comparado de diferentes grupos biológicos para describir patrones generales de los procesos evolutivos en México y Centroamérica (filogeografía comparada) representan un adelanto importante en la dinámica de la filogeografía en México.

Un estudio destacado en esta última área corresponde al trabajo de Ornelas et al. (2013), quienes describen el efecto de elementos geográficos como el istmo de Tehuantepec en México sobre la estructura genética, los procesos de flujo génico y la demografía histórica para 15 especies distribuidas en los bosques mesófilos de México (7 especies de aves, 3 especies de roedores y 5 especies de plantas). Ornelas et al. (2013) sugieren que, aunque el istmo ha favorecido eventos de diferenciación intraespecífica, cuando se comparan los patrones entre especies se observa que el periodo durante el que se desarrollaron estos eventos de diferenciación varía. Por lo tanto, los autores

concluyen que la historia evolutiva de la biota de los bosques mesófilos es de linaje específico y está definida por atributos como la capacidad de dispersión de las especies y diferencias en el nicho ecológico de las mismas.

De forma similar, a partir de la gran cantidad de estudios filogeográficos realizados en México y en la región neotropical, Gutiérrez-García y Vázquez-Domínguez (2013) describieron patrones comunes a nivel filogenético y filogeográfico. Dichos patrones fueron agrupados por las autoras en 3 grupos con historias evolutivas comunes. El primero corresponde al grupo Maya, definido por la heterogeneidad geológica que ha favorecido una estructuración y divergencia intraespecífica fuerte además de la presencia de refugios. El grupo Medio-Centroamericano se caracteriza por diferenciación genética en las especies entre tierras altas y bajas asociada con actividad volcánica intensa. Finalmente, el grupo Panameño se caracteriza por haber presentado migraciones latitudinales bidireccionales a través del Istmo de Panamá que promovieron la divergencia de especies y procesos de especiación.

Los ejemplos descritos anteriormente representan iniciativas importantes para caracterizar la historia evolutiva a nivel filogeográfico de diferentes grupos de especies. Este tipo de enfoques, comparando los patrones demográficos a nivel histórico de especies diferentes que comparten una distribución similar, representa un campo de estudio novedoso y prometedor, bien sea a partir de disciplinas como la filogeografía comparada o bien la filogeografía de comunidades. Para México, además de los trabajos mencionados, destacan los aportes de Riddle, Hafner, Alexander y Jaeger (2000) y Pfeiler, Johnson, Richmond y Markow (2013). Para el caso de Riddle et al. (2000), los autores describen procesos de vicarianza en diferentes grupos de aves, mamíferos, anfibios y reptiles asociados a cambios peninsulares e intrusiones del mar de Cortés en Baja California entre el Plioceno y el Pleistoceno. Por otro lado, Pfeiler et al. (2013) describieron patrones de estructuración genética e historia demográfica en especies simpátricas de escarabajos (Coleoptera: Histiridae y Staphylinidae) en parches necróticos de cactus columnares del desierto de Sonora; los autores reportaron niveles altos de flujo génico atribuido a un alto potencial de dispersión de las especies y diferentes niveles de expansión demográfica entre las especies analizadas.

Especiación e hibridación

El estudio de la especiación se ha desarrollado con la finalidad de entender cómo el aislamiento entre poblaciones se desarrolla como producto de un proceso evolutivo a nivel ecológico y geográfico, y se complementa a partir del estudio de cómo el aislamiento se mantiene en presencia de hibridación potencial (Andrew et al., 2013). En este sentido, las nuevas tendencias en el estudio de ambos procesos, y en particular la hibridación, pretenden determinar la base genética de la adecuación de los híbridos en poblaciones naturales, así como estimar la magnitud y el origen de la introgresión, y el papel de elementos móviles del ADN en los procesos de hibridación (Andrew et al., 2013). Para el caso de los estudios mexicanos, los estudios de hibridación y especiación responden a algunas de estas tendencias

globales, como se detallará más adelante. Por ejemplo, varios grupos importantes de organismos se caracterizan por haber experimentado una divergencia reciente en México, lo que tiene consecuencias significativas para el reconocimiento y la delimitación de especies. En un trabajo reciente, Flores-Rentería et al. (2013) demostraron para un complejo de pinos piñoneros (*Pinus discolor*, *P. johannis*, *P. culminicola* y *P. cembroides*) que las secuencias completas del ADN de cloroplasto proveen una herramienta adecuada para la resolución de las relaciones filogenéticas en este tipo de casos problemáticos, particularmente cuando se usan en combinación con datos morfológicos y ecológicos, brindando evidencia robusta para contrastar hipótesis taxonómicas.

Por su parte, el proceso de hibridación ha sido claramente documentado en especies del género *Quercus* en México (Albarrán-Lara, Mendoza-Cuenca, Valencia-Avalos, González-Rodríguez y Oyama, 2010; Eaton, Hipp, González-Rodríguez y Cavender-Bares, 2015; Peñaloza-Ramírez et al., 2010). En estos estudios se han identificado algunos patrones interesantes, como la hibridación simultánea entre más de 2 especies en la sierra Tarahumara (Peñaloza-Ramírez et al., 2010), así como el incremento en la asimetría fluctuante foliar en los híbridos en el volcán de Tequila, Jalisco (Albarrán-Lara et al., 2010). Mientras tanto, los estudios realizados en animales se han centrado en el papel de la hibridación en los procesos de diversificación, especiación y adaptación, particularmente en varios linajes de peces (Carson y Dowling, 2006; Culumber et al., 2011; Hulse y García-de León, 2013; Jones, Pérez-Sato y Meyer, 2012; Strecker, 2006; Strecker, Hausdorf y Wilkens, 2012).

Campos emergentes

La mayoría de las nuevas tendencias de estudio en Ecología Molecular propuestas por Andrew et al. (2013) tuvieron una representación baja entre los estudios que han sido realizados en México (en conjunto acumulan el 10.1% de los estudios). Estas áreas corresponden a: a) ecología trófica basada en secuencias de ADN; b) diversidad microbiana al interior de los organismos; c) genómica del paisaje; d) ecología genómica y adaptación molecular, y e) parentesco y conducta. Andrew et al. (2013) describen cada una de estas tendencias y plantean diferentes retos, de los cuales es fundamental resaltar el desarrollo de métodos precisos para identificar y cuantificar las especies usadas como recursos en las relaciones tróficas; desarrollar bancos de códigos de barras de la diversidad microbiana, librerías de transcriptomas y genomas para especies focales, y desarrollar métodos para diferenciar contaminantes ambientales de los organismos de interés; identificar *loci* asociados al ambiente, describir el papel de la introgresión sobre la estructura genética, desarrollar simulaciones que permitan explorar la importancia a nivel evolutivo de los procesos genéticos propios a nivel de paisaje; determinar las funciones ecológicas de los genes, determinar la base genómica de la relación fenotipo-ambiente y describir procesos de adaptación local.

Indudablemente estas áreas y preguntas de investigación, aunque están pobremente representadas en los estudios mexicanos, experimentarán un notable desarrollo durante los próximos

años gracias al desarrollo tecnológico y reducción de costos en técnicas de secuenciación masiva. A continuación se mencionarán algunos estudios de las áreas descritas anteriormente en los que ya se han producido resultados importantes.

Ecología trófica basada en secuencias de ADN y diversidad microbiana al interior de los organismos

La diversidad microbiana al interior de organismos multicelulares es una de las áreas emergentes más fascinantes identificadas por Andrew et al. (2013). Recientemente, autores como Montoya, Bandala y Garay-Serrano (2015) describieron la asociación entre especies de micorrizas e individuos del género *Alnus* en bosques montanos de México a partir de monitoreos por un periodo de 4 años. Morales-Jiménez, Zúñiga, Ramírez-Saad y Hernández-Rodríguez (2012) utilizaron secuencias de los genes del ARN ribosomal 16S para analizar la composición de la comunidad bacteriana del tracto digestivo en el escarabajo descortezador *Dendroctonus rhizophagous*, una especie que ataca y mata plántulas e individuos juveniles de 11 especies de pinos en la Sierra Madre Oriental, lo que permitió identificar varias especies de bacterias con actividad celulolítica, rasgo que es clave en la historia de vida del insecto. Otro ejemplo con implicaciones prácticas importantes fue la utilización de secuencias de ADN para el análisis de la diversidad y prevalencia de parásitos hemosporidios en la sangre de varias especies de palomas de la isla Socorro, sitio en el que se planea reintroducir a la especie *Zenaida graysoni*, que era originaria de la isla pero se extinguió en estado silvestre (Carlson et al., 2013). Por lo tanto, este estudio permitirá tomar medidas para reducir la infección de estas aves una vez que sean liberadas.

Amato et al. (2013) utilizaron secuenciación de nueva generación para determinar la riqueza, diversidad y composición de la microbiota gastrointestinal de monos aulladores (*Alouatta pigra*) en un gradiente de calidad de hábitat, desde bosque tropical perennifolio hasta condiciones de cautiverio. Se encontró una correlación de la calidad del hábitat con la diversidad de especies de plantas consumidas por los individuos, y a su vez con la diversidad de la microbiota. Una comunidad microbiana menos diversa tiene también una menor capacidad digestiva, lo cual tiene un impacto en la salud del hospedero. Un estudio que podemos ubicar en la categoría de ecología trófica basada en secuencias de ADN es la utilización del código de barras de ADN para relacionar los adultos y las larvas de acantocéfalos parásitos que se encuentran en diferentes hospederos (aves y peces, respectivamente), que dio como resultado que los especies dulceacuícolas del centro de México se encuentran parasitadas por una sola especie de acantocéfalo, *Polymorphus brevis* (Alcántara-Escalera, García-Varela, Vázquez-Domínguez y Pérez-Ponce de León, 2013).

Genómica del paisaje, ecología genómica y adaptación molecular

Uno de los pocos estudios publicados a la fecha en el campo de la genómica del paisaje describió la variación en el tamaño del genoma en variedades de maíz criollo y poblaciones silves-

tres de teosinte a lo largo de un gradiente altitudinal (Díez et al., 2013). Se encontró que el tamaño del genoma fue menor en las variedades de maíz en comparación con el teosinte, así como una correlación negativa entre el tamaño del genoma y la altitud en el maíz, mientras que en el teosinte la correlación fue con la temperatura y la precipitación. En el caso de la ecología genómica y procesos de adaptación molecular, diferentes estudios han utilizado herramientas de secuenciación de última generación con el fin de describir los procesos poblacionales asociados a eventos de paralelismo o convergencia a nivel molecular en especies del género *Astyanax* en México (Brdic, Teotónio y Borowsky, 2013); de igual forma se han descrito procesos de selección local definidos por el balance entre la selección natural y el flujo génico (Pespeni y Palumbi, 2013).

Parentesco y conducta

Para el tema del estudio del parentesco y la conducta encontramos pocos estudios de caso en México que se hayan apoyado en el uso de marcadores moleculares. Entre los ejemplos disponibles destacan el análisis de la divergencia en los patrones de canto del colibrí formador de leks *Campylopterus curvipennis* (González y Ornelas, 2014), la cual se debe a las condiciones sociales locales y al aprendizaje de los individuos, aun cuando existe alto flujo génico entre leks y poblaciones. En otro caso, se analizó la estructura genética y el parentesco entre individuos de 8 grupos sociales en una población de mono aullador (*Alouatta pigra*) en Palenque, Chiapas (Belle, Estrada, Strier y Fiore, 2012).

Conclusiones y perspectivas

El panorama de la Ecología Molecular en México indica un desarrollo considerable de la disciplina en nuestro país. Los sistemas de estudio han sido diversos, aunque predominan los vertebrados y las plantas, mientras que otros grupos están extremadamente subrepresentados. Además de los sistemas de estudio tradicionales para la ecología, es importante resaltar líneas novedosas de investigación encaminadas a la descripción de procesos demográficos históricos en las poblaciones humanas de América (Raghavan et al., 2015) y de ancestría para las poblaciones humanas en México (Gravel et al., 2013; Johnson et al., 2011; Rangel-Villalobos et al., 2008). Estos estudios han aplicado los fundamentos y métodos propios de la Ecología Molecular con el fin de describir patrones genético-poblacionales, filogeográficos, de parentesco y conducta a partir de fragmentos de ADN mitocondrial (Figueiro, Hidalgo y Sans, 2011; González-Martín et al., 2015; Guardado-Estrada et al., 2009), microsatélites (Camacho-Mejorado et al., 2015; Quinto-Cortés et al., 2010) y a nivel genómico (Moreno-Estrada et al., 2014). Por otra parte, todas las áreas de la Ecología Molecular están presentes con trabajos en México, aunque existe una predominancia de la genética de poblaciones y la filogeografía. La mayoría de los estudios están basados en secuencias de fragmentos de ADN y microsatélites.

En general, nuestra revisión sugiere la necesidad de desarrollar trabajos en las áreas emergentes de la Ecología Molecular

identificadas por Andrew et al. (2013), a la vez que se continúa con la caracterización de la impresionante diversidad biológica del país utilizando los enfoques más tradicionales. Por ejemplo, se puede esperar el rápido desarrollo de la genómica del paisaje, conforme la implementación de los métodos de secuenciación de nueva generación permitan una evaluación más precisa de hipótesis ecológicas y evolutivas (e.g., Bonilla-Rosso et al., 2012; Centeno et al., 2012; Rebollar et al., 2012).

Igualmente, el estudio de la diversidad microbiana al interior de los organismos pluricelulares, la ecología trófica, el parentesco y el comportamiento, y la filogenia de las comunidades, son temas que tienen un importante potencial de crecimiento considerando los pocos, pero conceptualmente novedosos, estudios que han sido publicados en estas áreas (e.g., Carlson et al., 2013; Morales-Jiménez et al., 2012; Nguyen, Landeros, Garibay-Orijel, Hansen y Vellinga, 2013; Ramírez-Puebla et al., 2010; Tapia-Torres, López-Lozano, Souza y García-Oliva, 2015; Tovar-Sánchez et al., 2013). Para lograr estos objetivos será necesario un esfuerzo de modernización de los centros de investigación del país, expandiendo sus capacidades técnicas y académicas y fortaleciendo el apoyo a los proyectos de investigación.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Directivo de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología por la invitación a llevar a cabo esta revisión, a Yesenia M. Vega-Sánchez y R. Gaytán-Legaria por su asistencia en el procesamiento de datos, al Laboratorio Nacional de Análisis y Síntesis Ecológica para la Conservación de los Recursos Genéticos (LANASE) y a la Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia (ENES Unidad Morelia) por las facilidades otorgadas para realizar la búsqueda de información y la redacción del manuscrito, a los proyectos Conacyt núm. 240136, PAPIIT-UNAM núm. RV201015, IN206414 e IA208017 y PAPIME-UNAM núm. 209316 y PE204317, por apoyo económico y logístico parcial. HRC agradece cordialmente al Programa de Becas Posdoctorales en la Universidad Nacional Autónoma de México, Dirección General de Asuntos del Personal Académico por el generoso apoyo recibido durante las primeras etapas de desarrollo del presente estudio.

Referencias

- Aguirre-Dugua, X. y Eguiarte, L. E. (2013). Genetic diversity, conservation and sustainable use of wild *Agave cupreata* and *Agave potatorum* extracted for mezcal production in Mexico. *Journal of Arid Environments*, 90, 36–44.
- Aguirre-Dugua, X., Eguiarte, L. E., González-Rodríguez, A. y Casas, A. (2012). Round and large: morphological and genetic consequences of artificial selection on the gourd tree *Crescentia cujete* by the Maya of the Yucatán Peninsula, Mexico. *Annals of Botany*, 109, 1297–1306.
- Albarrán-Lara, A. L., Mendoza-Cuenca, L., Valencia-Avalos, S., González-Rodríguez, A. y Oyama, K. (2010). Leaf fluctuating asymmetry increases with hybridization and introgression between *Quercus magnoliifolia* and *Quercus resinosa* (Fagaceae) through an altitudinal gradient in Mexico. *International Journal of Plant Sciences*, 171, 310–322.
- Alcalá, R., Salazar, H., Guitérrez-Granados, G. y Snook, L. (2014). Genetic structure and genetic diversity of *Swietenia macrophylla* (Meliaceae): impli-

- cations for sustainable forest management in Mexico. *Journal of Tropical Forest Science*, 26, 142–152.
- Alcántara-Escalera, F. J., García-Varela, M., Vázquez-Domínguez, E. y Pérez-Ponce de León, G. (2013). Using DNA barcoding to link cystacanths and adults of the acanthocephalan *Polymorphus brevis* in Central Mexico. *Molecular Ecology Resources*, 13, 1116–1124.
- Amato, K. R., Yeoman, C. J., Kent, A., Righini, N., Carbonero, F., Estrada, A., et al. (2013). Habitat degradation impacts black howler monkey (*Alouatta pigra*) gastrointestinal microbes. *The ISME Journal*, 7, 1344–1353.
- Andrew, R. L., Bernatchez, L., Bonin, A., Buerkle, C. A., Carstens, B. C., Emerson, B. C., et al. (2013). A road map for molecular ecology. *Molecular Ecology*, 22, 2605–2626.
- Arias, D. M., Albarrán-Lara, A. L., González-Rodríguez, A., Peñaloza-Ramírez, J., Dorado, O. y Leyva, E. (2012). Genetic diversity and structure of wild populations of the tropical dry forest tree *Jacaratia mexicana* (Brassicaceae) at a local scale in Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 60, 1–10.
- Avise, J. C. (2009). Phylogeography: retrospect and prospect. *Journal of Biogeography*, 36, 3–15.
- Belle, S. V., Estrada, A., Strier, K. B. y Fiore, A. D. (2012). Genetic structure and kinship patterns in a population of black howler monkeys, *Alouatta pigra*, at Palenque National Park, Mexico. *American Journal of Primatology*, 74, 948–957.
- Blair, M. W., Pantoja, W. y Carmenza-Muñoz, L. (2012). First use of microsatellite markers in a large collection of cultivated and wild accessions of tepary bean (*Phaseolus acutifolius* A. Gray). *Theoretical and Applied Genetics*, 125, 1137–1147.
- Bonilla-Rosso, G., Peimbert, M., Alcaraz, L. D., Hernández, I., Eguiarte, L. E., Olmedo-Álvarez, G., et al. (2012). Comparative metagenomics of two microbial mats at Cuatro Ciénegas Basin II: community structure and composition in oligotrophic environments. *Astrobiology*, 12, 659–673.
- Bradic, M., Teotónio, H. y Borowsky, R. L. (2013). The population genomics of repeated evolution in the blind cavefish *Astyanax mexicanus*. *Molecular Biology and Evolution*, 30, 2383–2400.
- Bryson, R. W., Murphy, R. W., Lathrop, A. y Lazcano-Villareal, D. (2011). Evolutionary drivers of phylogeographical diversity in the highlands of México: a case study of the *Crotalus triseriatus* species group of montane rattlesnakes. *Journal of Biogeography*, 38, 697–710.
- Bryson, R. W., García-Vázquez, U. O. y Riddle, B. R. (2011). Phylogeography of Middle American gophersnakes: mixed responses to biogeographical barriers across the Mexican Transition zone. *Journal of Biogeography*, 38, 1570–1585.
- Burke, T., Seidler, R. y Smith, H. (1992). Editorial. *Molecular Ecology*, 1, 1.
- Camacho-Mejorado, R., Noris, G., Santana, C., Magaña, J. J., Majluf-Cruz, A., Arellano-Galindo, J., et al. (2015). Interethnic variation of the MMP-9 microsatellite in Amerindian and Mexican Mestizo populations: considerations for genetic association studies. *Genetics and Molecular Research*, 14, 2929–2939.
- Canales-Delgadillo, J. C., Scott-Morales, L. y Korb, J. (2012). The influence of habitat fragmentation on genetic diversity of a rare bird species that commonly faces environmental fluctuations. *Journal of Avian Biology*, 43, 168–176.
- Carlson, J. S., Martínez-Gómez, J. E., Valkiunas, G., Louiseau, C., Bell, D. A. y Sehgal, R. N. M. (2013). Diversity and phylogenetic relationships of hemosporidian parasites in birds of Socorro Island, Mexico, and their role in the re-introduction of the Socorro dove (*Zenaida graysoni*). *Journal of Parasitology*, 99, 270–276.
- Carson, E. W. y Dowling, T. E. (2006). Influence of hydrogeographic history and hybridization on the distribution of genetic variation in the pupfishes *Cyprinodon atrorus* and *C. bifasciatus*. *Molecular Ecology*, 15, 667–679.
- Carson, E. W., Espinosa-Pérez, H. y Souza, V. (2013). Low mitochondrial DNA sequence variation in the microendemic Cuatro Ciénegas platyfish *Xiphophorus gordonii*. *Western North American Naturalist*, 73, 224–229.
- Carson, E. W., de la Maza-Benignos, M., Lozano-Vilano, M., Vela-Valladares, L., Banda-Villanueva, I. y Turnes, T. F. (2014). Conservation genetic assessment of the critically endangered Julimes pupfish, *Cyprinodon julimes*. *Conservation Genetics*, 15, 483–488.
- Carvalho, G. R. y Carvalho, G. R. (Eds.). (1998). Molecular ecology: origins and approach. In *Advances in Molecular Ecology* (pp. 1–16). Burke, VA: IOS Press.
- Castañeda-Rico, S., León-Paniagua, L., Ruedas, L. A. y Vázquez-Domínguez, E. (2011). High genetic diversity and extreme differentiation in the two remaining populations of *Habromys simulates*. *Journal of Mammalogy*, 92, 963–973.
- Castillo-Cobián, A. (2007). La selección natural a nivel molecular. En L. E. Eguiarte, V. Souza, y X. Aguirre (Eds.), *Ecología Molecular*. México D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Castro-Félix, P., Rosas-Espinoza, V. C., Díaz-Cárdenas, B., Pérez-Valencia, L. I., Huerta-Martínez, F. M. y Santerre, A. (2014). Genetic diversity within a declining natural population of *Ferocactus histrix* (DC) Lindsay. *Plant Species Biology*, 29, E21–E30.
- Centeno, C. M., Legendre, P., Beltrán, Y., Alcántara-Hernández, R. J., Lidstrom, U. E., Ashby, M. N., et al. (2012). Microbialite genetic diversity and composition relate to environmental variables. *FEMS Microbiology Ecology*, 82, 724–735.
- Charlesworth, B. y Charlesworth, D. (2017). Population genetics from 1966 to 2016. *Heredity*, 118, 2–9.
- Chassin-Noria, O., Abreu-Grobois, A., Dutton, P. H. y Oyama, K. (2004). Conservation genetics of the East Pacific Green Turtle (*Chelonia mydas*) in Michoacán, Mexico. *Genetica*, 121, 195–206.
- Chávez-Pesqueira, M., Suárez-Montes, P., Castillo, G. y Núñez-Farfán, J. (2014). Habitat fragmentation threatens wild populations of *Carica papaya* (Caricaceae) in a lowland rainforest. *American Journal of Botany*, 101, 1092–1101.
- Cruz-Reyes, R., Ávila-Sakar, G., Sánchez-Montoya, G. y Quesada, M. (2015). Experimental assessment of gene flow between transgenic squash and a wild relative in the center of origin of Cucurbits. *Ecosphere*, 6, 1–13.
- Culumber, Z. W., Fisher, H. S., Tobler, M., Mateos, M., Barber, P. H., Sorenson, M. D., et al. (2011). Replicated hybrid zones of *Xiphophorus swordtails* along an elevational gradient. *Molecular Ecology*, 20, 342–356.
- Cuartas-Hernández, S., Núñez-Farfán, J. y Smouse, P. (2015). Restricted pollen flow of *Dieffenbachia seguine* populations in fragmented and continuous tropical forest. *Heredity*, 105, 197–204.
- Davey, J. W. y Blaxter, M. L. (2010). RADSeq: next-generation population genetics. *Briefings in Functional Genomics*, 9, 416–423.
- Díez, C. M., Gaut, B. S., Meca, E., Scheinvar, E., Montes-Hernández, S., Eguiarte, L. E., et al. (2013). Genome size variation in wild and cultivated maize along altitudinal gradients. *New Phytologist*, 199, 264–276.
- Eaton, D. A. R., Hipp, A. L., González-Rodríguez, A. y Cavender-Bares, J. (2015). Historical introgression among the American live oaks and the comparative nature of tests for introgression. *Evolution*, 69, 2587–2601.
- Eberhard, J. R., Iñigo-Elias, E. E., Enkerlin-Hoeflich, E. y Cun, P. (2015). Phylogeography of the military macaw (*Ara militaris*) and the great green macaw (*A. ambiguous*) based on mtDNA sequence data. *The Wilson Journal of Ornithology*, 127, 661–669.
- Echelle, A. A., Lozano-Vilano, M., Baker, S., Wilson, W. D., Echelle, A. F., Garret, G. P., et al. (2013). Conservation genetics of *Gambusia krumholzi* (Teleostei: Poeciliidae) with assessment of the species status of *G. clark-hubbbsi* and hybridization with *G. speciosa*. *Copeia*, 2013, 72–79.
- Eguiarte, L. E., Souza, V. y Aguirre, X. (2007). *Ecología Molecular*. México D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Figureiro, G., Hidalgo, P. C. y Sans, M. (2011). Control region variability of haplogroup C1d and the tempo of the peopling of the Americas. *Plos One*, 6, e20978.
- Figuroa-Esquivel, E. M., Puebla-Olivares, F., Eguiarte, L. E. y Nuñez-Farfán, J. (2010). Genetic structure of a bird dispersed tropical tree (*Dendropanax arboreum*) in a fragmented landscape in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 789–800.
- Flores-Rentería, L., Wegier, A., Ortega-del Vecchyo, D., Ortiz-Medrano, A., Piñero, D., Whipple, A. V., et al. (2013). Genetic, morphological, geographical and ecological approaches reveal phylogenetic relationships in complex

- groups, an example of recently diverged pinyon pine species (Subsection *Cembroides*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 69, 940–949.
- González, C. y Ornelas, J. F. (2014). Acoustic divergence with gene flow in a lekking hummingbird with complex songs. *Plos One*, 9, e109241.
- González-Astorga, J., Cruz-Angón, A., Flores-Palacios, A. y Vovides, A. P. (2004). Diversity and genetic structure of the Mexican endemic epiphyte *Tillandsia achyrostachys* E. Morr. ex Baker var. *achyrostachys* (Bromeliaceae). *Annals of Botany*, 94, 545–551.
- González-Astorga, J. y Núñez-Farfán, J. (2001). Effect of habitat fragmentation on the genetic structure of the narrow endemic *Brongniartia vazquezii*. *Evolutionary Ecology Research*, 3, 861–872.
- González-Astorga, J., Vovides, A. P., Cabrera-Toledo, D. y Nicolalde-Morejón, F. (2009). Diversity and genetic structure of the endangered cycad *Dioon sonorense* (Zamiaceae) from Sonora, Mexico: evolutionary and conservation implications. *Biochemical Systematics and Ecology*, 36, 891–899.
- González-Hernández, D., García-Pérez, E. y Guntin-Marey, P. (2012). Genetic characterization of *Manilkara zapota* from Veracruz, Mexico, with SSR markers. *Agrociencia*, 46, 663–675.
- González-Martín, A., Gorostiza, A., Regalado-Liu, L., Arroyo-Peña, S., Tirado, S., Nuño-Arana, I., et al. (2015). Demographic history of indigenous populations in Mesoamerica based on mtDNA sequence data. *Plos One*, 10, e0131791.
- González-Trujillo, R., Rodríguez, D., González-Romero, A., Forstner, M. R. J., Densmore, L. D., III y Reynoso, V. H. (2012). Testing for hybridization and assessing genetic diversity in Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) populations from central Veracruz. *Conservation Genetics*, 13, 1677–1683.
- Gravel, S., Zakharia, F., Moreno-Estrada, A., Byrnes, J. K., Muzzio, M., Rodríguez-Flores, J. L., et al. (2013). Reconstructing Native American migrations from whole-genome and whole-exome data. *Plos Genetics*, 9, e1004023.
- Guardado-Estrada, M., Juárez-Torres, E., Medina-Martínez, I., Wegier, A., Macías, A., Gómez, G., et al. (2009). A great diversity of Amerindian mitochondrial DNA ancestry is present in the Mexican mestizo population. *Journal of Human Genetics*, 54, 695–705.
- Guevara-Chumacero, L. M., López-Wilchis, R., Juste, J., Ibáñez, C., Martínez-Méndez, L. A. y Barriga-Sosa, I. D. L. A. (2013). Conservation units of *Pteronotus davyi* (Chiroptera: Mormoopidae) in Mexico based on phylogeographical analysis. *Acta Chiropterologica*, 15, 353–363.
- Gutiérrez-García, T. A. y Vázquez-Domínguez, E. (2013). Consensus between genes and stones in the biogeographic and evolutionary history of Central America. *Quaternary Research*, 79, 311–324.
- Harrison, E., Trexler, J. C., Collins, T. M., Vázquez-Domínguez, E., Razo-Mendivil, U., Matamoros, W. A., et al. (2014). Genetic evidence for multiple sources of the non-native fish *Cichlasoma urophthalmus* (Günther; Mayan Cichlids) in Southern Florida. *Plos One*, 9, e104173.
- Hernández-Mendoza, P. M., Parra-Bramacante, G. M., de la Rosa-Reyna, X. F., Chassin-Noria, O. y Sifuentes-Rincón, A. M. (2014). Genetic shifts in the transition from wild to farmed white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) population. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 10, 3–8.
- Herrera-Arroyo, M., Sork, V. L., González-Rodríguez, A., Rocha-Ramírez, V., Vega, E. y Oyama, K. (2013). Seed-mediated connectivity among fragmented populations of *Quercus castanea* (Fagaceae) in a Mexican landscape. *American Journal of Botany*, 100, 1663–1671.
- Holderegger, R. y Wagner, H. H. (2008). Landscape genetics. *BioScience*, 58, 199–207.
- Hulsey, C. D. y García-de León, F. J. (2013). Introgressive hybridization in a tropically polymorphic cichlid. *Ecology and Evolution*, 3, 4526–4547.
- Johnson, N. A., Coram, M. A., Shriver, M. D., Romieu, I., Barsh, G. S., London, S. J., et al. (2011). Ancestral components of admixed genomes in a Mexican cohort. *Plos Genetics*, 7, e1002410.
- Jones, J. C., Pérez-Sato, J. A. y Meyer, A. (2012). A phylogeographic investigation of the hybrid origin of a species of swordtail fish from Mexico. *Molecular Ecology*, 21, 2692–2712.
- Juárez, L., Montaña, C. y Ferrer, M. M. (2011). Genetic structure at patch level of the terrestrial orchid *Cyclopogon luteoalbus* (Orchidaceae) in a fragmented cloud forest. *Plant Systematics and Evolution*, 297, 237–251.
- Lambert, D. M. (1995). The new science of molecular ecology. *New Zealand Journal of Ecology*, 19, 93–96.
- Lewontin, R. C. y Hubby, J. L. (1966). A molecular approach to the study of genetic heterozygosity in natural populations. II. Amount of variation and degree of heterozygosity in natural populations of *Drosophila pseudoobscura*. *Genetics*, 54, 595–609.
- List, R., Pergams, O. R. W., Pacheco, J., Cruzado, J. y Ceballos, G. (2010). Genetic divergence of *Microtus pennsylvanicus chihuahuensis* and conservation implications of marginal population extinctions. *Journal of Mammalogy*, 91, 1093–1101.
- MacCauley, R. A., Cortés-Palomec, A. C. y Oyama, K. (2010). Distribution, genetic structure, and conservation status of the rare microendemic species, *Guaicum unijugum* (Zygophyllaceae) in the Cape Region of Baja California, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 745–758.
- Machkour-M'Rabet, S., Henaut, Y., Calmé, S. y Legal, L. (2012). When landscape modification is advantageous for protected species. The case of a synanthropic tarantula, *Brachypelma vagans*. *Journal of Insect Conservation*, 16, 479–488.
- MacNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A. y Werner, T. B. (1990). *Conserving the world's biological diversity*. Washington, D.C., Gland, Switzerland: IUCN, WRI, CI, WWF-US y el World Bank.
- Maldonado-Sánchez, D., Gutiérrez-Rodríguez, C. y Ornelas, J. F. (2016). Genetic divergence in the common bush-tanager *Chlorospingus ophthalmicus* (Aves: Emberizidae) throughout Mexican cloud forests: the role of geography, ecology and Pleistocene climatic fluctuations. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 99, 76–88.
- Manel, S., Schwartz, M. K., Luikart, G. y Taberlet, P. (2003). Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 189–197.
- Martínez-Castillo, J., Camacho-Pérez, L., Coello-Coello, J. y Andueza-Noh, R. (2012). Wholesale replacement of lima bean (*Phaseolus lunatus* L.) landraces over the last 30 years in northeastern Campeche, Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 59, 191–204.
- Martínez-Méndez, N., Mejía, O. y Méndez de la Cruz, F. R. (2015). The past, present and future of a lizard: the phylogeography and extinction risk of *Sceloporus serrifer* (Squamata: Phrynosomatidae) under a global warming scenario. *Zoologischer Anzeiger*, 254, 86–98.
- Matsuoka, Y., Vigouroux, Y., Goodman, M. M., Sánchez, J., Buckler, E. y Doebley, J. (2002). A single domestication for maize shown by multilocus microsatellite genotyping. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99, 6080–6084.
- Montiel-Oscara, D., Ramírez-Herrera, C., Ángeles-Pérez, G., López-Upton, J. y Antonio-López, P. (2013). Allozyme variation and population size of haya mexicana (*Fagus grandifolia* subsp. *mexicana*) in the Sierra Madre Oriental. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 36, 413–420.
- Montoya, L., Bandala, V. M. y Garay-Serrano, E. (2015). The ectomycorrhizas of *Lactarius cuspidoaurantiacus* and *Lactarius herrerae* associated with *Alnus acuminata* in Central Mexico. *Mycorrhiza*, 25, 457–467.
- Morales-Jiménez, J., Zúñiga, G., Ramírez-Saad, H. C. y Hernández-Rodríguez, C. (2012). Gut-associated bacteria throughout the life cycle of the Bark Beetle *Dendroctonus rhizophagus* Thomas and Bright (Curculionidae: Scolytinae) and their cellulolytic activities. *Microbial Ecology*, 64, 268–278.
- Moreno-Estrada, A., Gignoux, C. R., Fernández-López, J. C., Zakharia, F., Sikora, M., Contreras, A. V., et al. (2014). Human genetics. The genetics of Mexico recapitulates Native American substructure and affects biomedical traits. *Science*, 344, 1280–1285.
- Nguyen, N. H., Landeros, F., Garibay-Orijel, R., Hansen, K. y Vellinga, E. C. (2013). The *Helvella lacunosa* species complex in western North America: cryptic species, misapplied names and parasites. *Mycologia*, 105, 1275–1286.
- Ornelas, J. F., Sosa, V., Soltis, D. E., Daza, J. M., González, C., Soltis, P. S., et al. (2013). Comparative phylogeographic analyses illustrate the complex evolutionary history of threatened cloud forests of Northern Mesoamerica. *Plos One*, 8, e56283.
- Pacheco-Olvera, A., Hernández-Verdugo, S., Rocha-Ramírez, V., González-Rodríguez, A. y Oyama, K. (2012). Genetic diversity and structure of pepper (*Capsicum annum* L.) from Northwestern Mexico analyzed by microsatellite markers. *Crop Science*, 52, 231–241.

- Parra, F., Casas, A., Peñaloza-Ramírez, J. M., Cortés-Palomec, A. C., Rocha-Ramírez, V. y González-Rodríguez, A. (2010). Evolution under domestication: ongoing artificial selection and divergence of wild and managed *Stenocereus pruinosus* (Cactaceae) populations in the Tehuacán Valley, Mexico. *Annals of Botany*, 106, 483–496.
- Parra-Olea, G., Zamudio, K. R., Recuero, E., Aguilar-Miguel, X., Huacuz, D. y Zambrano, L. (2011). Conservation genetics of threatened Mexican axolotls (*Ambystoma*). *Animal Conservation*, 15, 61–72.
- Peñaloza-Ramírez, J., Aguilar-Amezquita, B., Nuñez-Farfan, J., Pérez-Nasser, N. y Oyama, K. (2016). Consequences of habitat fragmentation on genetic structure of *Chamaedorea alternans* (Arecaceae) palm populations in the tropical rain forests of Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 990–1001.
- Peñaloza-Ramírez, J. M., González-Rodríguez, A., Mendoza-Cuenca, L., Caron, H., Kremer, A. y Oyama, K. (2010). Interspecific gene flow in a multispecies oak hybrid zone in the Sierra Tarahumara of Mexico. *Annals of Botany*, 105, 389–399.
- Pespeni, M. H. y Palumbi, S. R. (2013). Signals of selection in outlier loci in a widely dispersing species across an environmental mosaic. *Molecular Ecology*, 22, 3580–3597.
- Pfeiler, E., Johnson, S., Richmond, M. P. y Markow, T. A. (2013). Population genetics and phylogenetic relationships of beetles (Coleoptera: Histeridae and Staphylinidae) from the Sonoran Desert associated with rotting columnar cacti. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 69, 491–501.
- Pineda-Hidalgo, K. V., Méndez-Marroquín, K. P., Álvarez, E. V., Chávez-Ontiveros, J., Sánchez-Peña, P., Garzón-Tiznado, J. A., et al. (2013). Microsatellite-based genetic diversity among accessions of maize landraces from Sinaloa in México. *Hereditas*, 150, 53–39.
- Quesada, M., Stoner, K., Lobo, J., Herrerías, Y., Palacios-Guevara, C., Murguía-Rosas, M. A., et al. (2004). Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat pollinated bombacaceous trees. *Biotropica*, 36, 131–138.
- Quesada, M., Herrerías-Diego, Y., Lobo, J., Sánchez-Montoya, G., Rosas, F. y Aguilar, R. (2013). Long-term effects of habitat fragmentation on mating patterns and gene flow of a tropical dry forest tree, *Ceiba aesculifolia* (Malvaceae: Bombacoideae). *American Journal of Botany*, 100, 1095–1101.
- Quinto-Cortés, C. D., Arriola, L. A., García-Hughes, G., García-López, R., Molina, D. P., Flores, M., et al. (2010). Genetic characterization of indigenous peoples from Oaxaca, Mexico, and its relation to linguistic and geographic isolation. *Human Biology*, 82, 409–432.
- Raghavan, M., Steinrücken, M., Harris, K., Schiffels, S., Rasmussen, S., DeGiorgio, M., et al. (2015). Genomic evidence for the Pleistocene and recent population history of Native Americans. *Science*, 349, aab3884.
- Ramírez-Barahona, S. y Eguiarte, L. E. (2013). The role of glacial cycles in promoting genetic diversity in the Neotropics: the case of cloud forest during the Last Glacial Maximum. *Ecology and Evolution*, 3, 725–738.
- Ramírez-Puebla, S. T., Rosenblueth, M., Chávez-Moreno, C. K., de Lyra, M. C., Tecante, A. y Martínez-Romero, E. (2010). Molecular phylogeny of the genus *Dactylopius* (Hemiptera: Dactylopiidae) and identification of the symbiotic bacteria. *Environmental Entomology*, 39, 1178–1183.
- Ramírez-Rodríguez, R., Mussali-Galante, P., Quero, H. y Tovar-Sánchez, E. (2012). Management and its relation to hybridization, clonality and genetic structure of the Mexican palm *Brahea dulcis*. *Forest Ecology and Management*, 285, 92–100.
- Rangel-Villalobos, H., Muñoz-Valle, J. F., González-Martín, A., Gorostiza, A., Magaña, M. T. y Páez-Riberos, L. A. (2008). Genetic admixture, relatedness, and structure patterns among Mexican populations revealed by the Y-chromosome. *American Journal of Physical Anthropology*, 135, 448–461.
- Rebollar, E. A., Avitia, M., Eguiarte, L. E., González-González, A., Mora, L., Bonilla-Rosso, G., et al. (2012). Water-sediment niche differentiation in ancient marine lineages of *Exiguobacterium* endemic to the Cuatro Ciénegas Basin. *Environmental Microbiology*, 14, 2323–2333.
- Recuero, E., Cruzado-Cortés, J., Parra-Olea, G. y Zamudio, K. R. (2010). Urban aquatic habitats and conservation of highly endangered species: the case of *Ambystoma mexicanum* (Caudata, Ambystomatidae). *Annales Zoologici Fennici*, 47, 223–238.
- Reyes-Zepeda, F., González-Astorga, J. y Montaña, C. (2013). Heterozygote excess through life history stages in *Cestrum miradorense* Francey (Solana-ceae), an endemic shrub in a fragmented cloud forest habitat. *Plant Biology*, 15, 176–185.
- Riddle, B. R., Hafner, D. J., Alexander, L. F. y Jaeger, J. R. (2000). Cryptic vicariance in the historical assembly of a Baja California peninsular desert biota. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97, 14438–14443.
- Rosas, F., Quesada, M., Lobo, J. y Sork, V. (2011). Effects of habitat fragmentation on pollen flow and genetic diversity of the endangered tropical tree *Swietenia humilis* (Meliaceae). *Biological Conservation*, 144, 3082–3088.
- Salazar, C., Vargas-Mendoza, C. F. y Flores, J. S. (2010). Estructura y diversidad genética de *Annona squamosa* en huertos familiares mayas de la península de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 759–770.
- Sandoval-Castillo, J. y Beheregaray, L. B. (2015). Metapopulation structure informs conservation management in a heavily exploited coastal shark (*Mustelus henlei*). *Marine Ecology Progress Series*, 533, 191–203.
- Segelbacher, G., Cushman, S. A., Epperson, B. K., Fortin, M. J., Francois, O., Hardy, O. J., et al. (2010). Applications of landscape genetics in conservation biology: concepts and challenges. *Conservation Genetics*, 11, 375–385.
- Shendure, J. y Hanlee, J. (2012). Next-generation sequencing. *Nature Biotechnology*, 26, 1135–1145.
- Solórzano, S., Baker, A. J. y Oyama, K. (2004). Conservation priorities for Resplendent Quetzals based on analysis of mitochondrial DNA control-region sequences. *The Condor*, 106, 449–456.
- Strecker, U., Hausdorf, B. y Wilkens, H. (2012). Parallel speciation in *Astyanax* cave fish (Teleostei) in Northern Mexico. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 62, 62–70.
- Strecker, U. (2006). Genetic differentiation and reproductive isolation in a *Cyprinodon* fish species flock from Laguna Chichancanab, Mexico. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 39, 865–872.
- Tapia-Torres, Y., López-Lozano, N. E., Souza, V. y García-Oliva, F. (2015). Vegetation soil system controls soil mechanisms for nitrogen transformations in an oligotrophic Mexican desert. *Journal of Arid Environments*, 114, 62–69.
- Tinoco, A., Casas, A., Luna, R. y Oyama, K. (2005). Population genetics of *Escontria chiotilla* in wild and silvicultural managed populations in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 52, 525–538.
- Tovar-Sánchez, E., Valencia-Cuevas, L., Castillo-Mendoza, E., Mussali-Galante, P., Pérez-Ruiz, R. V. y Mendoza, A. (2013). Association between individual genetic diversity of two oak host species and canopy arthropod community structure. *European Journal of Forest Research*, 132, 165–179.
- Trujillo-Sierra, J. E., Delgado-Valerio, P., Ramírez-Morillo, I., Rebollo-Camacho, V. y Pérez-Nasser, N. (2013). Variación genética en poblaciones mexicanas de *Swietenia macrophylla* King, una especie tropical en expansión geográfica reciente. *Botanical Sciences*, 91, 307–317.
- Van Heerwaarden, J., Ross-Ibarra, J., Doebley, J., Glaubitz, J. C., Sánchez-González, J., Gaut, B. S., et al. (2010). Fine scale genetic structure in the wild ancestor of maize (*Zea mays* ssp. *parviglumis*). *Molecular Ecology*, 19, 1162–1173.
- Vargas, C. F., Parra-Tabla, V., Feinsinger, P. y Leirana-Alcocer, J. (2006). Genetic diversity and structure in fragmented populations of the tropical orchid *Myrmecophila christinae* var. *christinae*. *Biotropica*, 38, 754–763.
- Wehenkel, C. y Sáenz-Romero, C. (2012). Estimating genetic erosion using the example of *Picea chihuahuana* Martínez. *Tree Genetics and Genomes*, 8, 1085–1094.
- Winkler, M., Koch, M. y Hietz, P. (2011). High gene flow in epiphytic ferns despite habitat loss and fragmentation. *Conservation Genetics*, 12, 1411–1420.
- Zimmermann, Y., Schorkopf, D. L. P., Moritz, R. F. A., Pemberton, R. W., Quezada-Euan, J. J. G. y Eltz, T. (2011). Population genetic structure of orchid bees (*Euglossini*) in anthropogenically altered landscapes. *Conservation Genetics*, 12, 1183–1194.



La Ecología Evolutiva del Desarrollo en México

Developmental Evolutionary Ecology in Mexico

Elena R. Álvarez-Buylla^{a,b}, Adriana Garay-Arroyo^{a,b}, Berenice García-Ponce de León^{a,b},
María de la Paz Sánchez^{a,b}, Emmanuel González-Ortega^{a,b}, José Dávila-Velderrain^{a,b,c},
Juan Carlos Martínez-García^{a,b,d} y Alma Piñeyro-Nelson^{b,e,*}

^a Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior s/n, anexo al Jardín Botánico, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510, Ciudad de México, México

^b Centro de Ciencias de la Complejidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Centro Cultural, s/n, frente al Universum, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510, Ciudad de México, México

^c Computer Science and Artificial Intelligence Laboratory, Massachusetts Institute of Technology, MIT Stata Center, Cambridge, MA, 02142, Estados Unidos

^d Departamento de Control Automático, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, Instituto Politécnico Nacional, Apartado postal 14-740, 07350 CDMX, México

^e Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Xochimilco, Calz. del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, 04960, Ciudad de México, México

Recibido el 4 de octubre de 2016; aceptado el 7 de septiembre de 2017

Disponible en Internet el 10 de noviembre de 2017

Resumen

La biología evolutiva se enfoca al estudio de los patrones de variación fenotípica heredables dentro de las poblaciones y su dinámica en tiempos transgeneracionales. Históricamente, los modelos evolutivos a nivel de las poblaciones se han desarrollado bajo supuestos simples. Dos de ellos particularmente importantes son: 1) el cambio genético es un indicador directo de la variación fenotípica y 2) existe aditividad de los impactos genéticos sobre el fenotipo. Un modelo más certero de evolución biológica debería de considerar explícitamente el mapeo entre genotipo y fenotipo y viceversa, ya que los mecanismos que median el desarrollo de los organismos y su interacción con el ambiente son los que generan la variación fenotípica. Una perspectiva dinámica no lineal es imprescindible para entender cómo se genera la variación fenotípica dado un fondo genético particular. Dicho de otra manera, es necesario entender los mecanismos sistémicos del mapeo entre genotipo y fenotipo en un contexto ecológico y evolutivo. El campo que comprende este enfoque es el de la Ecología Evolutiva del Desarrollo (Eco-Evo-Devo), el cual tiene además un enfoque sistémico. En México este campo ha crecido de manera incipiente a través del análisis de los mecanismos de desarrollo con enfoques de biología de sistemas, principalmente. En este artículo resumimos avances de este campo de estudio en México y cuáles son los principales grupos de investigación en el país, tanto en plantas como en animales. También evaluamos los impactos biomédicos de tomar esta perspectiva.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Eco-Evo-Devo; *Arabidopsis*; Epigenética; Modelos de redes complejas; Mecanismos del desarrollo

Abstract

Evolutionary biology is largely concerned with the patterns of heritable phenotypic variation within populations and its dynamics during long transgenerational time periods. Historically, population-level models in evolution have been developed under certain simplifying assumptions. Two salient assumptions are: 1) the idea of genetic change as a direct indicator of phenotypic variation, and 2) the additivity of genetic effects on the phenotype. A more faithful model of biological evolution should explicitly consider a genotype-phenotype map and back mediated by a developmental mechanism, which specifies how phenotypic variation is generated in different environments, in an analogous way to that in which

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: almapineyro@gmail.com (A. Piñeyro-Nelson).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

positional information emerges as a result of the feedback between internal and external restrictions. A dynamic non-linear perspective is thus mandatory to understand how phenotypic variation is generated given a genetic background; or in other words, to study the mechanistic basis of the genotype-phenotype map within an ecological and evolutionary context. The field that focuses on this is Ecological Evolutionary Developmental Biology (Eco-Evo-Devo) with a systemic approach and, in Mexico, it is an emergent field. In this paper we summarize the main Eco-Evo-Devo contributions with such approach from Mexican laboratories using plants and animals. We also discuss the biomedical implications of such an approach.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Eco-Evo-Devo; *Arabidopsis*; Epigenetics; Complex network models; Developmental mechanisms

Introducción

¿Qué es la Ecología Evolutiva del Desarrollo?

En la síntesis moderna de la teoría de la evolución se integró a la teoría darwiniana de evolución por selección natural las leyes mendelianas de la herencia y la genética de poblaciones (Dobzhansky, 1937; Fisher, 1930; Haldane, 1932; Wright, 1931). Desde entonces, el estudio de la evolución se ha enfocado, preponderantemente, a entender cómo las fuerzas evolutivas y los sistemas reproductivos actúan sobre variantes alélicas o genotípicas en distintos ambientes (Dobzhansky, 1937). Los modelos de evolución implicados en esta síntesis asumen un simple mapeo del genotipo al fenotipo y efectos generalmente aditivos de los distintos genes sobre los fenotipos. En la síntesis moderna, sin embargo, se dejó fuera la biología del desarrollo, campo que estudia el conjunto de procesos que justamente están implicados en el mapeo complejo y dinámico de la variación genotípica a la fenotípica, incluyendo el papel del ambiente en este mapeo.

La biología Evolutiva del Desarrollo (Evo-Devo) se ha enfocado al estudio de los mecanismos que rigen el desarrollo de los organismos (de aquí en adelante denominado simplemente «desarrollo») desde la fecundación hasta la senectud, y cómo estos mecanismos afectan los patrones de especiación (macroevolución) y la evolución a nivel de las poblaciones (microevolución). Además, al estudiar la evolución de los propios mecanismos de desarrollo, la Evo-Devo ayuda a explicar patrones de cambio fenotípico entre especies a distintos niveles filogenéticos. Por otro lado, la Ecología Evolutiva del Desarrollo (Eco-Evo-Devo), incorpora la Evo-Devo a la ecología con el fin de explorar el papel de factores ecológicos en el desarrollo y la emergencia de nuevos rasgos fenotípicos, la microevolución de estos rasgos y la fijación de ciertos fenotipos dentro de las especies o en niveles filogenéticos superiores. También explora cómo emergen la plasticidad fenotípica (i.e., variación fenotípica de un mismo genotipo en distintos ambientes) y las normas de reacción de un genotipo (i.e., patrón de cambio fenotípico de un genotipo ante variaciones de un factor ambiental). Finalmente, se investiga cuál es el papel de la plasticidad en la evolución fenotípica adaptativa y no adaptativa (Espinosa-Soto, 2016; Espinosa-Soto, Martin y Wagner, 2011a, b).

Recientemente se ha acumulado evidencia de que el ambiente puede tener un papel importante en la emergencia de nuevos

fenotipos y su evolución. Se ha visto que, en muchos casos, esto sucede a través de cambios epigenéticos. Al igual que la variación genética, la variación epigenética (i.e., variación de factores no genéticos producidos por cambios en el ambiente celular) se puede heredar de generación en generación, impactando a la evolución fenotípica, e incluso fijándose en ciertos linajes o especies (Gilbert y Epel, 2009; Sánchez et al., 2015). En resumen, la integración de la ecología, de la biología del desarrollo y de la evolución en el campo de estudio de la Eco-Evo-Devo rompe con las concepciones causa-efecto unidireccionales y simples de las visiones genocéntricas, y plantea una nueva síntesis para la biología evolutiva (Gilbert, 2012; figs. 1 y 2).

En México se han estudiado temas de la biología del desarrollo y de la evolución del desarrollo con enfoques de sistemas complejos con el fin de investigar los mecanismos sistémicos de la diferenciación celular y la morfogénesis, tratando de entender el origen de los fenotipos, su variación y evolución (Mendoza y Álvarez-Buylla, 1998, 2000; Mendoza, Thieffry y Álvarez-Buylla, 1999; Espinosa-Soto, Immink, Angenent, Álvarez-Buylla y de Folter, 2014; Espinosa-Soto et al., 2011a, b; Vergara-Silva, 2003; Vergara-Silva, Martínez-Castilla y Álvarez-Buylla, 2000, y revisiones en Álvarez-Buylla et al., 2007; Álvarez-Buylla et al., 2007; Álvarez-Buylla, Azpeitia, Barrio, Benítez y Padilla-Longoria, 2010; Álvarez-Buylla et al., 2010; Álvarez-Buylla, Dávila-Velderrain y Martínez-García, 2016; Dávila-Velderrain, Martínez-García y Álvarez-Buylla, 2016; Garay-Arroyo, Sánchez, García-Ponce, Azpeitia y Álvarez-Buylla, 2012). Recientemente, se han iniciado investigaciones en torno a la biología ecológica y evolutiva del desarrollo. En particular, algunos de los autores del presente artículo han estudiado las consecuencias fenotípicas de la retroalimentación entre mecanismos genéticos y epigenéticos con la ecología de los organismos y sus consecuencias para la evolución fenotípica (Álvarez-Buylla et al., 2007; Álvarez-Buylla et al., 2007; Álvarez-Buylla et al., 2008, 2013, 2016; Chaos et al., 2006; Espinosa-Soto, Padilla-Longoria y Álvarez-Buylla, 2004). Otros grupos en México han abordado enfoques bioinformáticos y experimentales que son relevantes para el estudio Eco-Evo-Devo en plantas (Rosas et al., 2013), animales (e.g., Santacruz, Tinoco-Cuellar, Rangel-Huerta y Maldonado, 2015) y en desarrollo de exploraciones teóricas (Espinosa-Soto, 2016; Espinosa-Soto et al., 2011a, b). A continuación presentamos los avances en varios temas abordados en México a través de la Eco-Evo-Devo.

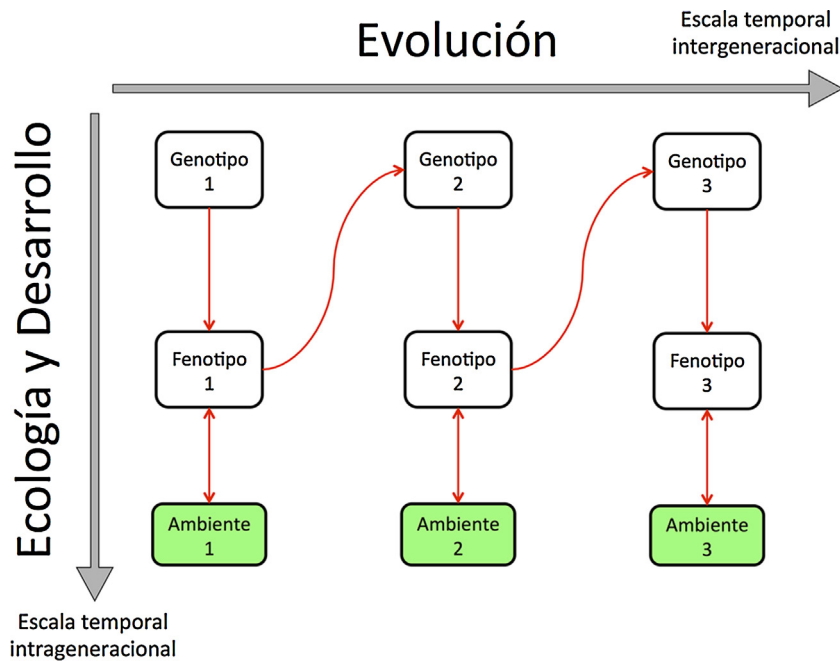


Figura 1. Ecología Evolutiva del Desarrollo. El desarrollo de los organismos y su retroalimentación con el ambiente (ecología) ocurren en tiempos intrageneracionales, desde la fertilización, el desarrollo embrionario y las diferentes fases del ciclo de vida subsecuentes. Por otro lado, la evolución opera a nivel de los genotipos, de los mecanismos de desarrollo y de los fenotipos en tiempos intergeneracionales. Esta última escala temporal implica cambios genéticos transgeneracionales o incluso la fijación de rasgos (y mecanismos de desarrollo subyacentes) en algunos linajes. Modificado de Lewontin, 1974).

Modelos dinámicos de redes de la diferenciación celular y morfogénesis: hacia un enfoque sistémico y mecanístico de la Eco-Evo-Devo

A nivel del desarrollo de los organismos y su interacción con el ambiente emerge un tipo de regulación epigenética de las redes de interacción de componentes genéticos y no genéticos que operan a nivel de células, tejidos, órganos y organismos (fig. 2). Dichas redes interactúan de manera no lineal y se retroalimentan entre sí a través de sus componentes. Las redes se pueden articular con vías de transducción de señales internas y ambientales, con fuerzas físicas y sustancias químicas que establecen campos micro- y mesoscópicos con el ambiente (Álvarez-Buylla et al., 2016; Barrio et al., 2013; Pérez-Ruiz et al., 2015; fig. 1).

Para organismos multicelulares, se ha planteado que las redes de interacción que producen distintas configuraciones genéticas estables o de actividad de proteínas, conocidas como redes metaestables, subyacen a la diferenciación celular (e.g., Dávila-Velderrain, Villarreal y Álvarez-Buylla, 2015). Esta propuesta conceptual, originalmente desarrollada por Stuart Kauffman para redes metabólicas aleatorias (Kauffman, 1969), se validó por primera vez en México con una red genética regulatoria de la diferenciación celular del desarrollo floral en *Arabidopsis thaliana* (*Arabidopsis* de aquí en adelante) (Álvarez-Buylla et al., 2016; Chaos et al., 2006; Dávila-Velderrain y Álvarez-Buylla, 2014; Espinosa-Soto et al., 2004; Mendoza y Álvarez-Buylla, 1998, 2000; Mendoza et al., 1999), una especie de la familia Brassicaceae. Posteriormente, se simuló la emergencia de patrones de transiciones celulares, ordenados en el tiempo, usando modelos estocásticos (Álvarez-Buylla et al., 2008, ver también sección siguiente). Más tarde, se

modeló la interacción de redes que intervienen en la diferenciación de células únicas (e.g., Azpeitia, Benítez, Vega, Villarreal y Álvarez-Buylla, 2010; Barrio, Hernández-Machado, Varez, Romero-Arias y Álvarez-Buylla, 2010; Benítez, Espinosa-Soto, Padilla-Longoria y Álvarez-Buylla, 2008; Benítez, Espinosa-Soto, Padilla-Longoria, Díaz y Álvarez-Buylla, 2007). Por otro lado, se han propuesto modelos de dinámicas cooperativas (e.g., proliferación celular, campos físicos y gradientes químicos) que muestran que aún sin la consideración explícita de las redes regulatorias transcripcionales, se recuperan patrones celulares y morfogénicos similares a los observados en los seres vivos. En estos trabajos (Barrio et al., 2010, 2013; Benítez et al., 2008; Hernández-Hernández, Rueda, Caballero, Álvarez-Buylla y Benítez, 2014) se postula un posible mecanismo sobre el origen de la información posicional que guía la diferenciación celular y los patrones espacio-temporales de tal diferenciación. Todos estos estudios sugieren que la información posicional no es meramente intracelular o extracelular (de posición) como ha sido el planteamiento clásico en la biología del desarrollo (Wolpert, Tickle y Martínez-Arias, 2015), sino una propiedad emergente de la retroalimentación entre las redes intracelulares y los campos físico-químicos o restricciones geométricas (Álvarez-Buylla, Benítez y Espinosa-Soto, 2011; Álvarez-Buylla et al., 2016).

Modelos del paisaje epigenético: un marco teórico para la Eco-Evo-Devo

El modelo de paisaje epigenético (PE), propuesto originalmente por Waddington (1957), es un marco conceptual que vincula a la genética, la biología del desarrollo y la evolución. La

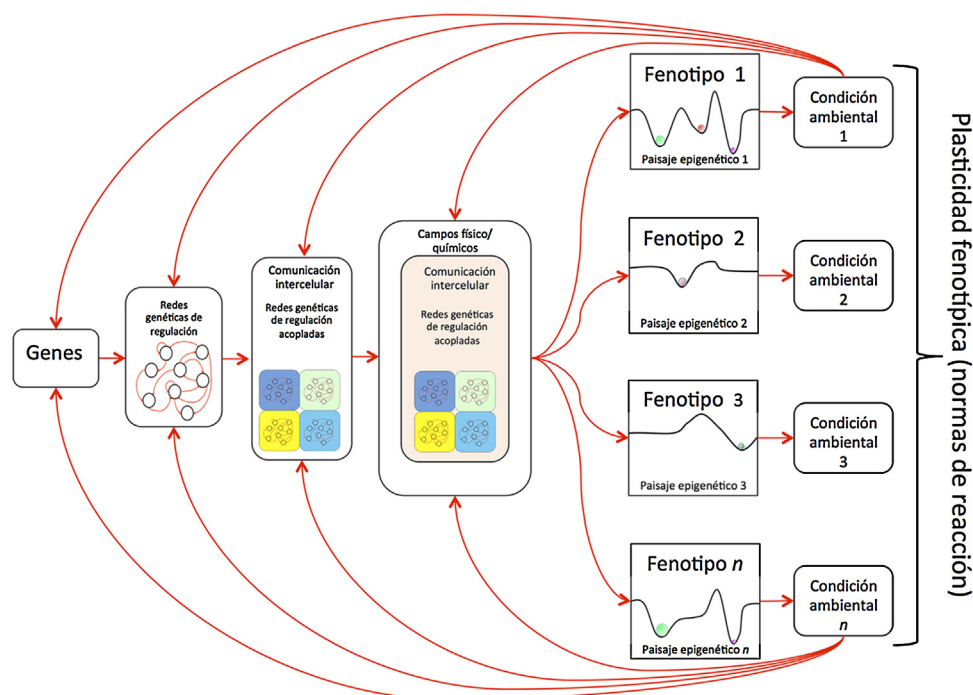


Figura 2. Ecología del desarrollo. Esquema que resume el enfoque de modelos emergentes en los que se usan modelos dinámicos de redes moleculares acopladas por campos físico-químicos y de paisajes epigenéticos para estudiar el desarrollo (la diferenciación celular y la morfogénesis). Estos modelos permiten indagar la emergencia de fenotipos (a distintos niveles de organización) en retroalimentación con el ambiente, en la búsqueda de explicar la plasticidad y las normas de reacción. Los paisajes epigenéticos pueden alterarse por factores ambientales y esto puede traducirse en un cambio fenotípico que explica la plasticidad.

evolución de la variación fenotípica involucra múltiples escalas temporales y contempla restricciones inherentes a la naturaleza física de los sistemas biológicos. Estos aspectos han dificultado desentrañar los mecanismos que originan y dirigen la variación fenotípica, cuyo entendimiento es central para comprender como actúa la selección natural en las poblaciones. Waddington (1957), de manera visionaria, integró implícitamente estas dificultades al proponer un modelo intuitivo y simple al imaginar el proceso de desarrollo de un organismo de manera análoga al movimiento de una pelota que rueda sobre un paisaje rugoso. En el PE, la pelota pasa por valles y crestas que representan los estados fenotípicos de un organismo, determinando o favoreciendo ciertas trayectorias de desarrollo sobre otras. La parte más ingeniosa del modelo de PE reside en la propuesta mecánica para explicar cómo emerge la forma del paisaje y cómo cambia esta forma en tiempos evolutivos. El componente genético del modelo original del PE radica en la consideración de una red compleja de interacciones de genes que subyace al paisaje y determina de manera importante su topografía. Por lo tanto, las transiciones fenotípicas ordenadas en tiempo y espacio, que ocurren durante el proceso de desarrollo, son de alguna manera reguladas por estas redes. Durante el proceso de evolución las modificaciones genéticas alteran la red subyacente y, a su vez, la forma del paisaje. A partir de los modelos de redes genéticas referidos en el apartado anterior, es posible modelar el PE (Álvarez-Buylla et al., 2008). Aunque no todos los cambios del PE producirán un efecto fenotípico observable y sujeto a selección. Para Waddington, el papel de la selección natural radica en inducir la canalización del desarrollo y favorecer aquellas vías

de desarrollo en el PE que, de manera consistente, den lugar a la formación de un organismo adulto, bajo las condiciones ambientales en las que el organismo normalmente se desarrolla (Waddington, 1953). Este mismo proceso implica también que cambios drásticos en el ambiente pueden alterar el paisaje, y por lo tanto, producir variación fenotípica. Además, los cambios genéticos pueden interactuar con el ambiente y eventualmente se pueden fijar nuevas trayectorias o vías de desarrollo dando lugar a variación fenotípica novedosa que puede ser heredable (Waddington, 1942, 1953; Wilkins, 2008).

En México, el estudio de PE se inició dentro del marco teórico de las redes de regulación genéticas, en particular para el caso de la red de determinación de órganos florales en plantas del género *Arabidopsis* (Álvarez-Buylla et al., 2008) y más recientemente se ha avanzado en propuestas teóricas (Dávila-Velderrain, Juárez-Ramiro, Martínez-García y Álvarez-Buylla, 2015; Dávila-Velderrain, Martínez-García y Álvarez-Buylla, 2015a, b; Villarreal, Padilla-Longoria y Álvarez-Buylla, 2012). Las redes regulatorias se han establecido como modelos concretos para el estudio de los mecanismos subyacentes a los procesos de diferenciación celular y de morfogénesis durante el desarrollo, por un lado, y de unidades funcionales que pueden estar sujetas a la selección natural, por otro (Espinosa-Soto et al., 2004; Mendoza y Álvarez-Buylla, 1998). Esta última propuesta fue verificada empíricamente a través del análisis genómico de la conservación de la red regulatoria del desarrollo floral en diferentes angiospermas (Dávila-Velderrain, Servin-Márquez y Álvarez-Buylla, 2013). También se han realizado contribuciones importantes sobre el papel de la plasticidad fenotípica (y la

variabilidad no genética en general) en la adaptación y consistencia de sistemas biológicos en el contexto de la evolución de la modularidad de las plantas (Espinosa-Soto, 2016; Espinosa-Soto y Wagner, 2010; Espinosa-Soto et al., 2011a, b). Estos últimos estudios han generado predicciones interesantes sobre el papel que puede desempeñar la plasticidad de los genotipos en la evolución adaptativa (Espinosa-Soto et al., 2011a, b). Dentro de la misma área teórico/computacional, en el Centro de Ciencias Físicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) se ha estudiado extensamente la evolución de las propiedades genéricas de redes regulatorias (Aldana, Balleza, Kauffman y Resendiz, 2007; Balleza et al., 2008; Torres-Sosa, Huang y Aldana, 2012) y el papel de la variabilidad no genética y su función en la adaptación (Motta, Cluzel y Aldana, 2015).

En el futuro, sería muy interesante contar en México con un sistema experimental que permitiera validar los modelos teóricos de redes y de PE en contextos ecológicos y evolutivos particulares. Por ahora, se ha avanzado en estudios comparativos de genes que son claves en módulos de desarrollo ya identificados y su regulación epigenética, así como el impacto de estos módulos en la morfología de las especies bajo estudio (Álvarez-Buylla et al., 2000; Álvarez-Buylla et al., 2000; Ambrose et al., 2006; Espinosa-Matías, Vergara-Silva, Vázquez-Santana, Martínez-Zurita y Márquez-Guzmán, 2012; Rodríguez-Mega et al., 2015; Vázquez-Lobo et al., 2007; Vergara-Silva et al., 2000, 2003; Yockteng, Almeida, Morioka, Álvarez-Buylla y Specht, 2013). También se han desarrollado estudios filogenéticos y de evolución molecular evaluando el papel de la selección natural a nivel de secuencias de genes y proteínas para familias de genes reguladores importantes durante el desarrollo (Álvarez-Buylla et al., 2000; Hernández-Hernández, Martínez-Castilla y Álvarez-Buylla, 2007; Martínez-Castilla y Álvarez-Buylla, 2003). Se resumen a continuación los avances más concretos en la Eco-Evo-Devo de plantas y animales en México

Estudios de Eco-Evo-Devo en plantas

El uso de diferentes ecotipos de *Arabidopsis*, así como especies emparentadas, ha resultado particularmente útil como sistema modelo para los estudios Eco-Evo-Devo de plantas en México. A partir de los estudios de la red regulatoria de especificación de los órganos de la flor (sépalos, pétalos, estambres y carpelos) de esta planta, en el país se han propuesto módulos reguladores involucrados en procesos de diferenciación celular y morfogénesis, incluyendo: la transición del estado vegetativo al de floración (Pérez-Ruiz et al., 2015), el establecimiento y mantenimiento del patrón celular en el nicho de células troncales de la raíz (Azpeitia et al., 2010) y la subdiferenciación celular en la epidermis de la hoja y la raíz (Benítez et al., 2007, 2008). Algunos de estos procesos de desarrollo son particularmente importantes para estudios de Eco-Evo-Devo, aunque será necesario extender este tipo de enfoques a otras especies. Aquí resumimos los avances en algunos de los sistemas estudiados en México.

Mecanismos de regulación epigenética: relevancia para la Eco-Evo-Devo

El fenotipo de un organismo está determinado tanto por su material genético como por factores epigenéticos. Estos últimos pueden modificarse en función de la interacción del organismo con los factores ambientales, bióticos y abióticos, que afectan la embriogénesis y el desarrollo postembrionario. Los mecanismos epigenéticos alteran la expresión génica mediante la remodelación de la cromatina sin alterar la secuencia de ADN; estas alteraciones, que resultan de la interacción de mecanismos moleculares de la cromatina con factores ambientales, pueden ser heredables entre generaciones (Berger, Kouzarides, Shikhattar y Shilatifard, 2009; Richards, 2006). El carácter hereditario de algunas variaciones epigenéticas demanda un replanteamiento del concepto de herencia biológica y sus implicaciones evolutivas (Jablonka y Lamb, 2005). La regulación epigenética modula respuestas fisiológicas y del desarrollo de los organismos ante cambios en el ambiente. Por ejemplo, en las plantas tal regulación se da en los mecanismos de defensa contra herbívoros, así como en las respuestas plásticas de los organismos ante diferentes situaciones de estrés (Feng, Jacobsen y Reik, 2010; Sánchez et al., 2015; Schuettengruber, Martínez, Iovino y Cavalli, 2011). Los fenómenos epigenéticos en los seres humanos tienen implicaciones directas sobre enfermedades hereditarias o somáticas, tales como varios procesos de cáncer y mecanismos de defensa contra patógenos (Egger, Liang, Aparicio y Jones, 2004). Además, al ser mecanismos que pueden integrar las señales ambientales, tienen implicaciones directas en campos como la agroecología.

En el Laboratorio de Ecología Molecular y Epigenética del Instituto de Ecología (UNAM) se estudian los mecanismos epigenéticos involucrados en diferentes procesos del desarrollo de las plantas y su interacción con el medio ambiente. Uno de estos mecanismos integra las señales ambientales durante varios procesos del desarrollo de las plantas y son controlados por 2 grupos de proteínas, uno de inhibición llamado complejo «Polycom» o PcG y uno de activación llamado complejo «Trithorax» o TrxG (Schuettengruber et al., 2011). Estos complejos regulan procesos como la floración o la latencia de las semillas (Sánchez et al., 2015; Song, Angel, Howard y Dean, 2012), el conocimiento de los mecanismos de acción de PcG y TrxG en el desarrollo de las plantas, y su interacción con factores ambientales, está contribuyendo a entender cómo las plantas pueden adaptarse a diferentes entornos ecológicos. El estudio de estos mecanismos también contribuye a entender la generación de variabilidad fenotípica heredable y reversible ya que esta variabilidad no depende de cambios producidos por mutaciones genéticas. Las implicaciones evolutivas de la epigénesis representan un campo reciente de investigación.

Respuestas plásticas a factores ambientales: transición a la floración

La transición del estado vegetativo al reproductivo (o simplemente floración) es un proceso en el desarrollo de las plantas cuya regulación tiene repercusiones directas en la

probabilidad de dejar descendencia genéticamente diversa (a través de la producción de semillas) y, por lo tanto, incide directamente en la adecuación de estos organismos. La variación natural en los mecanismos que subyacen a este proceso ha permitido a las angiospermas adaptarse a una gran variedad de climas y latitudes, induciendo la floración en la época más propicia del año para la fecundación. Ya que la floración presenta respuestas plásticas a cambios ambientales, este proceso representa un sistema ideal para los estudios de Eco-Evo-Devo. Además, el movimiento de plantas por los humanos a regiones donde normalmente no crecían y las actividades de domesticación son ejemplos de fenómenos que han generado nuevas fuerzas selectivas que han cambiado los patrones temporales de floración de las plantas, constituyendo un caso de estudio particularmente interesante (Nakamichi, 2015).

La floración involucra la dinámica de una red de regulación genética en la que participan más de 100 genes (Koornneef, Alonso-Blanco y Vreugdenhil, 2004). Los estudios en *Arabidopsis* en México han permitido un avance considerable en el entendimiento de los mecanismos genético-moleculares que, en interacción con vías hormonales y factores ambientales, están involucrados en la regulación de la floración. Así, en el Laboratorio de Genética Molecular, Epigenética, Desarrollo y Evolución de Plantas del Instituto de Ecología (UNAM) se estudia el papel de genes «de caja» MADS (o MADS-box genes) en las redes de regulación genética que determinan el proceso de floración en *Arabidopsis* mediante una aproximación de genética reversa. Esta aproximación implica crecer plantas de *Arabidopsis* tipo silvestre y mutantes que florecen tardíamente bajo diferentes condiciones ambientales y en presencia/ausencia de hormonas inductoras de la floración (Han, García-Ponce, Fonseca-Salazar, Álvarez-Buylla y Yu, 2008; Pérez-Ruiz et al., 2015; Tapia-López et al., 2008). Además, se ha estudiado la plasticidad fenotípica relacionada con genes MADS-box que regulan la floración a través de modelos de redes dinámicas y paisajes epigenéticos para explicar los patrones temporales de la floración (Pérez-Ruiz et al., 2015). En el futuro se ampliarán estas investigaciones para estudiar floración en plantas de importancia agrícola como maíz, frijol o jitomate. Estas plantas son buenos sistemas de estudio ya que existe un gran vacío en el estudio Eco-Devo-Evo de plantas de regiones subtropicales y tropicales, donde el cambio del fotoperiodo es mínimo y no se experimentan cambios de temperatura drásticos a lo largo del año.

Se han llevado a cabo estudios Eco-Evo-Devo sobre la floración del maíz y sus parientes silvestres (teocintles). La floración de ciertas especies de teocintle es muy similar a la del maíz, en los aspectos morfológicos y fisiológicos, sin embargo, la floración en teocintle se inhibe cuando estas plantas crecen bajo un fotoperiodo de día largo. En contraste, algunas variedades de maíz pueden florecer independientemente del fotoperiodo. Esto se debe a que durante la domesticación del maíz se seleccionaron mutaciones en un gen regulador (denominado *ZmCCT*) de la respuesta al fotoperiodo, pero aún se desconoce qué señales ambientales son las que disparan la floración en ambas especies (Nakamichi, 2015). Por lo tanto, será importante indagar los genes involucrados en los cambios de la floración del teocintle al maíz. Este tema de investigación es

particularmente importante para México, considerando que en el país existen miles de variedades de maíz con tiempos de transición a la floración contrastantes, mientras que cuenta con la mayoría de las subespecies y especies de teocintles.

Plasticidad del desarrollo de la raíz en respuesta a condiciones de estrés hiperosmótico

El déficit hídrico es uno de los factores ambientales que más alteran el desarrollo de las plantas (Comstock, 2002; Davies y Zhang, 1991). Bajo condiciones de estrés hídrico, el crecimiento disminuye de manera proporcional a la severidad y a la magnitud de la condición de estrés y, si el estrés no es letal y se mantiene estable por un tiempo, el crecimiento de la planta se puede recuperar (Chazen y Neumann, 1994; Skirycz et al., 2011; Veselov et al., 2002). Este tema de investigación está siendo abordado en el Instituto de Ecología de la UNAM estudiando la plasticidad del desarrollo de la raíz, y el papel de componentes genéticos y ambientales en tal plasticidad, en plantas de *Arabidopsis*. Se ha encontrado que el comportamiento celular a lo largo del eje longitudinal de la raíz y el desarrollo de la raíz está influenciado por hormonas, en particular por un gradiente de concentración de auxinas (Garay-Arroyo et al., 2013). Sin embargo, la concentración de auxinas no explica todo este comportamiento celular y es necesario tomar en cuenta las dinámicas cooperativas que se establecen entre las concentraciones de auxinas, las tasas de proliferación celular y los cambios en las propiedades mecánico-elásticas de las células (Barrio et al., 2013; Dávila-Velderrain et al., 2015; García-Cruz et al., 2016; Hernández-Hernández et al., 2014; Vieten et al., 2005). A pesar de que el desarrollo de la raíz es muy plástico y claramente está influenciado por factores ambientales, existe escasa información de los mecanismos moleculares que están involucrados en esta respuesta plástica. Específicamente, no se sabe cómo este órgano responde a condiciones de estrés osmótico por lo que es fundamental entender los mecanismos moleculares que subyacen a esa respuesta para ubicar el papel de factores genéticos y no genéticos en las respuestas plásticas al estrés ambiental, así como su evolución.

Otros investigadores en México están estudiando las bases moleculares de las respuestas al estrés hídrico en *Arabidopsis* y en plantas de frijol (Contreras-Cubas, Palomar, Arteaga-Vázquez, Reyes y Covarrubias, 2012; Cuevas-Velázquez, Rendón-Luna y Covarrubias, 2014; Cuevas-Velázquez, Saab-Rincón, Reyes y Covarrubias 2016). Específicamente, el laboratorio de la Dra. Alejandra Covarrubias y el Dr. José Luis Reyes del Instituto de Biotecnología de la UNAM se ha enfocado en entender la función de las proteínas «hidrofilinas» durante la respuesta adaptativa de las plantas al déficit hídrico, así como el papel de estas proteínas en otros organismos eucariontes y procariontes. Asimismo, se están estudiando aspectos relativos a la participación de los microARN como reguladores de la respuesta genética a déficit hídrico, particularmente en frijol. Finalmente, se estudia cómo se da la regulación del metabolismo y la distribución de sacarosa durante la respuesta a sequía en plantas de frijol y cuál es el impacto en la productividad de este cultivo.

Los grupos de la Dra. Gladys-Cassab y del Dr. Jorge Nieto del Instituto de Biotecnología y el Jardín Botánico del Instituto de

Biología, respectivamente, de la UNAM, están investigando la relación entre el manejo y la selección que realizan campesinos en la generación de variedades nativas de maíz resistentes a la sequía, con capacidad de germinar y emerger en condiciones de siembra profunda. Una de estas variedades es el llamado «maíz de cajete», cuya semilla puede ser sembrada a más de 30 cm de profundidad. A esta profundidad la planta germinada puede alcanzar la humedad residual del suelo y dado que desarrolla un mesocotilo particularmente largo, la plúmula puede emerger del sustrato exitosamente (Nieto-Sotelo et al., 2016). Además, se están investigando las características fisiológicas y genéticas de estas variedades con fines de introgresar estas características a líneas mejoradas de mayor rendimiento (Nieto-Sotelo et al., 2016).

Otras investigaciones relevantes que estudian cambios de desarrollo en plantas que crecen en ambientes áridos son las del laboratorio del Dr. Joseph Dubrovsky (Dubrovsky y Gómez-Lomelí, 2003; Shishkova et al., 2013; Shishkova, Rost y Dubrovsky, 2008).

Variación natural de ecotipos de Arabidopsis: herramienta para estudios Eco-Evo-Devo

Los estudios con ecotipos de *Arabidopsis* han permitido explorar la gran variabilidad fenotípica que existe en diferentes poblaciones de esta planta, tanto en su morfología como en su desarrollo. Recientemente, el grupo de la Dra. María Paz Sánchez del Instituto de Ecología de la UNAM estudió la arquitectura de la raíz de 12 ecotipos de *Arabidopsis* provenientes de diferentes sitios geográficos con condiciones ambientales contrastantes, documentando una gran variabilidad en el desarrollo de este órgano entre ecotipos. Se encontró que existe una correlación entre la morfología de la raíz y las condiciones de humedad de los sitios de origen de algunos ecotipos. Tal resultado indica la existencia de una base molecular consistente que ha permitido la conservación de este carácter, aun en condiciones homogéneas de crecimiento en laboratorio (Aceves-García et al., 2016). Por otra parte, Rosas et al. (2013) encontraron loci específicos asociados con la variación en la arquitectura de la raíz en ecotipos de *Arabidopsis*. Los avances en el conocimiento de las bases genéticas y epigenéticas de esta variación y el estudio de la interrelación con factores ambientales asociados serán una contribución importante para el desarrollo de la Eco-Evo-Devo en México.

Subdiferenciación celular en epidermis de Arabidopsis: un sistema modelo teórico-experimental para la Eco-Evo-Devo

En México se ha estudiado cómo una misma red de regulación genética puede estar involucrada en moldear patrones morfogenéticos contrastantes en órganos distintos de un mismo organismo (Benítez et al., 2007, 2008; Mendoza y Álvarez-Buylla, 2000). A su vez, estos patrones se pueden alterar de manera plástica en respuesta a mutaciones o variaciones en las condiciones ambientales. Por ejemplo, la disposición y la densidad de tricoblastos (células encargadas de producir pelos de la raíz), se alteran plásticamente cuando se modifican, entre otros

factores ambientales, la concentración de fosfatos, la cantidad de agua o de sales en el suelo (Mendoza y Álvarez-Buylla, 2000). Por lo tanto, este módulo de desarrollo es un sistema que se ha usado para los estudios Eco-Evo-Devo (Benítez, Azpeitia y Álvarez-Buylla, 2013).

En México también se ha estudiado cómo otras señales internas alteran el patrón de la morfología de los órganos, como ocurre con los pelos de la raíz de *Arabidopsis* (Benítez et al., 2013). Así, se ha analizado cómo el etileno puede actuar sobre la red de regulación genética implicada en la emergencia o no de pelo en la raíz (Mendoza y Álvarez-Buylla, 2000) y cómo la vía de las giberelinas se retroalimenta de una vía de transducción de señales hormonales, lo cual podría estar actuando sobre el módulo de subdiferenciación epidérmica (Benítez et al., 2008). También se ha encontrado que, al igual que en la raíz, el patrón de tricomas (pelos) en la epidermis de las hojas se modifica con tratamientos de fitohormonas (Benítez et al., 2013) y por diversos factores ambientales.

Al contar con modelos de redes o módulos que subyacen al proceso de diferenciación celular y formación de patrones, como el que ocurre en la subdiferenciación epidérmica en *Arabidopsis*, es posible realizar estudios mecanísticos y sistémicos de Eco-Evo-Devo. Por ejemplo, se ha mostrado que genes implicados en el módulo que regula la formación de pelos epidérmicos también regulan la formación de la cutícula. Por lo tanto, mutantes que pierden la función de estos genes son más susceptibles, por ejemplo, al ataque de herbívoros. De manera interesante, se ha demostrado que esta función es recuperada parcialmente por la acción de giberelinas (Xia et al., 2012). Este ejemplo muestra la importancia que tienen las vías de transducción de hormonas para las interacciones de los mecanismos que subyacen a la diferenciación celular, a la morfogénesis y a distintos fenómenos ecológicos.

El sistema regulatorio de subdiferenciación epidérmica también resulta instrumental para explorar las bases mecanísticas y sistémicas del origen de distintos fenotipos y de su variación. De manera complementaria, en un laboratorio del Departamento de Producción Agrícola y Animal de la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Xochimilco, se estudia si es posible establecer una relación entre la variación fenotípica y la variación molecular de genes que intervienen en la red regulatoria implicada en la formación de pelos radiculares, y cómo esta última variación se correlaciona con los distintos patrones epidérmicos presentes en distintos ecotipos y linajes. Por ejemplo, se está indagando si las secuencias de los genes de la red de subdiferenciación epidérmica han evolucionado por selección natural y qué tan restringidas están por la red genética regulatoria en la que éstos participan (e.g., Dávila-Velderrain et al., 2014).

Hasta ahora, se cuenta con información preliminar acerca de los patrones epidérmicos en distintos ecotipos (Telfer, Bollman y Poethig, 1997), sugiriendo que estos podrían ser adaptativos; aunque también pueden haberse fijado por presión sobre otros módulos con los cuales están acoplados. Estos patrones de variación fenotípica pueden alterar la ecología de las plantas, y esta variación también puede heredarse mediante mecanismos tanto genéticos como epigenéticos, impactando en la evolución de estos rasgos y en las poblaciones o especies que los portan. Este

sistema también resulta muy útil para estudios de Eco-Evo-Devo porque parece que las alteraciones en los patrones de pelos y tricomas tienen claros impactos en la ecología de las plantas (Benítez et al., 2013).

Un ejemplo interesante, que ilustra cómo se puede ir del estudio de genes particulares a las redes genéticas subyacentes y de aquí a los mecanismos de desarrollo, tiene que ver con las implicaciones ecológicas y evolutivas del patrón de tricomas y la resistencia al ataque de herbívoros (Kivimäki, Kärkkäinen, Gaudeul, Løe y Agren, 2007). En 2 especies se ha descrito que las alteraciones epidérmicas causadas por herbivoría pueden heredarse. Este sistema podría usarse para explorar la asimilación genética y los mecanismos sistémicos involucrados (Benítez et al., 2013 y referencias ahí citadas). La asimilación genética implica que modificaciones del desarrollo elicidadas por el ambiente pueden heredarse y eventualmente, impactar en la evolución de las especies. Esto podría proveer la validación experimental de propuestas teóricas que sugieren que la plasticidad del desarrollo es fundamental para la evolución adaptativa.

Evolución del desarrollo y el papel de la ecología en sistemas animales

En México existen especies animales que son consideradas organismos modelo para estudios de Evo-Devo y Eco-Evo-Devo. Una de estas especies es el pez ciego de ríos subterráneos, *Astyanax mexicanus*, el cual ha sido útil en el estudio de adaptaciones a la oscuridad. Debido a que existen especies cercanamente emparentadas a *A. mexicanus* que viven en cuerpos de agua superficiales y poseen ojos funcionales, se han desarrollado estudios comparativos dirigidos a entender las causas genéticas, epigenéticas y ambientales que subyacen a esta variación interespecífica en la función visual (Santacruz et al., 2015). En la intersección de la epigenética, la variación críptica existente y la ecología, los estudios comparativos proponen que la variación críptica (es decir, variación genética que no se expresa) por la acción de un gen (chaperona HSP90) que, bajo condiciones ambientales nuevas (como someter a un régimen de oscuridad a especies de *Astyanax* que viven en cuerpos de agua superficiales), desestabiliza su acción homogenizadora exhibiendo la variación críptica presente en la especie y posibilitando la selección de peces con ojos progresivamente más pequeños (Rohner et al., 2013).

También existen otras especies animales, tales como los organismos troglobios de diferentes cuerpos de agua subterráneos (como ríos y cenotes) y organismos marinos, que son de interés de estudios para la Eco-Devo-Evo y que están en desarrollo en México, tales como los que se llevan a cabo en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM. Un estudio sobresaliente es el de Caballero et al. (2012) en el que se propone un modelo que incorpora aspectos epigenéticos, de migración celular, de interacciones tisulares y de fuerzas mecánico-elásticas para explicar la variación de patrones de coloración de distintos linajes de peces, anfibios y reptiles. Otra área de estudio, llevada a cabo en el Instituto de Fisiología de la UNAM, se enfoca en entender las bases moleculares de los procesos

cancerígenos en mamíferos. En particular, se estudian los mecanismos epigenéticos involucrados en la regulación de genes supresores de tumores, tales como aquellos relacionados con la regulación epigenética de microARN involucrados en el desarrollo de glioblastoma multiforme, un tipo de cáncer de las células gliales (Ayala-Ortega et al., 2016).

Implicaciones de la Eco-Evo-Devo en la biomedicina

Una perspectiva metodológica de la Eco-Evo-Devo permite integrar un enfoque preventivo en la comprensión y el tratamiento de enfermedades crónico-degenerativas, tales como la diabetes tipo 2 (primera causa de muerte en México) y el cáncer en sus diversas manifestaciones. Estas enfermedades resultan de desajustes severos de procesos de regulación genética del organismo. La comprensión de estos procesos, para su potencial tratamiento terapéutico, exige una perspectiva holística que tome en cuenta aspectos genéticos, epigenéticos, ambientales y socioculturales que modulan las dinámicas biomoleculares y sus acoplamientos con los campos físico-químicos vitales que sustentan la salud humana. Esta perspectiva es importante para entender el papel crítico que tiene el estilo de vida (alimentación, actividad física y exposición a tóxicos, a infecciones y al estrés, principalmente) en la emergencia y progresión de la enfermedad, entendida esta como un desajuste nocivo, de los procesos de desarrollo y fisiológicos del organismo. La importancia del ambiente (e.g., estilo de vida) en las probabilidades de emergencia y de progresión de enfermedades degenerativas está cada vez mejor documentada (World Health Organization, 2014).

En el contexto anterior se están desarrollando varios estudios en el Laboratorio de Genética Molecular, Epigenética, Desarrollo y Evolución de Plantas del Instituto de Ecología (UNAM). Un primer estudio trata de descubrir los módulos regulatorios, principalmente transcripcionales, que subyacen a los patrones genéticos genéricos, descritos a nivel celular y tisular, relacionados con una enfermedad. También se estudia la dinámica de interacción entre estos módulos y los procesos metabólicos que, por ejemplo, causan la inflamación de tejidos. Esta última se da en respuesta a factores ambientales que activan vías de transducción de señales (e.g., calcio, hormonas, etc.) que están conectadas con los módulos regulatorios que subyacen al funcionamiento de células efectoras. Estas células, y los sistemas a los que pertenecen, son fundamentales para la interacción del organismo con su ambiente o estilo de vida.

En el contexto de los procesos que afectan el balance entre la diferenciación y la proliferación celular, un grupo del Instituto Politécnico Nacional estudia los procesos que subyacen a la carcinogénesis epitelial (Méndez-López et al., 2016). Otros grupos de investigación en México estudian, con enfoques de biología de sistemas, la leucemia linfoblástica aguda infantil (Enciso, Mayani, Mendoza y Pelayo, 2016), que es una causa importante de mortalidad y parece estar más asociada con factores ambientales que con predisposiciones genéticas simples. También se ha estudiado el sistema inmunológico con enfoques sistémicos (Martínez-Sánchez, Mendoza, Villarreal y Álvarez-Buylla, 2015; Mendoza, 2013).

En México es importante desarrollar estudios centrados en la comprensión y tratamiento de enfermedades desde la perspectiva de la Eco-Evo-Devo integrando 3 aspectos importantes: la exposición de la población a agentes nocivos, las consecuencias concretas de esquemas específicos de alimentación así como de tratamiento médico y, en general, la dinámica espacio-temporal del estilo de vida. Los resultados exitosos alcanzados hasta ahora en otras partes del mundo, bajo enfoques de protección de la salud de corte preventivo (Harris, 2006), son muy prometedores. Es importante reconocer que las enfermedades crónico-degenerativas resultan de desajustes en el desarrollo apropiado del organismo, las cuales deben entenderse en un contexto ecológico y evolutivo más que en explicaciones basadas en alteraciones genéticas simples. La caracterización funcional de las dinámicas ambientales (biológicas y socioculturales, básicamente), que repercuten en los procesos que subyacen a la plasticidad fenotípica del organismo, es una elección terapéutica obvia (Espinosa-Soto et al., 2011b).

El desarrollo de la investigación en Eco-Evo-Devo, en el contexto de la comprensión y tratamiento de enfermedades complejas, está teniendo cobijo en México. Así, se desarrollan seminarios y cursos especializados en el Centro de Ciencias de la Complejidad (C3) de la UNAM, en torno a la biología de sistemas de las enfermedades complejas y su relación transversal con los programas de ecología, de ciencias ambientales y de salud. En estas actividades participan investigadores y estudiantes provenientes de diversos entornos académicos e institucionales, colaborando bajo pautas multidisciplinarias. Así, la perspectiva de Eco-Evo-Devo, con enfoques sistémicos, pretende contribuir al sector salud y socioambiental y privilegiar una medicina preventiva, fomentando prácticas individuales, colectivas y comunitarias saludables.

Implicaciones de la Ecología Evolutiva del Desarrollo en la agricultura

Un aspecto fundamental para el mejoramiento genético de las plantas de importancia agrícola es el uso de modelos que permitan entender los mecanismos sistémicos de la herencia y cómo el ambiente puede influir en cambios fenotípicos dirigidos. Este tema ha sido históricamente el objeto de los esfuerzos en el mejoramiento agronómico. En este contexto, la cuestión del papel que desempeña la plasticidad fenotípica en la evolución adaptativa es de particular interés. Para el fitomejoramiento, es conveniente enfocarse en los rasgos y variedades que tienen normas de reacción con una amplia variación fenotípica en respuesta a gradientes ambientales que son relevantes a un entorno agrícola determinado. La posibilidad de contar con modelos sistémicos de la regulación genética subyacente a los rasgos de interés, en particular de aquellos donde se involucran múltiples loci, permitirá tener escenarios predictivos de éxito en los programas de mejoramiento agrícola.

Esta propuesta, que implica un enfoque más integrativo que el mejoramiento genético tradicional (enfocado en generar líneas puras endogámicas), implica conocer y aprovechar la diversidad genética y fenológica existente en poblaciones de variedades nativas. En México este enfoque se denomina mejoramiento

masal, el cual ha sido abordado en el Colegio de Postgraduados por años, enfocándose en el mejoramiento de maíces nativos (e.g., Martínez-Zambrano, Galán, González y Muñoz, 2000). Dentro de este mejoramiento, algunas experiencias que parten de la diversidad de variedades nativas en la agricultura tradicional han dado muy buenos resultados aumentando el rendimiento de los cultivos (Macchi-Leite, Rincón-Sánchez, Ruiz-Torres y Castillo-González, 2010) o la resistencia a plagas y sequía (Martínez-Zambrano et al., 2000). Resulta muy interesante que los mejores rendimientos en maíz se observan en condiciones subóptimas, cuando las plántulas de maíz experimentan condiciones contrastantes de humedad, que en muchos casos ejercen una presión de selección que favorece la expresión de la «ganancia genética» acumulada a través de varias generaciones de selección masal (Martínez-Zambrano et al., 2000).

Estudios futuros sobre cultivos domesticados en México, como los usados en el sistema de policultivo tipo milpa, pueden servir de modelos de estudios de la Eco-Evo-Devo para indagar, por ejemplo, qué rasgos son o pueden ser más susceptibles de evolucionar por efectos del ambiente (incluyendo, por ejemplo, el manejo campesino) y el porqué de tal susceptibilidad. Estos estudios pueden fortalecerse con el uso de modelos de redes complejas dinámicas que integren los componentes genéticos y no genéticos involucrados en la emergencia de los fenotipos bajo análisis. Un grupo de investigación de la UAM Xochimilco está desarrollando una línea de investigación en esta dirección.

Conclusiones y perspectivas

Los estudios de Eco-Evo-Devo en México pueden ayudar al desarrollo de este campo a través de: 1) *expandir* la base teórica existente, emergida del trabajo seminal de Waddington (1957), 2) aumentar las plataformas de simulación computacionales, incorporando aproximaciones y datos novedosos en sistemas modelo, 3) ampliar los estudios a otras especies, más allá de los sistemas modelo clásicos (basados principalmente en *Arabidopsis*), 4) contribuir en la formulación y estudio de modelos teóricos que sean dinámicos, integrativos de distintos niveles de organización biológica (redes de regulación genética, células, tejidos, órganos, organismos) y que consideren la interacción de estos niveles con el ambiente y 5) implementar enfoques experimentales que validen los modelos y analicen las implicaciones relevantes para México.

De particular interés, para un país megadiverso como México, será evaluar las inferencias hechas a partir del estudio de sistemas modelo con otras especies que presenten peculiaridades de desarrollo y/o fenotipos «extremos». Esto puede permitir establecer qué módulos del desarrollo, elementos genéticos y/o epigenéticos pudiesen haberse modificado en linajes con historias evolutivas y ecológicas contrastantes. La gran cantidad de estudios de sistemática y morfología existente sobre de la diversidad de especies de México ofrece excelentes oportunidades para estudios de Eco-Evo-Devo. Por ejemplo, será interesante analizar si la gran diversidad de especies de angiospermas es producto de modificaciones al interior de un módulo de desarrollo particular (Almeida et al., 2014), o bien si está más relacionados

con cambios en las dinámicas de acoplamiento de diferentes módulos de desarrollo, o con vías de transducción de señales intracelulares inducidas por ambientes particulares.

En México, un enfoque de Eco-Evo-Devo puede desempeñar un papel crítico para repensar los programas de conservación y mejoramiento de la biodiversidad, en general, y la agrobiodiversidad, en particular. En este último punto, es urgente una evaluación más rigurosa y completa a corto, mediano y largo plazo de la liberación al ambiente de organismos genéticamente modificados (OGMs). Este enfoque también podría impactar de manera muy importante en la biomedicina y en los programas de salud pública. Algunas preguntas pendientes por abordar son: ¿Cómo son los patrones de variación temporal de los factores ambientales que generan alteraciones en el desarrollo y en las respuestas fenotípicas plásticas? ¿Qué tipo de patrones temporales de dichos factores son necesarios para que se hereden rasgos que emergen como consecuencia de la interacción de los mecanismos de desarrollo y el ambiente? es decir, ¿Bajo qué condiciones ambientales puede ocurrir la asimilación genética y cuáles son los mecanismos de herencia involucrados? Estas interrogantes implican un entendimiento de la herencia como un proceso emergente de la retroalimentación entre los mecanismos sistémicos del desarrollo y el ambiente a lo largo de generaciones. Esta conceptualización de la herencia contrasta con la visión que implica mecanismos meramente informacionales y de «lectura» o «ejecución» de programas genéticos. Entonces, se puede pensar que la heredabilidad de un rasgo moldeado por el efecto de algún factor ambiental depende tanto de los mecanismos intraorganísmicos que lo subyacen, como de la persistencia transgeneracional de la acción de ese factor. El estudio de este tipo de herencia implica exploraciones teórico-experimentales de Eco-Evo-Devo de sistemas bien estudiados a nivel del desarrollo y de las redes genéticas regulatorias involucradas.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo logístico y técnico de Diana Romo. El trabajo que sustenta este estudio ha recibido el apoyo de los siguientes donativos: Conacyt: 240180, 180380, 2015-01-687. UNAM-DGAPA-PAPIIT: IN205517, IN203814, IN211516, y NPTC-PRODEP SEP-UAM-PTC-597 UAM-X-CA-21. Nos disculpamos por la omisión de otros estudios relevantes a la Eco-Evo-Devo en México que no se incluyen en esta revisión por falta de espacio o porque no eran de nuestro conocimiento hasta el momento de la publicación del presente trabajo.

Referencias

Aceves-García, P., Álvarez-Buylla, E. R., Garay-Arroyo, A., García-Ponce, B., Muñoz, R. y Sánchez, M. P. (2016). Root architecture diversity and meristem dynamics in different populations of *Arabidopsis thaliana*. *Frontiers in Plant Science*, 7, 858.

Aldana, M., Balleza, E., Kauffman, S. y Resendiz, O. (2007). Robustness and evolvability in genetic regulatory networks. *Journal of Theoretical Biology*, 245, 433–448.

Almeida, A. M. R., Yockteng, R., Schnable, J., Álvarez-Buylla, E. R., Freeling, M. y Specht, C. D. (2014). Co-option of the polarity gene network shapes filament morphology in angiosperms. *Scientific Reports*, 4, 6194.

Álvarez-Buylla, E. R., Azpeitia, E., Barrio, R., Benítez, M. y Padilla-Longoria, P. (2010). From ABC genes to regulatory networks, epigenetic landscapes and flower morphogenesis: making biological sense of theoretical approaches. *Seminars in Cell and Developmental Biology*, 21, 108–117.

Álvarez-Buylla, E., Benítez, M., Balleza, E., Chaos, A., Espinosa-Soto, C. y Padilla-Longoria, P. (2007). Gene regulatory network models for plant development. *Current Opinion in Plant Biology*, 10, 83–91.

Álvarez-Buylla, E., Benítez, M., Corvera-Poiré, A., Chaos-Cador, Á., de Folter, S., Gamboa-de Buen, A., et al. (2010). Flower Development. *The Arabidopsis Book*, 1–57, e0127.

Álvarez-Buylla, E. R., Benítez, M. y Espinosa-Soto, C. (2007). Phenotypic evolution is restrained by complex developmental processes. *HFSP Journal*, 1, 99–103.

Álvarez-Buylla, E., Benítez, M. y Espinosa-Soto, C. (2011). Mutually reinforcing patterning mechanisms. *Nature Reviews Molecular and Cell Biology*, 12, 265–273.

Álvarez-Buylla, E. R., Chaos, A., Aldana, M., Benítez, M., Cortes-Poza, Y., Espinosa-Soto, C., et al. (2008). Floral morphogenesis: stochastic explorations of a gene network epigenetic landscape. *Plos One*, 3, e3626.

Álvarez-Buylla, E. R., Dávila-Velderrain, J. y Martínez-García, J. C. (2016). Systems biology approaches to development beyond bioinformatics: nonlinear mechanistic models using plant systems. *BioScience*, 66, 371–383.

Álvarez-Buylla, E. R., Liljegen, S. J., Pelaz, S., Gold, S. E., Burgff, C., Ditta, G. S., et al. (2000). MADS-box gene evolution beyond flowers: expression in pollen, endosperm, guard cells, roots and trichomes. *Plant Journal*, 24, 457–466.

Álvarez-Buylla, E. R., Pelaz, S., Liljegen, S. J., Gold, S. E., Burgeff, C., Ditta, G. S., et al. (2000). An ancestral MADS-box gene duplication occurred before the divergence of plants and animals. *PNAS*, 97, 5328–5333.

Álvarez-Buylla, E. R., Piñeyro-Nelson, A., Turrent-Fernández, A., Nieto-Sotelo, J., Wegier, A., Alavez, V., et al. (2013). Insuficiencias, riesgos y peligros de la ingeniería genética en la agricultura: alternativas a la trayectoria tecnológica predominante. In *En Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad. El maíz en peligro ante los transgénicos*. México D.F.: UCCS.

Ambrose, B. A., Espinosa-Matías, S., Vázquez-Santana, S., Vergara-Silva, F., Martínez, E., Márquez-Guzmán, J., et al. (2006). Comparative developmental series of the Mexican triurids support a euanthial interpretation for the unusual reproductive axes of *Lacandonia schismatica* (Triuridaceae). *American Journal of Botany*, 93, 15–35.

Ayala-Ortega, E., Arzate-Mejía, R., Pérez-Molina, R., González-Buendía, E., Meier, K., Guerrero, G., et al. (2016). Epigenetic silencing of miR-181c by DNA methylation in glioblastoma cell lines. *BMC Cancer*, 16, 226.

Azpeitia, E., Benítez, M., Vega, I., Villarreal, C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2010). Single-cell and coupled GRN models of cell patterning in the *Arabidopsis thaliana* root stem cell niche. *BMC Systems Biology*, 4, 134.

Balleza, E., Álvarez-Buylla, E. R., Chaos, A., Kauffman, S., Shmulevich, I. y Aldana, M. (2008). Critical dynamics in genetic regulatory networks: examples from four kingdoms. *Plos One*, 3, e2456.

Barrio, R. A., Hernández-Machado, A., Varez, C., Romero-Arias, J. R. y Álvarez-Buylla, E. R. (2010). Flower development as an interplay between dynamical physical fields and genetic networks. *Plos One*, 5, e13523.

Barrio, R. A., Romero-Arias, J. R., Noguez, M. A., Azpeitia, E., Ortiz-Gutiérrez, E., Hernández-Hernández, V., et al. (2013). Cell patterns emerge from coupled chemical and physical fields with cell proliferation dynamics: the *Arabidopsis thaliana* root as a study system. *Plos Computational Biology*, 9, e1003026.

Benítez, M., Azpeitia, E. y Álvarez-Buylla, E. R. (2013). Dynamic models of epidermal patterning as an approach to plant Eco-Evo-Devo. *Current Opinion in Plant Biology*, 16, 11–18.

Benítez, M., Espinosa-Soto, C., Padilla-Longoria, P. y Álvarez-Buylla, E. R. (2008). Interlinked nonlinear subnetworks underlie the formation of robust cellular patterns in *Arabidopsis* epidermis: a dynamic spatial model. *BMC Systems Biology*, 2, 98.

Benítez, M., Espinosa-Soto, C., Padilla-Longoria, P., Díaz, J. y Álvarez-Buylla, E. R. (2007). Equivalent genetic regulatory networks in different contexts recover contrasting spatial cell patterns that resemble those in *Arabidopsis* root and leaf epidermis: a dynamic model. *International Journal of Developmental Biology*, 51, 139–155.

- Berger, S. L., Kouzarides, T., Shiekhattar, R. y Shilatifard, A. (2009). An operational definition of epigenetics. *Genes Dev*, 23, 781–783.
- Caballero, L., Benítez, M., Álvarez-Buylla, E. R., Hernández, S., Arzola, A. V. y Cocho, G. (2012). An epigenetic model for pigment patterning based on mechanical and cellular interactions. *Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution*, 318, 209–223.
- Chaos, A., Aldana, M., Espinosa-Soto, C., de León, B. G. P., Arroyo, A. G. y Álvarez-Buylla, E. R. (2006). From genes to flower patterns and evolution: dynamic models of gene regulatory networks. *Journal of Plant Growth Regulation*, 25, 278–289.
- Chazen, O. y Neumann, P. M. (1994). Hydraulic signals from the roots and rapid cell-wall hardening in growing maize (*Zea mays* L.) leaves are primary responses to polyethylene glycol-induced water deficits. *Plant Physiology*, 104, 1385–1392.
- Comstock, J. P. (2002). Hydraulic and chemical signalling in the control of stomatal conductance and transpiration. *Journal of Experimental Botany*, 53, 195–200.
- Contreras-Cubas, C., Palomar, M., Arteaga-Vázquez, M., Reyes, J. L. y Covarrubias, A. A. (2012). Non-coding RNAs in the plant response to abiotic stress. *Planta*, 236, 943–958.
- Cuevas-Velázquez, C. L., Rendón-Luna, D. F. y Covarrubias, A. A. (2014). Dissecting the cryoprotection mechanisms for dehydrins. *Frontiers in Plant Science*, 5, 583.
- Cuevas-Velázquez, C. L., Saab-Rincón, G., Reyes, J. L. y Covarrubias, A. A. (2016). The unstructured N-terminal region of *Arabidopsis* group 4 late embryogenesis abundant (LEA) proteins is required for folding and for chaperone-like activity under water deficit. *Journal of Biological Chemistry*, 291, 10893–10903.
- Davies, W. J. y Zhang, J. H. (1991). Root signals and the regulation of growth and development of plants in drying soil. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 42, 55–76.
- Dávila-Velderrain, J. y Álvarez-Buylla, E. R. (2014). Bridging genotype and phenotype. *Frontiers in Ecology, Evolution and Complexity, CopIt ArXives*, 144–154. <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.3757.2805>
- Dávila-Velderrain, J., Juárez-Ramiro, L., Martínez-García, J. C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2015). *Methods for characterizing the epigenetic attractors landscape associated with boolean gene regulatory networks*. [consultado 27 Sep 2017]. Disponible en: <https://arxiv.org/abs/1510.04230?context=q-bio, arXiv:1510.04230>
- Dávila-Velderrain, J., Martínez-García, J. C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2014). Epigenetic landscape models: the post-genomic era. *bioRxiv*, 4192.
- Dávila-Velderrain, J., Martínez-García, J. C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2015a). Modeling the epigenetic attractors landscape: toward a post-genomic mechanistic understanding of development. *Frontiers in Genetics*, 6, 160.
- Dávila-Velderrain, J., Martínez-García, J. C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2015b). Descriptive vs. mechanistic network models in plant development in the post-genomic era. *Methods Molecular Biology*, 1284, 455–479.
- Dávila-Velderrain, J., Martínez-García, J. C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2016). Dynamic network modelling to understand flowering transition and floral patterning. *Journal of Experimental Botany*, 67, 2565–2572.
- Dávila-Velderrain, J., Servín-Márquez, A. y Álvarez-Buylla, E. R. (2013). Molecular evolution constraints in the floral organ specification gene regulatory network module across 18 angiosperm genomes. *Molecular Biology and Evolution*, 31, 560–573.
- Dávila-Velderrain, J., Villarreal, C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2015). Reshaping the epigenetic landscape during early flower development: induction of attractor transitions by relative differences in gene decay rates. *BMC Systems Biology*, 9, 1.
- Dobzhansky, T. (1937). *Genetics and the origin of species*. New York: Columbia University Press.
- Dubrovsky, J. G. y Gómez-Lomelí, L. F. (2003). Water deficit accelerates determinate developmental program of the primary root and does not affect lateral root initiation in a Sonoran Desert cactus (*Pachycereus pringlei*. Cactaceae). *American Journal of Botany*, 90, 823–831.
- Egger, G., Liang, G., Aparicio, A. y Jones, P. A. (2004). Epigenetics in human disease and prospects for epigenetic therapy. *Nature*, 429, 457–463.
- Enciso, J., Mayani, H., Mendoza, L. y Pelayo, R. (2016). Modeling the pro-inflammatory tumor microenvironment in acute lymphoblastic leukemia predicts a breakdown of hematopoietic-mesenchymal communication networks. *Frontiers in Physiology*, 7, 349.
- Espinosa-Matías, S., Vergara-Silva, F., Vázquez-Santana, S., Martínez-Zurita, E. y Márquez-Guzmán, J. (2012). Complex patterns of morphogenesis, embryology, and reproduction in *Triuris brevistylis*, a species of Triuridaceae (Pandanales) closely related to *Lacandonia schismatica*. *Botany*, 90, 1133–1151.
- Espinosa-Soto, C. (2016). Selection for distinct gene expression properties favours the evolution of mutational robustness in gene regulatory networks. *Journal of Evolutionary Biology*, 11, 2331–2333.
- Espinosa-Soto, C., Immink, R. G., Angenent, G. C., Álvarez-Buylla, E. R. y de Folter, S. (2014). Tetramer formation in *Arabidopsis* MADS domain proteins: analysis of a protein-protein interaction network. *BMC Systems Biology*, 8, 9.
- Espinosa-Soto, C., Martin, O. C. y Wagner, A. (2011a). Phenotypic robustness can increase phenotypic variability after nongenetic perturbations in gene regulatory circuits. *Journal of Evolutionary Biology*, 24, 1284–1297.
- Espinosa-Soto, C., Martin, O. C. y Wagner, A. (2011b). Phenotypic plasticity can facilitate adaptive evolution in gene regulatory circuits. *BMC Evolutionary Biology*, 11, 5.
- Espinosa-Soto, C., Padilla-Longoria, P. y Álvarez-Buylla, E. R. (2004). A gene regulatory network model for cell-fate determination during *Arabidopsis thaliana* flower development that is robust and recovers experimental gene expression profiles. *Plant Cell*, 16, 2923–2939.
- Espinosa-Soto, C. y Wagner, A. (2010). Specialization can drive the evolution of modularity. *PLoS Computational Biology*, 6, e1000719.
- Feng, S., Jacobsen, S. E. y Reik, W. (2010). Epigenetic reprogramming in plant and animal development. *Science*, 330, 622–627.
- Fisher, R. (1930). *The genetical theory of Natural Selection*. Oxford: Oxford University Press.
- Garay-Arroyo, A., Ortiz-Moreno, E., de la Paz Sánchez, M., Murphy, A. S., García-Ponce, B., Marsch-Martínez, N., et al. (2013). The MADS transcription factor XAL2/AGL14 modulates auxin transport during *Arabidopsis* root development by regulating PIN expression. *The EMBO Journal*, 32, 2884–2895.
- Garay-Arroyo, A., Sánchez, M. P., García-Ponce, B., Azpeitia, E. y Álvarez-Buylla, E. R. (2012). Hormone symphony during root growth and development. *Developmental Dynamics*, 241, 1867–1885.
- García-Cruz, K. V., García-Ponce, B., Garay-Arroyo, A., Sánchez, M. P., Ugartechea-Chirino, Y., Desvoyes, B., et al. (2016). The MADS-box XAANTAL1 increases proliferation at the *Arabidopsis* root stem-cell niche and participates in transition to differentiation by regulating cell-cycle components. *Annals of Botany*, 118, 787–796.
- Gilbert, S. F. (2012). Ecological developmental biology: environmental signals for normal animal development. *Evolution and development*, 14, 20–28.
- Gilbert, S. F. y Epel, D. (2009). *Ecological developmental biology: integrating epigenetics, medicine and evolution*. Sunderland, MA: Sinauer Associated, Inc.
- Haldane, J. B. S. (1932). *The causes of evolution*. Princeton: Longman, Green and Co. reimpresión de la Princeton University Press.
- Han, P., García-Ponce, B., Fonseca-Salazar, G., Álvarez-Buylla, E. R. y Yu, H. (2008). AGAMOUS-LIKE 17, a novel flowering promoter, acts in a FT independent photoperiod pathway. *The Plant Journal*, 55, 253–265.
- Harris, J. (2006). Keeping Cuba healthy. BBC News. Recuperado el 27 septiembre, 2017, de: <http://news.bbc.co.uk/2/hi/programmes/newsnight/5232628.stm>
- Hernández-Hernández, T., Martínez-Castilla, L. P. y Álvarez-Buylla, E. R. (2007). Functional diversification of B MADS-box homeotic regulators of flower development: adaptive evolution in protein-protein interaction domains after major gene duplication events. *Molecular Biology and Evolution*, 24, 465–481.
- Hernández-Hernández, V., Rueda, D., Caballero, L., Álvarez-Buylla, E. R. y Benítez, M. (2014). Mechanical forces as information: an integrated approach to plant and animal development. *Frontiers in Plant Science*, 10, 265.
- Jablonka, E. y Lamb, M. J. (2005). *Evolution in four dimensions: genetic, epigenetic, behavioral and symbolic variation in the history of life*. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.

- Kauffman, S. (1969). Metabolic stability and epigenesis in randomly constructed genetic nets. *Journal of Theoretical Biology*, *22*, 437–467.
- Kivimäki, M., Kärkkäinen, K., Gaudeul, M., Løe, G. y Agren, J. (2007). Gene, phenotype and function: GLABROUS1 and resistance to herbivory in natural populations of *Arabidopsis lyrata*. *Molecular Ecology*, *16*, 453–462.
- Koornneef, M., Alonso-Blanco, C. y Vreugdenhil, D. (2004). Naturally occurring genetic variation in *Arabidopsis thaliana*. *Annual Review Plant Biology*, *55*, 141–172.
- Lewontin, R. C. (1974). *The genetic basis of evolutionary change*. New York: Columbia University Press.
- Macchi-Leite, G., Rincón-Sánchez, F., Ruiz-Torres, N. A. y Castillo-González, F. (2010). Selección y mantenimiento de poblaciones. Una perspectiva para la conservación in situ de la diversidad genética del maíz. *Revista Fitotecnica Mexicana*, *33*, 43–47.
- Martínez-Castilla, L. P. y Álvarez-Buylla, E. R. (2003). Adaptive evolution in the *Arabidopsis* MADS-box gene family inferred from its complete resolved phylogeny. *Proceedings of the National Academy of Science*, *100*, 13407–13412.
- Martínez-Sánchez, M. E., Mendoza, L., Villarreal, C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2015). A minimal regulatory network of extrinsic and intrinsic factors recovers observed patterns of CD4+ T cell differentiation and plasticity. *PLoS Computational Biology*, *11*, e1004324.
- Martínez-Zambrano, G. M., Galán, J. D. M., González, F. C. y Muñoz, M. L. (2000). Magnitud y linealidad de la respuesta a la selección masal en maíz en función de los ambientes de selección y de evaluación. *Agrociencia*, *34*, 429–436.
- Méndez-López, L. F., Dávila-Velderrain, J., Enríquez-Olguín, C., Domínguez-Hüttinger, E., Martínez-García, J. C. y Álvarez-Buylla, E. R. (2016). Dynamic network and epigenetic landscape model of a regulatory core underlying spontaneous immortalization and epithelial carcinogenesis, 11. *Molecular Networks*. *arXiv preprint arXiv:1604.02208*.
- Mendoza, L. (2013). A virtual culture of CD4+ T lymphocytes. *Bulletin of Mathematical Biology*, *75*, 1012–1029.
- Mendoza, L. y Álvarez-Buylla, E. R. (1998). Dynamics of the genetic regulatory network for *Arabidopsis thaliana* flower morphogenesis. *Journal of Theoretical Biology*, *193*, 307–319.
- Mendoza, L. y Álvarez-Buylla, E. R. (2000). Genetic regulation of root hair development in *Arabidopsis thaliana*: a network model. *Journal of Theoretical Biology*, *204*, 311–326.
- Mendoza, L., Thieffry, D. y Álvarez-Buylla, E. R. (1999). Genetic control of flower morphogenesis in *Arabidopsis thaliana*: a logical analysis. *Bioinformatics*, *15*, 593–606.
- Motta, S. S., Cluzel, P. y Aldana, M. (2015). Adaptive resistance in bacteria requires epigenetic inheritance, genetic noise, and cost of efflux pumps. *PLoS One*, *10*, e0118464.
- Nakamichi, N. (2015). Adaptation to the local environment by modifications of the photoperiod response in crops. *Plant Cell Physiology*, *56*, 594–604.
- Nieto-Sotelo, J., Vázquez, L., Villa, J. M., Ávila, A. X., Rojas, C. I., Aguilar, C., et al. (2016). Importance of mesocotyl and plumule growth on heat and drought avoidance in modern maize hybrids: physiology and GWAS. En *58th Annual Maize Genetics Conference* (memorias). Florida. EUA., 17-20 marzo.
- Pérez-Ruiz, R. V., García-Ponce, B., Marsch-Martínez, N., Ugartechea-Chirino, Y., Villajuana-Bonequi, M., de Folter, S., et al. (2015). XAANTAL2 (*AGL14*) is an important component of the complex gene regulatory network that underlies *Arabidopsis* shoot apical meristem transitions. *Molecular Plant*, *8*, 796–813.
- Richards, E. J. (2006). Inherited epigenetic variation-revisiting soft inheritance. *Nature Review Genetics*, *7*, 395–401.
- Rodríguez-Mega, E., Piñeyro-Nelson, A., Gutiérrez, C., García-Ponce, B., Sánchez, M. D. L. P., Zluhan-Martínez, E., et al. (2015). Role of transcriptional regulation in the evolution of plant phenotype: a dynamic systems approach. *Developmental Dynamics*, *244*, 1074–1095.
- Rohner, N., Jarosz, D. F., Kowalko, J. E., Yoshizawa, M., Jeffery, W. R., Borowsky, R. L., et al. (2013). Cryptic variation in morphological evolution: HSP90 as a capacitor for loss of eyes in cavefish. *Science*, *342*, 1372–1375.
- Rosas, U., Cibrian-Jaramillo, A., Ristova, D., Banta, J. A., Gifford, M. L., Fan, A. H., et al. (2013). Integration of responses within and across *Arabidopsis* natural accessions uncovers loci controlling root systems architecture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*, 15133–15138.
- Sánchez, M. P., Aceves-García, P., Petrone, E., Steckenborn, S., Vega-León, R., Álvarez-Buylla, E. R., et al. (2015). The impact of Polycomb group (PcG) and Trithorax group (TrxG) epigenetic factors in plant plasticity. *New Phytologist*, *208*, 684–694.
- Santacruz, A. G., Tinoco-Cuellar, O. M., Rangel-Huerta, M. y Maldonado, E. (2015). Spatial mapping in perpetual darkness: EvoDevo of behavior in *Astyanax mexicanus* cavefish. En A. C. Keene, M. Yoshizawa, y S. E. McGaugh (Eds.), *Biology and evolution of the Mexican cavefish* (pp. 361–376). Londres: Academic Press, Elsevier.
- Schuettengruber, B., Martínez, A. M., Iovino, N. y Cavalli, G. (2011). Trithorax group proteins: switching genes on and keeping them active. *Nature Reviews Molecular Cell Biology*, *12*, 799–814.
- Shishkova, S., las Peñas, M. L., Napsucially-Mendivil, S., Matvienko, M., Kozik, A., Montiel, J., et al. (2013). Determinate primary root growth as an adaptation to aridity in Cactaceae: towards an understanding of the evolution and genetic control of the trait. *Annals of Botany*, *112*, 239–252.
- Shishkova, S., Rost, T. L. y Dubrovsky, J. G. (2008). Determinate root growth and meristem maintenance in angiosperms. *Annals of Botany*, *101*, 319–340.
- Skiryca, A., Claeys, H., de Bodt, S., Oikawa, A., Shinoda, S., Andriankaja, M., et al. (2011). Pause-and-stop: the effects of osmotic stress on cell proliferation during early leaf development in *Arabidopsis* and a role for ethylene signaling in cell cycle arrest. *Plant Cell*, *23*, 1876–1888.
- Song, J., Angel, A., Howard, M. y Dean, C. (2012). Vernalization -a cold-induced epigenetic switch. *Journal of Cell Science*, *125*, 3723–3731.
- Tapia-López, R., García-Ponce, B., Dubrovsky, J. G., Garay-Arroyo, A., Pérez-Ruiz, R. V., Kim, S. H., et al. (2008). An *AGAMOUS*-related MADS-box gene, *XAL1* (*AGL12*), regulates root meristem cell proliferation and flowering transition in *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiology*, *146*, 1182–1192.
- Telfer, A., Bollman, K. M. y Poethig, R. S. (1997). Phase change and the regulation of trichome distribution in *Arabidopsis thaliana*. *Development*, *124*, 645–654.
- Torres-Sosa, C., Huang, S. y Aldana, M. (2012). Criticality is an emergent property of genetic networks that exhibit evolvability. *PLoS Computational Biology*, *8*, e1002669.
- Vázquez-Lobo, A., Carlsbecker, A., Vergara-Silva, A., Álvarez-Buylla, R. E., Piñero, D. y Engström, P. (2007). Characterization of the expression patterns of leafy/floricaula and needly orthologs in female and male cones of the conifer genera *Picea*, *Podocarpus*, and *Taxus*: implications for current evo-devo hypotheses for gymnosperms. *Evolution and Development*, *9*, 446–459.
- Vergara-Silva, F. (2003). Plants and the conceptual articulation of evolutionary developmental biology. *Biology and Philosophy*, *18*, 249–284.
- Vergara-Silva, F., Espinosa-Matías, S., Ambrose, B. A., Vázquez-Santana, S., Martínez-Mena, A., Márquez-Guzmán, J., et al. (2003). Inside-out flowers characteristic of *Lacandonia schismatica* evolved at least before its divergence from a closely related taxon. *Triuris brevistylis*. *International Journal of Plant Sciences*, *164*, 345–357.
- Vergara-Silva, F., Martínez-Castilla, L. y Álvarez-Buylla, E. R. (2000). MADS-box genes: development and evolution of plant body plans. *Journal of Phycolgy*, *36*, 803–812.
- Veselov, D. S., Mustafina, A. R., Sabirjanova, I. B., Akhmyarova, G. R., Dedov, A. V., Veselov, S. U., et al. (2002). Effect of PEG-treatment on the leaf growth response and auxin content in shoots of wheat seedlings. *Plant Growth Regulation*, *38*, 191–194.
- Vieten, A., Vanneste, S., Wisniewska, J., Benková, E., Benjamins, R., Beeckman, T., et al. (2005). Functional redundancy of PIN proteins is accompanied by auxin-dependent cross-regulation of PIN expression. *Development*, *132*, 4521–4531.
- Villarreal, C., Padilla-Longoria, P. y Álvarez-Buylla, E. R. (2012). General theory of genotype to phenotype mapping: derivation of epigenetic landscapes from n-node complex gene regulatory networks. *Physical Review Letters*, *109*, 118102.
- Waddington, C. H. (1942). Canalization of development and the inheritance of acquired characters. *Nature*, *150*, 563–565.
- Waddington, C. H. (1953). Genetic assimilation of an acquired character. *Evolution*, *7*, 118–126.

- Waddington, C. H. (1957). *The strategy of genes*. Londres: George Allen y Unwin, Ltd.
- Wilkins, A. S. (2008). Waddington's unfinished critique of neo-Darwinian genetics: then and now. *Biological Theory*, 3, 224–232.
- Wolpert, L., Tickle, C. y Martínez-Arias, A. (2015). *Principles of development*. Oxford: Oxford University Press.
- World Health Organization. (2014). Global status report on noncommunicable diseases. World Health Organization [consultado 27 Sep 2017]. Disponible: <http://doi.org/ISBN 9789241564854>
- Wright, S. (1931). Evolution in Mendelian populations. *Genetics*, 16, 97–159.
- Xia, Y., Yu, K., Navarre, D., Seebold, K., Kachroo, A. y Kachroo, P. (2012). The glabra1 mutation affects cuticle formation and plant responses to microbes. *Plant Physiology*, 154, 833–846.
- Yockteng, R., Almeida, A. M. R., Morioka, K., Álvarez-Buylla, E. R. y Specht, C. D. (2013). Molecular evolution and patterns of duplication in the SEP/AGL6-like lineage of the zingiberales: a proposed mechanism for floral diversification. *Molecular Biology and Evolution*, 30, 2401–2422.



Análisis y perspectivas del estudio de los ecosistemas terrestres de México: dinámica hidrológica y flujos de nitrógeno y fósforo

Analysis and perspectives of the study of terrestrial ecosystems in Mexico: hydrological dynamics and fluxes of nitrogen and phosphorus

Angelina Martínez-Yrizar^{a,*}, Javier Álvarez-Sánchez^b y Manuel Maass^c

^a Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Colosio y Sahuaripa s/n, Los Arcos, 83250 Hermosillo, Sonora, México

^b Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior Universitario s/n, Cd. Universitaria, 04510 Ciudad de México, México

^c Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 27-3, Santa María de Guadalupe, 58090 Morelia, Michoacán, México

Recibido el 28 de septiembre de 2016; aceptado el 31 de julio de 2017

Disponible en Internet el 28 de noviembre de 2017

Resumen

Presentamos un diagnóstico del estado actual de conocimiento en México sobre 2 grandes temas de la ecología de ecosistemas: la dinámica hidrológica y los flujos de nitrógeno y fósforo de los ecosistemas terrestres. Una revisión de la literatura en revistas indizadas (1990 a 2016) arrojó 100 publicaciones, aproximadamente la mitad de cada tema, de 135 autores nacionales y 63 del extranjero, la mayoría en la última década. Un grupo reducido de sitios representativos de matorrales xerófilos, bosques tropicales caducifolios, bosques templados y bosques de niebla han sido intensamente estudiados. Son escasos los trabajos con un enfoque integral, y pocos estudios exploran las interacciones agua-nutrientes. La mayoría de los trabajos son de corto plazo (< 5 años) y a escala espacial pequeña (parcela, ladera o cuenca). La incorporación de metodologías más sofisticadas (isótopos estables, sensoría remota, torres «Eddy Covariance») y el trabajo en redes nacionales han permitido fortalecer la investigación ecosistémica en México. Gradualmente se han mejorado las condiciones para abordar vacíos de información y las oportunidades de incidir en la toma de decisiones sobre la gestión del agua, protección de hábitats críticos para la provisión de servicios ambientales, la conservación y el manejo de ecosistemas.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Ecohidrología; Partición de la precipitación; Humedad del suelo; Evapotranspiración; Escorrentía; Flujos; Nutrientes

Abstract

Here we assess the current state of the art of two major research fields in ecosystem ecology in Mexico: hydrological dynamics and fluxes of nitrogen and phosphorus of terrestrial ecosystems. This assessment was based on a review of published indexed papers (1990 to 2016). We found 100 papers, approximately half in hydrology and half in biogeochemistry, authored by 135 Mexican and 63 international scientists. Most of these studies were published in the last decade. A small group of field sites from desert scrub, tropical dry forests and temperate and cloud forests have been intensively investigated. Research with an integrated approach are scarce (most studies analyzed one or a few components of the hydrology or nutrient cycling in relation to abiotic factors) and fewer investigated water-nutrient interactions. Most of the studies were short-term (< 5 years)

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: angelina@unam.mx (A. Martínez-Yrizar).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

and were conducted at the plot, slope or watershed spatial level. New methodologies (stable isotopes, remote sensing, Eddy Covariance towers) and collaborative research networks have substantially advanced ecosystem research in Mexico. Gradually, the ability to investigate research gaps of ecosystem function have improved the opportunities to inform decisions regarding water management, protection of critical habitats for the provision of ecosystem services, conservation and ecosystem management.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Ecohydrology; Precipitation partition; Soil water content; Evapotranspiration; Runoff; Fluxes; Nutrients

Introducción

La ecología como disciplina científica dentro de la biología surge del análisis de la relación entre los organismos y su ambiente. Inicialmente dominó un enfoque de investigación en los individuos, poblaciones y comunidades, centrándose en estudiar y describir los mecanismos que han permitido el proceso evolutivo de las especies, incluyendo los factores que determinan la distribución y la abundancia de sus poblaciones y la estructura y dinámica de las comunidades bióticas que constituyen; lo que denominamos genéricamente como la «historia natural» del mundo biológico. Con el surgimiento de la teoría de sistemas a comienzos del siglo pasado, y su incorporación en la ecología varias décadas después, se comenzó a estudiar al fenómeno biológico a escalas por encima del nivel orgánico, identificando a los ecosistemas como la conformación de sistemas complejos integrados por agentes bióticos y abióticos interactuando en un espacio y tiempo determinados. En contraste con la ecología orgánica, la ecología de ecosistemas centra su atención en los procesos funcionales del ecosistema a diferentes escalas de tiempo y espacio, mediante el análisis de sus almacenes, balances y flujos de agua, energía y nutrientes. Conforme se ha ido reconociendo la crisis ambiental global (*Millennium Ecosystem Assessment, 2005*) resulta imprescindible entender procesos ecológicos por encima del nivel orgánico, por lo que el dominio de la perspectiva analítico-reduccionista de la biología de los organismos ha ido cediendo el paso a un enfoque más sistémico y funcional de los ecosistemas a escalas local, regional y global.

Las investigaciones en el campo de la ecología de ecosistemas, con un enfoque funcional de los ecosistemas terrestres de México, iniciaron formalmente a principios de la década de 1980 con estudios cuantitativos, principalmente sobre productividad primaria y ciclos de nutrientes en bosques tropicales y templados. La presencia de estaciones de campo en algunas de las áreas naturales protegidas de México fue un detonador importante para impulsar la investigación ecológica con un enfoque ecosistémico en el país. Inicialmente dominaron los estudios de carácter descriptivo. La innovación y la adopción de nuevas tecnologías (p.ej., isotopía estable, percepción remota, el uso de torres «Eddy Covariance», registradores automáticos de datos en tiempo real), enfoques filogenéticos y análisis de metadatos, entre otros, han permitido diseñar estudios que integran variables ambientales y biológicas a diferentes escalas y analizar las interacciones, logrando con ello una mejor aproximación para identificar los mecanismos y factores que regulan la dinámica del agua y los flujos de nutrientes en los ecosistemas.

La investigación ecológica con un enfoque ecosistémico es por naturaleza multidisciplinaria y colectiva, por lo que el surgimiento de redes y programas multi-institucionales ha sido un elemento necesario y a la vez detonador de esta investigación en México (*Maass, Díaz-Delgado, Balvanera, Castillo y Martínez-Yrizar, 2010*). Tal es el caso de la Red Mexicana de Investigación Ecológica a Largo Plazo (Red Mex-LTER) creada en de la Red Mexicana de Investigación Ecológica a Largo Plazo (Red Mex-LTER) creada en 2004 como una iniciativa para consolidar la investigación sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas terrestres y acuáticos del país. Esta red incluye 11 sitios representativos de distintos ecosistemas de México (*Burgos et al., 2007; Maass, Equihua y Jardel, 2008*). La investigación que se desarrolla en estos sitios aborda 7 áreas temáticas con un enfoque de investigación socioambiental de largo plazo que ha permitido crear una plataforma de bases de datos para la toma de decisiones (*Jardel, Maass y Rivera-Monroy, 2013; Rivera-Monroy et al., 2008*). Así mismo, la conformación del Programa Mexicano del Carbono (PMC) en 2005 (*Vargas et al., 2012*) y de las recientemente creadas redes temáticas del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), como la Red de Ecosistemas (EcoRed-Conacyt), han estimulado la investigación de corte ecosistémico en nuestro país. Como veremos más adelante, esto se refleja en los artículos publicados en la última década y en el aumento en el número de trabajos que analizan los patrones y procesos en una mayor variedad de tipos de ecosistemas en México, aunque el énfasis sigue siendo en la parte aérea del ecosistema y en el componente de plantas leñosas. El funcionamiento del componente subterráneo ha sido menos estudiado debido a las dificultades metodológicas asociadas al trabajo en el perfil del suelo. En general, dada su complejidad, son aún escasos los estudios integrales de los patrones y procesos del funcionamiento de los ecosistemas tanto en México como a nivel mundial (*Escobar et al., 2008*).

El presente trabajo responde a la iniciativa de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología (SCME), que en 2014 organizó el simposio «La ecología en México: retos y perspectivas». Este esfuerzo de recopilación de información y análisis del estado del arte sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas terrestres de México es importante porque permite identificar temas que aún no han sido estudiados y estimular la investigación para llenar vacíos de información. Complementa otros esfuerzos de interés similar, como la publicación del libro *Capital Natural de México* en el 2008 por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), y otros de carácter más amplio, como la revisión que presenta el

libro *Una mirada al conocimiento de los ecosistemas de México* por Balvanera, Arias, Rodríguez-Estrella, Almeida y Schmitter (2016). El trabajo que aquí presentamos está enfocado a la investigación básica sobre 2 grandes temas de la ecología de ecosistemas terrestres: la dinámica hidrológica y los almacenes y flujos de nitrógeno (N) y fósforo (P).

Objetivos

El objetivo del presente trabajo fue realizar un análisis del estado actual del conocimiento sobre los ecosistemas terrestres de México desde el punto de vista de la dinámica hidrológica y los almacenes y flujos de N y P, basado en una recopilación de la información disponible en la literatura científica en los últimos 25 años.

Los estudios relacionados con el ciclo del carbono (C) en México, inherentemente vinculado a los ciclos de agua y nutrientes del ecosistema (Hastings, Oechel y Muhlia-Melo, 2005; Vargas et al., 2012) no forman parte de la presente revisión. La información sobre ese tema se puede consultar en las Síntesis Nacionales publicadas por el Programa Mexicano del Carbono (PMC) en su portal de internet (<http://pmcarbono.org/pmc/>).

Con base en nuestra revisión, presentamos primero una síntesis cuantitativa de la tendencia temporal del número de publicaciones en cada tema analizado (dinámica hidrológica y almacenes y flujos de N y P). Hacemos una revisión de los tipos de ecosistemas y número de sitios estudiados, los objetivos de investigación en cada uno de los 2 temas, de los aportes al conocimiento y de su aplicación para resolver problemas. Continuamos con un análisis de las instituciones académicas mexicanas y del extranjero participantes en las publicaciones, así como de los programas de educación superior en México que ofrecen cursos de Ecología de Ecosistemas y participan en la formación de recursos humanos en este campo. Finalizamos señalando algunos vacíos de conocimiento, retos y perspectivas de investigación sobre estos 2 temas del funcionamiento de los ecosistemas, y una conclusión general.

Métodos

La presente síntesis está basada en una búsqueda de artículos científicos publicados de 1990 a 2016 en revistas indizadas en la base de datos de la International Science Indexing (ISI) Web of Knowledge (<http://apps.isiknowledge.com>) y de EBSCO Electronic Journal Service (EJS, <http://ejournals.ebsco.com/Login.asp>). Somos conscientes de que existe una gran variedad de fuentes de información (revistas no indizadas, libros, capítulos de libro, reportes, informes, etc.); sin embargo, limitamos la búsqueda a dichas bases de datos por ser de las más completas sobre artículos publicados en revistas indizadas a nivel internacional.

Realizamos la búsqueda usando las palabras clave: ciclo hidrológico, ecohidrología, partición de la precipitación, lluvia, interceptación, escurrimiento, escorrentía, infiltración, evapotranspiración, transpiración, flujos de nutrientes, micorrizas, fijación biológica, nitrógeno, fósforo, amonio, nitrato, ecosistema y México, en español y en inglés. Filtramos la búsqueda

para excluir humedales, ecosistemas ribereños y costeros, agroecosistemas y plantaciones. Esto con el fin de centrar nuestro diagnóstico en los ecosistemas naturales terrestres de México, usando como criterio de selección el tipo de vegetación y la descripción de los sitios por los autores de cada estudio, así como el conocimiento propio de los sitios. La búsqueda arrojó un total de 100 artículos indizados (48 sobre la dinámica hidrológica y 52 sobre almacenes y flujos de N y P).

Se capturó la información de cada publicación en una base de datos para organizar los estudios y conocer la contribución de los trabajos por tema, por tipo de ecosistema, objetivos, variables analizadas, lugar, escala espacial y temporal del estudio, año de publicación, nacionalidad de los autores e instituciones participantes. Para conocer los programas docentes y la contribución a la formación de recursos humanos se realizó una búsqueda en las bases de datos disponibles de las instituciones con mayor representación en los estudios de ecología en México. La nomenclatura de los tipos de vegetación en este trabajo está basada en Rzedowski (2006).

Resultados y discusión

Estado actual del conocimiento sobre la dinámica hidrológica

Un antecedente importante del estado actual del conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas terrestres de México fue el establecimiento de un proyecto a largo plazo sobre la estructura y el funcionamiento de ecosistemas tropicales secos que lleva a cabo la UNAM desde comienzos de 1980 en la Estación de Biología Chamela, ubicada en la costa de Jalisco (Maass et al., 2002; Sarukhán y Maass, 1990). En el marco de este proyecto se dieron los primeros estudios sobre el uso de agua de especies leñosas (Barradas y Fanjul, 1985) y sobre la dinámica hidrológica en microcuencas para analizar el balance de agua en el bosque tropical caducifolio (Cervantes, Maass y Domínguez, 1988; Maass, 1992; Vose y Maass, 1999). Paralelamente, se desarrollaron diferentes estudios de biogeoquímica del bosque (Campo, Jaramillo y Maass, 1998; Campo, Maass, Jaramillo y Martínez-Yrizar, 2000; Campo, Maass, Jaramillo, Martínez-Yrizar y Sarukhán, 2001; Davidson et al., 1993; Davidson et al., 1991; García-Oliva, Casar, Morales y Maass, 1994; García-Oliva, Maass y Galicia, 1995; García-Oliva, Martínez y Maass, 1995; García-Méndez, Maass, Matson y Vitousek, 1991; Maass, 1995; Maass, Jordan y Sarukhán, 1988; Vitousek, Matson, Volkman, Maass y García, 1989) y se dieron las primeras tesis de licenciatura y posgrado. Algunas síntesis de estos trabajos pioneros se pueden encontrar en Maass et al. (2002), Maass y Burgos (2011) y Jaramillo, Martínez-Yrizar y Sanford (2011).

Desde entonces, la investigación sobre este tema se ha ido robusteciendo y desarrollando en diferentes localidades del país, con estudios enmarcados desde una perspectiva ecohidrológica: un enfoque de las biogeociencias que ha permitido elucidar cómo los procesos hidrológicos tienen una influencia en la distribución, estructura y funcionamiento de los ecosistemas y cómo las respuestas de los procesos bióticos a su vez, a través de

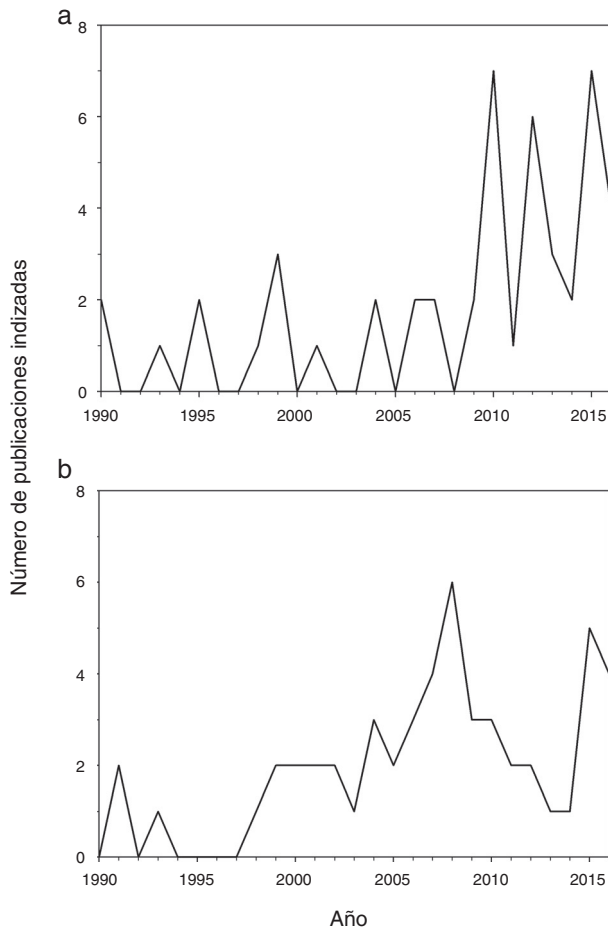


Figura 1. Número de artículos publicados en revistas indexadas entre 1990 y 2016 sobre el funcionamiento de ecosistemas terrestres en México. a) dinámica hidrológica; b) almacenes y flujos de nitrógeno y fósforo.

procesos de retroalimentación, impactan el ciclo hidrológico. Sin embargo, no fue sino hasta el año 2010 que aumentó el ritmo de publicación (63% del total de los trabajos publicados entre 2000 y 2016), con una tasa muy variable de un año a otro y un máximo de 7 artículos publicados en los últimos 5 años, entre 2010 y 2015 (fig. 1a). Este aumento en el número de trabajos publicados se relaciona, principalmente, con la aplicación de nuevas técnicas, como el uso de torres para el monitoreo continuo de los flujos de vapor de agua y de CO₂ (empleando la técnica conocida como «Eddy Covariance») y el uso de isótopos estables para analizar el movimiento del agua de lluvia en el ecosistema y diferenciar el uso de distintas fuentes de agua (precipitación, niebla, agua en el suelo, arroyos y manto freático) por las plantas (Goldsmith et al., 2012; Tarin et al., 2014; Vargas et al., 2013). Esta aproximación ha permitido pasar de una investigación básicamente descriptiva a una orientada a identificar los vínculos y mecanismos involucrados en la dinámica hidrológica y los flujos de elementos en el ecosistema.

Del total de las 48 publicaciones indexadas sobre este tema para el periodo 1990-2016, los matorrales xerófilos son los ecosistemas que han recibido mayor atención de los estudios analizados, representando el 42% de las publicaciones (fig. 2a). Le siguen los bosques templados, en especial los bosques de

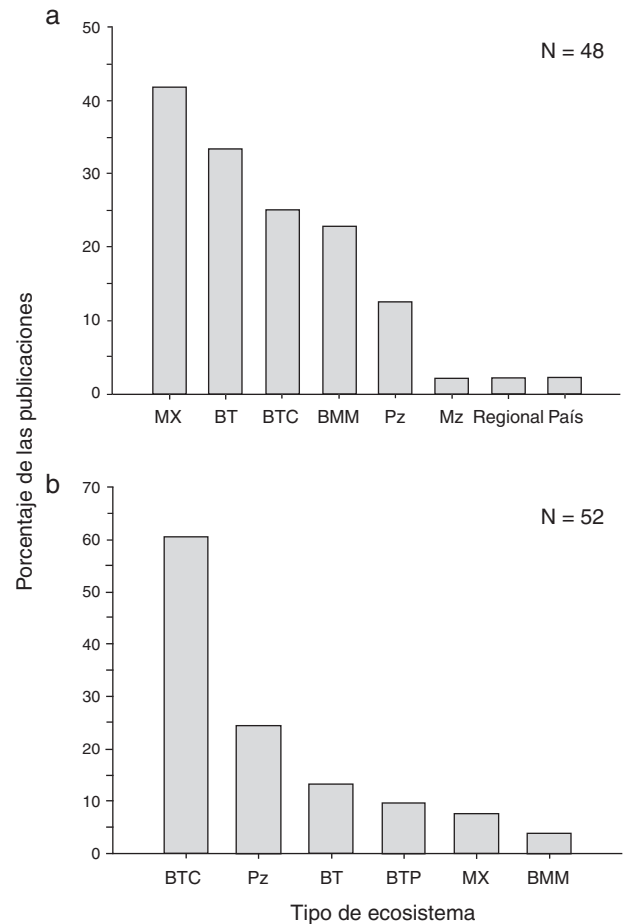


Figura 2. Porcentaje de estudios por tipo de ecosistema del total de las publicaciones indexadas producidas de 1990 a 2016 sobre el funcionamiento de ecosistemas terrestres en México. a) dinámica hidrológica; b) almacenes y flujos de nitrógeno y fósforo. BMM: bosques mesófilos de montaña; BT: bosques templados; BTC: bosques tropicales caducifolios; BTP: bosques tropicales perennifolios; MX: matorrales xerófilos; Mz: mezquites; Pz: pastizales.

pino, de encino y de pino-encino, presentes en el 33% de los estudios, y los bosques tropicales caducifolios en el 25% del total de las publicaciones. Los bosques mesófilos de montaña, en el 23% de los trabajos, son el ecosistema para los que mejor se conoce el comportamiento de los distintos componentes del flujo de agua, así como la influencia de factores topográficos y de distintos tipos de cobertura (bosques de coníferas vs. bosques de latifoliadas) en la entrada de agua al suelo, la interceptación de niebla, entre otros aspectos clave de la dinámica hidrológica a escala de cuenca (Berry, Gotsch, Holwerda, Muñoz-Villers y Asbjornsen, 2016; Holwerda, Bruijnzeel, Muñoz-Villers, Equihua y Asbjornsen, 2010; Muñoz-Villers, Geissert, Holwerda y McDonnell, 2016). Los pastizales han sido analizados en el 13% de las publicaciones, en unas cuantas localidades del país. Hasta ahora, un solo estudio en un mezquital cuantificó el uso diferencial de agua por las plantas para explicar los mecanismos de la invasión de *Prosopis velutina* (mezquite) y las consecuencias del cambio de cobertura en el balance hídrico en áreas donde históricamente predominaban los pastizales semiáridos en el norte de México (Brunel, 2009).

La mayor atención de los estudios hacia las zonas áridas y semiáridas del país (matorrales y bosques tropicales caducifolios; 67% de las publicaciones) se debe a que la interacción atmósfera-vegetación-suelo es particularmente intensa en ecosistemas limitados por agua. En estas zonas, la disponibilidad de agua es crítica no únicamente por su escasez, sino también porque es altamente variable e impredecible en tiempo y espacio (Maass et al., 2002; Porporato y Rodríguez-Iturbide, 2002). Para estos ecosistemas ya se tiene un mejor conocimiento de la contribución relativa de los componentes de la evapotranspiración (evaporación del suelo y transpiración) a la variación diaria y estacional de la misma (Robles-Morua, Vivoni y Mayer, 2012; Tarin et al., 2014), así como de la influencia de la estacionalidad contrastante de la precipitación (lluvias de invierno vs. lluvias de verano) en la dinámica de la evapotranspiración (Villarreal et al., 2016).

Respecto a los objetivos de investigación, el 35% de los estudios han analizado la influencia de la estructura de la vegetación en la «partición de la precipitación», es decir, cómo se mueve y distribuye el agua en el ecosistema, o han analizado la relación entre rasgos funcionales de las plantas (forma, tamaño, fenología, características foliares, etc.) y el uso de agua, con el fin de dilucidar los mecanismos que determinan el balance de agua en el ecosistema (tabla 1). En particular, se ha explorado cómo dichos atributos afectan la cantidad de agua de lluvia que es interceptada, que escurre por los tallos (llamada «escurrimiento por los troncos») y que atraviesa el follaje («escurrimiento por el follaje»), lo que a su vez determina la magnitud de la infiltración y la escorrentía superficial (Cantú-Silva y González-Rodríguez, 2001; Gómez-Tagle, Gómez-Tagle, Ávila y Bruijnzeel, 2015; Kellman y Roulet, 1990; Ponette-González, Weathers y Curran, 2010). Se ha encontrado que los valores de estos flujos varían considerablemente entre tipos de cobertura del suelo e intensidades de lluvia. Por ejemplo, Holwerda et al. (2010) encontraron que la fracción de lluvia anual que se pierde por interceptación (y que no atraviesa el dosel) fue del 17% en el bosque mesófilo de montaña maduro y solo del 8% en el bosque mesófilo secundario. Esta diferencia se debió a la mayor capacidad de almacenamiento de agua en el dosel y a la mayor área foliar específica en el bosque maduro. Pérez-Suárez, Arredondo-Moreno, Huber-Sannwald y Serna-Pérez (2014) encontraron que el agua

interceptada, los escurrimientos por el tronco y por el follaje y la escorrentía variaron entre tipos de bosques (monoespecíficos y mixtos de pino-encino) y la intensidad de lluvia en una microcuenca en la mesa central de San Luis Potosí. Identificaron que la distribución de la lluvia en estos bosques es una función de los rasgos morfo-funcionales de cada especie (dimensiones de los árboles), de la estructura del bosque (densidad de árboles, índice de área foliar) y de la interacción entre las especies. Otros estudios comparativos de la influencia de las especies en la dinámica hidrológica del ecosistema incluyen los trabajos de Carlyle-Moses, Flores Laureano y Price (2004), Nívar (1993, 2011) y Nívar y Bryan (1990) en bosques y matorrales del noroeste de México. En el bosque mesófilo de montaña, el estudio de Alvarado-Barrientos et al. (2015) analizó la contribución de las especies dominantes a la pérdida de agua por transpiración diurna y nocturna. Estos estudios están revelando los vínculos existentes entre diferentes procesos ecohidrológicos (entrada, flujos y almacenes de agua) así como identificar el origen de las fuentes de agua que permiten a los ecosistemas mantener sus funciones a través del tiempo (Goldsmith et al., 2012).

El 15% de los estudios han investigado los atributos hidrológicos y su influencia en procesos del ecosistema a distintas escalas temporales y espaciales (tabla 1). Por ejemplo, en ecosistemas áridos se ha investigado el efecto de la variación temporal (estacional e interanual) de la precipitación en el intercambio neto de CO₂ y de vapor de agua (Pérez-Ruíz et al., 2010; Verduzco et al., 2015), en bosques tropicales secos, el papel de pulsos grandes de lluvia (≥ 10 mm) en las tasas netas de descomposición (Anaya, Jaramillo, Martínez-Yrizar y García-Oliva, 2012) y la relación entre la variación estacional durante un año de la intercepción potencial de la radiación solar y el contenido de agua del suelo a nivel de cuenca (Galicía, López-Blanco, Zarco-Arista, Filips y García-Oliva, 1999).

El 17% de los trabajos examinan las interacciones entre los procesos hidrológicos y la actividad de la vegetación, analizada a través de datos derivados de percepción remota (tabla 1). Esta aproximación ha probado ser una herramienta útil para escalar los procesos del ecosistema a nivel de cuenca, regional y de país (Gondwe et al., 2010; Mora e Iverson, 1998; Tang, Vivoni, Muñoz-Arriola y Lettenmaier, 2012; Vivoni, 2012), así como validar/construir modelos predictivos del funcionamiento de ecosistemas basados en procesos hidrológicos (Ballinas, Esperón-Rodríguez y Barradas, 2015; Carlyle-Moses y Price, 2007; Méndez-Barroso et al., 2014). Algunos de estos estudios han examinado la influencia del Monzón de Norteamérica, fenómeno climatológico de gran escala que aporta del 40 al 80% de la precipitación anual en solo 3 meses durante el verano cada año (Robles-Morua et al., 2012), para explicar las variaciones en la dinámica de la vegetación, la evolución de la evapotranspiración y la partición de la precipitación en ecosistemas áridos y de alta montaña (Méndez-Barroso y Vivoni, 2010; Méndez-Barroso, Vivoni, Watts y Rodríguez, 2009; Tang et al., 2012).

Se ha avanzado en la validación de modelos analíticos de atributos hidrológicos a distintos niveles espaciales y su aplicabilidad a diferentes tipos de cobertura (Ballinas et al., 2015; Nívar, 2013; Nívar, Carlyle-Moses y Martínez, 1999; Nívar, Charles y Jurado, 1999), así como en la evaluación de diseños

Tabla 1
Temas de la investigación sobre la dinámica hidrológica en los ecosistemas terrestres de México en artículos indizados para el periodo 1990-2016.

Tema	n	%
Interacción entre partición lluvia, atributos vegetación y rasgos funcionales	17	35.4
Interacción procesos hidrológicos y actividad vegetación	8	16.7
Disturbios (recarga acuíferos, incidencia fuegos, invasión, cambio de uso del suelo)	8	16.7
Interacción procesos hidrológicos y procesos del ecosistema	7	14.6
Metodológicos (aplicabilidad de modelos, estrategias de muestreo)	5	10.4
Experimentales (manipulación de lluvia) y aplicados	3	6.3
Total	48	

de muestreo (Carlyle-Moses et al., 2004) y estrategias metodológicas para el análisis preciso de la dinámica hidrológica en el ecosistema (Gebremichael y Barros, 2006; Vivoni et al., 2010; 10% de los trabajos, tabla 1). Este avance ha estado acompañado del uso de torres de flujos turbulentos, de datos provenientes de percepción remota, o de una combinación de ambos; técnicas presentes en el 30% de las publicaciones.

Las alteraciones de los componentes del flujo de agua asociadas al cambio de uso de suelo, la invasión de especies y la incidencia de disturbios como incendios y plagas son aspectos que han sido abordados en el 17% de los estudios sobre la dinámica hidrológica en los ecosistemas terrestres de México (tabla 1). Un ejemplo de esto son los trabajos en el bosque mesófilo de montaña, que con la combinación de mediciones ecofisiológicas, micrometeorológicas, hidrológicas y el uso de isótopos estables han podido identificar el impacto hidrológico y las relaciones causales por la conversión del bosque a otros tipos de cobertura (Muñoz-Villers y McDonnell, 2013; Muñoz-Villers et al., 2015) o el tiempo necesario para la recuperación de la funcionalidad hidrológica del bosque (Muñoz-Villers et al., 2012, 2015).

Los estudios con un enfoque experimental son escasos. Arredondo et al. (2016), a través de un experimento de manipulación de lluvia, mostraron que el pastizal semiárido tropical es tolerante a la sequía pero sensible al legado de la precipitación previa de invierno en la productividad del siguiente verano. Este conocimiento es relevante en el contexto de la vulnerabilidad de la disponibilidad de agua ante el cambio climático y el cambio de uso de suelo (tan intenso en nuestro país).

En los últimos 10 años, la aportación de los estudios en México sobre la dinámica hidrológica ha aumentado, tanto en el número de ecosistemas distintos como en la variedad de localidades de estudio. La investigación se ha realizado en 10 estados de la República Mexicana, siendo Veracruz y Sonora los estados con el mayor número de publicaciones (25% cada uno), con estudios en los bosques mesófilos de montaña de la región central de Veracruz y en Sonora, en los ecosistemas áridos ubicados en las cuencas del río Sonora y del río San Miguel (Méndez-Barroso y Vivoni, 2010; Tarin et al., 2014; Vivoni et al., 2010). En Nuevo León (21% del total de publicaciones) los estudios se han realizado en encinares, bosques de pino, bosques mixtos de pino-encino y en el matorral tamaulipeco en la planicie costera del Golfo de México (Cantú-Silva y González-Rodríguez, 2001; Carlyle-Moses et al., 2004; Nívar, 2011; Nívar et al., 1999b). El estado de Jalisco (9% del total de publicaciones) sobresale por los estudios en la región de Chamela, donde predomina el bosque tropical caducifolio (Galicia et al., 1999; García-Oliva et al., 1995a; García-Oliva et al., 1995b). En cada uno de los otros 6 estados se han publicado únicamente uno o dos trabajos sobre este tema (fig. 3a).

Estado actual del conocimiento sobre la dinámica del nitrógeno y fósforo

Los estudios sobre la dinámica de nutrientes en los ecosistemas terrestres de México han tenido principalmente un enfoque de investigación básica, dirigidos a describir los almacenes y

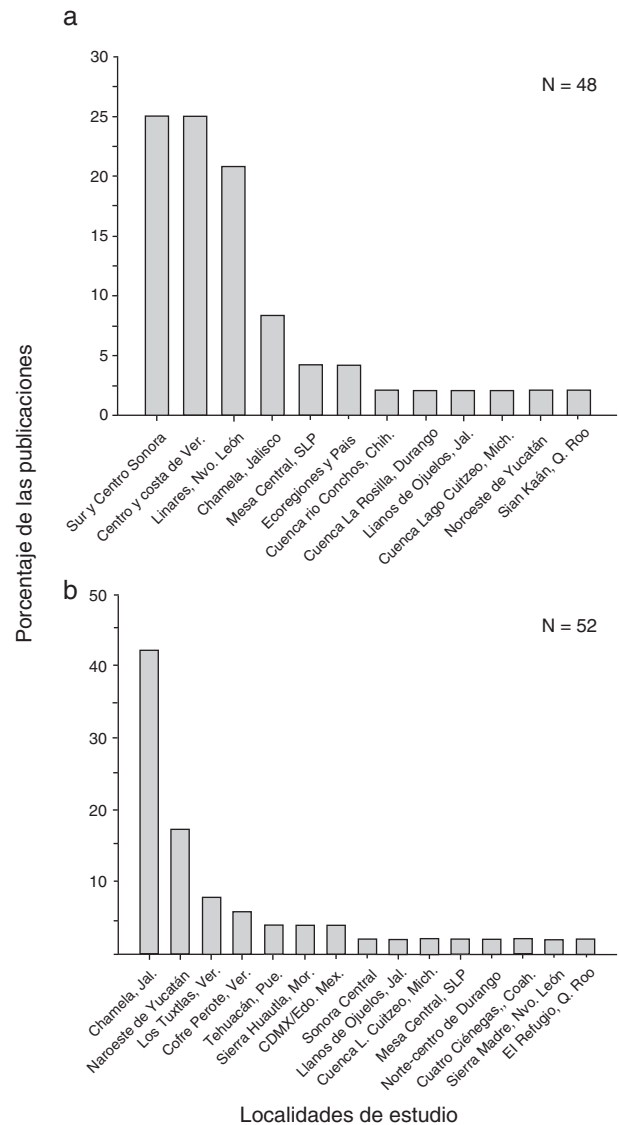


Figura 3. Porcentaje de estudios por localidad del total de las publicaciones indizadas producidas de 1990 a 2016 sobre el funcionamiento de ecosistemas terrestres en México. a) dinámica hidrológica; b) almacenes y flujos de nitrógeno y fósforo.

flujos de C, N y P y la influencia de la variabilidad climática en dichos procesos. De acuerdo con los criterios de la búsqueda para esta revisión, los estudios comenzaron en 1991 con un trabajo en el bosque tropical caducifolio de Chamela sobre las emisiones de óxido nítrico del suelo (García-Méndez et al., 1991). Al igual que los estudios sobre la dinámica hidrológica, el número de publicaciones por año ha sido muy variable, con la mayor producción en los últimos 10 años (65% del total de las 52 publicaciones de 1990 a 2016) y un máximo de 6 artículos hasta el 2008 (fig. 1b). El ciclo del N ha sido el más investigado por ser uno de los nutrientes más importantes y limitante de la productividad primaria en muchos ecosistemas terrestres (LeBauer y Treseder, 2008). Así, mientras que el 86% de los trabajos abordaron aspectos del ciclo del N, solo el 50% abordó aspectos del ciclo del P.

Por tipo de ecosistema, en los últimos 25 años los estudios sobre la dinámica del N y P se han llevado a cabo en bosques tropicales, bosques templados, pastizales y matorrales xerófilos en muy pocas localidades del país. El bosque tropical caducifolio aparece en el 60% de las 52 publicaciones, seguido de los pastizales, con el 25% (fig. 2b). El bosque templado está representado en el 13% de los estudios, seguido por el bosque tropical perennifolio y el matorral xerófilo, con poco menos del 10% cada uno. La dinámica de N y P en bosques mesófilos de montaña ha sido pobremente estudiada (4% del total de publicaciones), lo cual contrasta con el alto número de trabajos realizados sobre la dinámica hidrológica de este ecosistema en México, como se mostró en el apartado anterior. El mayor número de trabajos en los bosques tropicales caducifolios se debe, al igual que con los estudios de hidrología, a los esfuerzos e intereses institucionales por conocer el funcionamiento de este tipo de ecosistemas, que cubren aproximadamente el 10% del territorio, albergan una alta biodiversidad y se encuentran bajo una fuerte presión por disturbio antropogénico (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010). Históricamente, estos esfuerzos se han centrado en la región de Chamela, en la costa de Jalisco, con el propósito de entender los efectos de la estacionalidad y de la conversión del bosque a campos agropecuarios (Jaramillo et al., 2011; Maass et al., 2002). Una aportación reciente de relevancia global al conocimiento de la dinámica de nutrientes en los bosques tropicales de las tierras bajas y de montaña es la publicación de un metaanálisis que exploró las consecuencias del enriquecimiento antropogénico de N atmosférico en los ciclos del C y el N. Este análisis cubrió una revisión de 64 estudios repartidos en 39 localidades en 14 países, con una sola localidad en la península de Yucatán representando a México (Bejarano-Castillo, Campo y Roa-Fuentes, 2015).

Por tema de investigación, las publicaciones sobre N y P incluyen estudios relacionados con el análisis cuantitativo de los almacenes y flujos de elementos en ecosistemas conservados, la influencia del dosel y de las especies dominantes en estos flujos, así como de las interacciones entre estos nutrientes y la actividad microbiana del suelo (tabla 2). Otros temas relevantes incluyen el efecto de disturbios (cambio de uso del suelo, efecto de borde) y el análisis de los cambios a través de la sucesión secundaria. El compartimento más estudiado es el del suelo (Campos, 2010; Hughes, Kauffman y Jaramillo, 1999, 2000; Jaramillo, Kauffman, Rentería-Rodríguez, Cummings y Ellingson, 2003; Medina-Roldán, Arredondo, Huber-Sannwald, Chapa-Vargas y Olalde, 2008; Saynes, Hidalgo, Etchevers y Campo, 2005), seguido por el del mantillo (Anaya, García-Oliva y Jaramillo, 2007; Campo, Solís y Valencia, 2007; Tobón, Martínez-Garza y Campo, 2010). En general, datos sobre los flujos de N y P por vía de la caída hojarasca, la principal ruta del regreso de los nutrientes al suelo, son escasos para la mayoría de los ecosistemas terrestres de México.

El enriquecimiento de nutrientes a través del escurrimiento del agua de lluvia por el follaje ha sido abordado en el 17% del total de las publicaciones (tabla 2). Este flujo se ha documentado para bosques tropicales caducifolios (Campo et al., 1998, 2001; Runyan et al., 2013), bosques templados (Pérez-Suárez, Fenn, Cetina-Alcalá y Aldrete, 2008) y el bosque tropical perennifolio

Tabla 2

Temas de la investigación sobre los almacenes y ciclos de nitrógeno y fósforo en los ecosistemas terrestres de México en artículos indizados para el periodo 1990-2016.

Tema	n	%
Efecto de disturbios (cambio de uso del suelo, efecto de borde)	15	28.8
Influencia del dosel, flujos en escurrimiento troncal y por el follaje	9	17.3
Influencia de especies dominantes y rasgos foliares	7	13.5
Relación con la dinámica microbiana del suelo	7	13.5
Manejo de ecosistemas (restauración, fertilización)	6	11.5
Dinámica a través de la sucesión secundaria	5	9.6
Eficiencia de uso y disponibilidad de nutrientes	3	5.8
Total	52	

(Álvarez-Sánchez, Barajas-Guzmán, Campo y León, 2016). La contribución del enriquecimiento de nutrientes por este flujo varía entre eventos individuales de lluvia, entre compuestos químicos y entre tipos de ecosistema. Por ejemplo, los valores más altos se presentan en los bosques templados, donde los escurrimientos de nitratos a través del follaje pueden alcanzar valores de hasta 3.01 mg L^{-1} . Al parecer, tales escurrimientos (o flujos) fueron determinados por la forma monopódica de los árboles más que por la cantidad de la precipitación. En los bosques tropicales, tanto estacionales como húmedos, los valores máximos de dichos flujos fueron considerablemente más bajos (0.40 y 1.16 mg L^{-1} , respectivamente).

La influencia de las especies en el flujo de nutrientes, analizada en el 14% de las publicaciones (tabla 2), incluye los trabajos con especies de pino y abeto en los bosques templados cercanos a la Ciudad de México (Fenn, de Bauer, Quevedo-Nolasco y Rodríguez-Frausto, 1999; Pérez-Suárez et al., 2008); con las leguminosas *Lysiloma microphyllum* Benth. (Cárdenas y Campo, 2007) y *Caesalpinia eriostachys* Benth. (Toledo-Aceves y García-Oliva, 2008) en los bosques tropicales caducifolios de Huautla y Chamela, respectivamente; con *Quercus* sp. en los bosques de Michoacán (Chávez-Bergara et al., 2016), con *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., *Acacia farnesiana* (L.) Willd. y *Mimosa biuncifera* Benth. de la región semiárida de Durango (Herrera-Arreola, Herrera, Reyes-Reyes y Dendooven, 2007) y con *Astrocaryum mexicanum* Liebm., una palma dominante del sotobosque en el bosque tropical perennifolio de Los Tuxtlas, Veracruz (Álvarez-Sánchez et al., 2016). En este último caso, la influencia de la palma en los ciclos del N y el P es notable, ya que sus copas actúan como una trampa natural de la hojarasca que cae de los estratos superiores del bosque formando una capa de mantillo que enriquece con nutrientes el agua de lluvia que escurre por los troncos. Este mecanismo es una ruta significativa en las entradas de N y P al suelo en este bosque lluvioso.

Una contribución importante a los estudios sobre la dinámica de nutrientes en los bosques tropicales estacionalmente

secos ha sido la medición, previo a la abscisión foliar, de la reabsorción (el regreso de nutrientes de las hojas a la planta durante la senescencia foliar) y la proficiencia (concentración de nutrientes en las hojas completamente senescentes) de N y P en especies dominantes o por grupos funcionales (Cárdenas y Campo, 2007; Rentería, Jaramillo, Martínez-Yrizar y Pérez-Jiménez, 2005; Rentería y Jaramillo, 2011). Este enfoque ha permitido identificar el control de la disponibilidad de agua en la dinámica de los nutrientes, estudiar la eficiencia de uso de nutrientes y explicar el funcionamiento del ecosistema en términos de los mecanismos de conservación de N y P en ambientes estacionalmente secos (Rentería y Jaramillo, 2011). A pesar de la importancia de la reabsorción en la eficiencia de uso y conservación de nutrientes, este es un tema que ha sido muy poco abordado en los estudios sobre la dinámica de nutrientes en los ecosistemas terrestres de México (6% del total de las publicaciones).

Los estudios en relación con la actividad microbiana en el suelo (14% de las publicaciones; tabla 2) se han realizado principalmente en ecosistemas limitados por agua, como bosques secos y matorrales. Se ha estudiado la dinámica de N en las llamadas islas de fertilidad (Perroni-Ventura, Montaña y García-Oliva, 2006) y en las costras biológicas del suelo (Sandoval-Pérez et al., 2016), mostrando que la biomasa y la actividad microbiana en las islas y las biocostras mejora localmente la dinámica de C y N en estos ambientes. Se ha analizado el efecto diferencial de los macro- y micro-agregados del suelo en la dinámica de C y N, y en la estructura de la comunidad microbiana del suelo en el bosque tropical caducifolio (Noguez et al., 2008), así como el efecto de la composición de la hojarasca en la actividad microbiana y comunidad de hongos en un bosque decídúo de *Quercus* (Chávez-Bergara et al., 2016). También se ha investigado la influencia de distintas especies de árboles remanentes en pastizales inducidos sobre el N y C microbiano del suelo (Galicia y García-Oliva, 2004, 2008). El potencial de transformación de C, N y P por la comunidad microbiana del suelo en dos sistemas vegetación-suelo contrastantes (matorral y pastizal) fue analizado por Tapia-Torres, López-Lozano, Souza y García-Oliva (2015), mostrando que el suelo del pastizal promueve un sistema cerrado que conserva el N, mientras que en el matorral es un sistema abierto que libera N. Para el bosque tropical caducifolio, Montaña, García-Oliva y Jaramillo (2007) analizaron el efecto de las variaciones estacionales del C orgánico disuelto en la dinámica del N y la actividad microbiana del suelo. Recientemente se han introducido nuevos enfoques (filogenéticos y moleculares) para analizar, por ejemplo, la relación del N almacenado en la hojarasca producida por varias especies arbóreas con sus afinidades filogenéticas (Bhaskar, Porder, Balvanera y Edwards, 2016).

Estudios con un enfoque experimental (12% de las publicaciones; tabla 2) han sido diseñados para analizar el efecto de la fertilización con N y P en los almacenes y ciclos de dichos elementos a través de la sucesión secundaria o a través de un gradiente de precipitación. Tal es el caso de los trabajos de Campo, Solís y Gallardo (2012), Ceccon, Sánchez y Campo (2002), Gamboa et al. (2010) y Bejarano, Etchevers, Ruíz-Suárez y Campo (2014) llevados a cabo en bosques tropicales secos.

A través de un experimento de fertilización en el laboratorio, Bejarano et al. (2014) analizaron los efectos sobre los flujos de NO₂, la mineralización de N y la concentración de N en la biomasa microbiana al añadir N al suelo proveniente de localidades de bosque tropical seco de Yucatán con diferentes niveles de precipitación. Los resultados mostraron que tales efectos dependen de las condiciones de limitación de agua que operan en cada localidad.

El efecto del cambio de uso del suelo sobre los almacenes y la dinámica de los nutrientes es un tema de estudio que ha recibido una notable atención (29% de las publicaciones; tabla 2). Ejemplos de estos estudios son los trabajos de Campos (2010), Campos, Etchevers, Oleschko e Hidalgo (2012) y Campos, Oleschko, Etchevers e Hidalgo (2007) en los bosques de niebla del Cofre de Perote, de Valdespino, Romualdo, Cardenazzi y Campo (2009) en los bosques secos de la Sierra de Huautla, de Morales-Romero, Campo, Godínez-Álvarez y Molina-Freaner (2015) en el matorral xerófilo de Sonora, y de García-Oliva, Gallardo y Montaña (2006), Giardina, Sanford y Døckersmith (2000) y Jaramillo et al. (2003) en los bosques estacionalmente secos de Chamela. En particular, se ha encontrado que el N orgánico del suelo (García-Oliva et al., 2006), la mineralización del N (Campos et al., 2007; Morales-Romero et al., 2015) y los almacenes de N y P (Hughes et al., 2000; Das, Lawrence, d'Odorico y DeLonge, 2011) se reducen como consecuencia de la conversión a campos agropecuarios. Un solo estudio, que integró varios componentes de la dinámica del ecosistema y variables sociales, ha analizado la resiliencia del bosque tropical seco al cambio de uso de suelo (Gavito et al., 2014). Este estudio mostró la buena capacidad de respuesta y adaptación del socio-ecosistema de bosque tropical seco en Chamela, resaltando la importancia que ha tenido la preservación del capital natural, favorecida por la existencia de un área natural protegida y el bajo impacto humano en esa zona (Gavito et al., 2014).

A la fecha, son muy pocas las localidades (distribuidas en 13 estados del país) donde se ha estudiado la dinámica del N y P de los ecosistemas terrestres de México (fig. 3b). La mayoría de los trabajos se han realizado en Jalisco (44% de las publicaciones), seguido por la península de Yucatán (17%), especialmente en el bosque tropical caducifolio en ambos estados. Con una menor representación, este tema se ha investigado en el estado de Veracruz, principalmente en el bosque mesófilo de montaña y el bosque tropical perennifolio (13% del total de las publicaciones; fig. 3b). En cada uno de otros 10 estados de la República Mexicana se han publicado uno o dos trabajos sobre los almacenes y dinámica de N y P (fig. 3b) y la mayoría en sitios ubicados en comunidades de zonas áridas y semiáridas.

Aportes en la aplicación del conocimiento

La presente revisión nos permitió identificar varios trabajos que podrían incidir en la aplicación del conocimiento, pero la mayoría (85%) han sido de investigación básica. Estudios de corte más aplicado son trabajos que no cumplieron con los criterios de la búsqueda, pero abordan aspectos como la problemática de uso de agua asociada al turismo en las zonas tropicales

estacionales (Riensch, Castillo, Flores-Díaz y Maass, 2015), el papel de los ecosistemas en la provisión de servicios ecosistémicos (Balvanera et al., 2016), las relaciones entre variables biofísicas y socioeconómicas para elucidar los vínculos entre la degradación del suelo y el ciclo hidrológico a distintas escalas (Huber-Sannwald, Maestre, Herrick y Reynolds, 2006) y la aplicación del enfoque socioecosistémico en la política pública del país (Challenger, Bocco, Equihua, Lazos-Chavero y Maass, 2015). Estos son algunos ejemplos de investigación aplicada que merece un análisis más completo en una futura revisión sobre este tema.

Uno de los estudios identificados en la presente revisión con el potencial de incidir en la aplicación del conocimiento es el trabajo hidrogeológico de Gondwe et al. (2010) en la región de la península de Yucatán donde se ubica la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Con el fin de desarrollar una gestión adecuada del agua subterránea, este estudio empleó la combinación de parámetros geofísicos y de percepción remota en la determinación de la recarga de acuíferos (17% de la precipitación promedio anual) y su variación espacial a través de la región de estudio. Otro trabajo, en el contexto del manejo de bosques, identificó los vínculos entre los periodos de sequía, la humedad del suelo y la incidencia de plagas (escarabajos descortezadores) en áreas quemadas de bosques templados sujetos a una alta incidencia de incendios (Návar, 2015). Este estudio enfatizó que el entender la convergencia de estos vínculos con anomalías climáticas es crítico para evaluar la vulnerabilidad de los bosques a este tipo de disturbios e implementar mejores prácticas de manejo forestal. A escala de cuenca, Muñoz-Villers et al. (2016) cuantificaron el tiempo de tránsito del agua de lluvia en la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, identificando las variables físicas (fisiografía, topografía y permeabilidad de la interfase suelo-roca) que contribuyen a sostener el flujo del caudal, bajo diferentes tipos de cobertura e intensidades de lluvia. Este estudio muestra el valor que tiene la conservación del bosque mesófilo de montaña para mantener los tiempos de residencia del flujo base de ríos largos. Para la cuenca del río Conchos, Chihuahua, Reyes-Gómez, Viramontes-Pereida, Miranda-Ojeda, Sánchez-Fernández y Viramontes-Olivas (2007) compararon la capacidad de infiltración y escorrentía entre suelos de bosque y de pastizal para determinar las áreas de recarga en la cuenca. Este estudio encontró que la infiltración del bosque (intervalo de variación del 60 al 100%) disminuye al 40% debido a la deforestación. En el caso del N y el P, un estudio examinó los efectos de distintos tratamientos de restauración en la recuperación del estatus de los nutrientes del suelo en una pradera ganadera en un sitio anteriormente cubierto por bosque tropical perennifolio (Tobón et al., 2010).

En las 48 publicaciones sobre la dinámica hidrológica de los ecosistemas terrestres de México es notable la colaboración que se ha dado entre instituciones nacionales y del extranjero, tanto de Latinoamérica como de Europa, Australia, Estados Unidos y Canadá. En total, 18 instituciones mexicanas han realizado publicaciones con la colaboración de 30 instituciones del extranjero. Destacan por sus contribuciones 5 instituciones mexicanas, principalmente la UNAM (33% de las publicaciones), y 2 del extranjero (la Universidad Estatal de Arizona y la Universidad

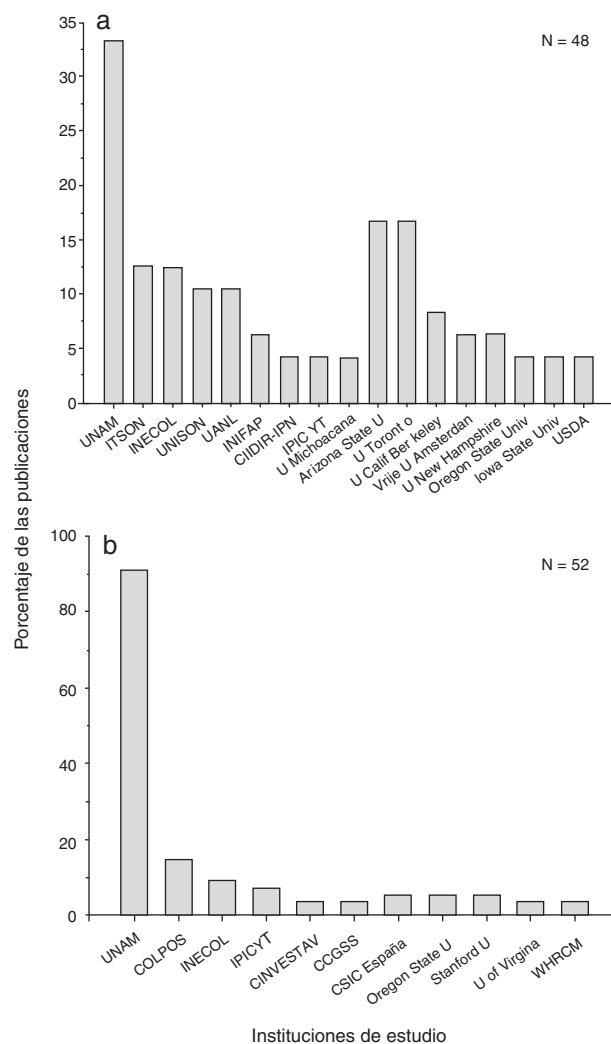


Figura 4. Porcentaje de estudios por institución académica participante del total de las publicaciones indizadas producidas de 1990 a 2016 sobre los ecosistemas terrestres de México. a) dinámica hidrológica; b) almacenes y flujos de nitrógeno y fósforo. CCGSS: Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste A.C.; CIIDIR: Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Regional Integral; CINVESTAV: Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional; CSIC: Consejo Superior de Investigaciones Científicas; INECOL: Centro Instituto de Ecología, A.C.; INIFAP: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias; IPICYT: Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.; ITSON: Instituto Tecnológico de Sonora; UANL: Universidad Autónoma de Nuevo León; USDA: U.S. Department of Agriculture; WHRC: Woods Hole Research Center.

de Toronto, con el 17% de las publicaciones cada una; fig. 4a). Veinte de las 48 publicaciones fueron producto de la colaboración de instituciones mexicanas y del extranjero, 16 fueron producidas solo por instituciones mexicanas y 12 solo por instituciones del extranjero.

Las publicaciones encontradas en esta revisión sobre los almacenes y ciclos de N y P de los ecosistemas terrestres de México se realizaron con la participación de 25 instituciones: 10 mexicanas y 15 del extranjero. La UNAM está presente en la mayoría de las 52 publicaciones (91%), seguida por el Colegio de Posgraduados (COLPOS), con un 15%, y el Instituto de Ecología A.C. (INECOL), con un 9% (fig. 4b). El resto

de las 7 instituciones mexicanas están representadas en una o dos publicaciones. Del total de las 52 publicaciones, la mayoría (71%) fueron producidas solo por instituciones mexicanas y únicamente 14 publicaciones resultaron de la colaboración internacional, principalmente con el Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España, la Universidad Estatal de Oregon y la Universidad de Stanford. Únicamente 2 de los 52 trabajos fueron publicados sin la participación de instituciones mexicanas.

Programas docentes que imparten cursos de Ecología de Ecosistemas en México

Los cursos de ecología de ecosistemas en México comenzaron a mediados de la década de 1980, cuando inició el Programa de Doctorado en Ecología coordinado por el Centro de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México (hoy Instituto de Ecología, UNAM) que incluía en su plan de estudios la materia de Ecología de Ecosistemas. Desde 1990, dicho curso se ha impartido de manera ininterrumpida en el Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM. Hasta donde sabemos, y quizá solo con algunas excepciones (como la Licenciaturas en Ecología de la Universidad Estatal de Sonora [UES] y la de Ingeniero en Recursos Agropecuarios del CUCSUR de la Universidad de Guadalajara), es raro que la materia de Ecología de Ecosistemas, con un contenido temático que abarque marcos conceptuales y todos los componentes del funcionamiento del ecosistema y sus interacciones (hidrología, energética y biogeoquímica), se incluya en los planes de estudios de las licenciaturas afines tales como la de Ciencias de la Tierra en la Facultad de Ciencias de la UNAM y las de Biología en la Universidad Autónoma Metropolitana, en la Universidad de Sinaloa y en la UNAM, entre otras. En estas últimas solo se imparten conocimientos generales de ecología de ecosistemas dentro del programa general de la materia de Ecología, o de cursos independientes por temas, o que combinan la ecología de comunidades y de ecosistemas en una sola materia. Con el surgimiento de carreras más interdisciplinarias y multi-institucionales han ido apareciendo cursos claramente enmarcados en el paradigma ecosistémico. Son un ejemplo de esto los cursos de Hidrología y Energética de Ecosistemas, de Biogeoquímica del Ecosistema y de Manejo Integral de Ecosistemas, que forman parte del plan de estudios de la Licenciatura en Ciencias Ambientales de la Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia de la UNAM. Un número significativo de tesis de maestría y doctorado, en temas de la dinámica hidrológica y de los almacenes y flujos de nutrientes en los ecosistemas terrestres de México, ha ido aumentando en correspondencia con el mayor número de artículos publicados en estos temas. Por ejemplo, en los catálogos digitales de tesis de posgrado disponibles en los portales de la UNAM, del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. (IPICYT), del INECOL y del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) identificamos (basándonos en el título de la tesis) al menos una centena de trabajos que abordaron tópicos relacionados con la dinámica hidrológica y biogeoquímica de los ecosistemas terrestres de México. Estos trabajos de tesis se realizaron bajo la dirección de varios

de los investigadores que aparecen como autores en las publicaciones de la presente revisión, la mayoría en los últimos 10 años. Dada la importancia que tiene el tema del agua en los aspectos biológicos, ecológicos y sociales, sobresale en las tesis que abordan temas de la dinámica hidrológica un vínculo con procesos de cambios de uso del suelo y con la provisión y calidad del agua. Sin embargo, aún se requiere un mayor impulso en la formación de recursos humanos en las investigaciones con un enfoque integral al estudio de los patrones y procesos del funcionamiento de los ecosistemas terrestres de México. Tal formación es importante para subsanar el reducido número de expertos que se tienen en el país en este campo de estudio. Como bien lo señalan Vargas et al. (2012), en México esta disciplina se trabaja con una infraestructura y programas de monitoreo de largo plazo aún muy limitados. Esto resulta contradictorio, dada la importancia del enfoque ecosistémico para abordar y resolver los retos ecológicos y ambientales actuales asociados al acelerado cambio en los ecosistemas a nivel nacional y global.

Vacíos del conocimiento, retos y perspectivas de investigación

Los siguientes son algunos aspectos importantes que se desprenden de la presente revisión de la bibliografía de trabajos de corte ecosistémico en México en los últimos 25 años:

1. Los estudios no solo son escasos, sino que están concentrados en pocas localidades y la mayoría son de corta duración (un año o menos en el 48% del total de las 100 publicaciones). Dadas las marcadas fluctuaciones temporales de las variables que controlan los procesos del ecosistema (p.ej., la humedad del suelo puede variar de manera relevante a intervalos de horas a décadas), el desarrollo de diseños de largo plazo permitiría determinar con mayor precisión la magnitud de la variabilidad natural y las respuestas/recuperación de los ecosistemas a eventos extremos del clima y disturbios naturales de gran escala (como los eventos El Niño, el Monzón de Norteamérica y la Oscilación Decadal del Pacífico). Tal información es fundamental para entender la vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres al cambio climático global.
2. La mayoría de los estudios se han realizado a nivel de un sitio representativo del ecosistema de estudio, mismo que es intensamente monitoreado a nivel de parcela, generalmente en áreas de menos de 0.1 ha. Algunos estudios han abarcado una mayor escala espacial con varios sitios distribuidos en la ladera de un volcán, o a nivel de una cuenca, o en varias subcuencas, pero un número aún muy limitado ha abarcado una escala regional o nacional (4% del total de publicaciones). Queda aún el reto de que los resultados de estudios a nivel de parcela sean integrados a escalas mayores (p.ej., con modelos predictivos de escalamiento basados en principios teóricos) que permitan predecir/modelar la variabilidad espacial a distintas escalas (local, regional, país) y analizar la universalidad de los patrones observados.
3. El papel que juegan los rasgos funcionales de las plantas en la partición de la precipitación, en la distribución de la

humedad y de los nutrientes del suelo es un tema que se ha estudiado en muy pocos sitios. Este enfoque constituye un desafío dada la enorme variabilidad que existe en diversidad y estructura dentro y entre tipos de ecosistemas. Sin embargo, es un aspecto que debe atenderse, como línea base de comparaciones con datos empíricos de los mecanismos involucrados en los procesos y en la elaboración teórica posterior.

4. Se requiere un mayor número de estudios para documentar los almacenes de nutrientes y su dinámica asociada a las comunidades de microorganismos del suelo. Este es un tema central considerando que un alto porcentaje del C de la planta se dirige al mantenimiento de la biomasa de organismos simbiotes, como bacterias y hongos micorrizógenos. La cuantificación de la fijación simbiótica y no simbiótica de N en los ecosistemas es un tema en progreso (González-Ruiz, Jaramillo, Peña-Cabriales y Flores, 2008); sin embargo, dada la importancia de estos procesos en la entrada de N al ecosistema, la dinámica de la nodulación bacteriana y los factores que inhiben la actividad de los nódulos son aspectos que requieren una mayor atención de estudio.
5. Sabemos poco sobre la respuesta a los cambios inducidos por disturbios naturales y antropogénicos, en la dinámica hidrológica y los almacenes y flujos de N y P, en la mayoría de los ecosistemas terrestres de México. Si bien existen algunos trabajos sobre las alteraciones a los ciclos de nutrientes por erosión del suelo asociado a las actividades humanas y sobre los cambios de los flujos y almacenes de N y P a través de la sucesión secundaria, son aún contados los estudios con estos enfoques que pueden permitir identificar las tasas de recuperación de los ecosistemas ante disturbios múltiples. Falta, en general, una mayor incorporación a los estudios ecosistémicos de los componentes económico y social como conductores de cambio de los ciclos de agua y nutrientes.
6. Los trabajos relacionados con el cambio climático global (CCG) y con los eventos climáticos extremos en general han sido escasos en México. Dado el contexto climático de los estudios de ecología, en muchos de ellos se plantea la necesidad de conocer los componentes del ciclo hidrológico en el balance de agua como información básica para predecir los impactos del CCG. Sin embargo, en la presente revisión no detectamos trabajos explícitamente diseñados para evaluar los impactos del CCG, excepto por un trabajo que analiza la respuesta de variables fisiológicas asociadas con el uso de agua de las plantas ante distintas condiciones ambientales, como una aproximación para evaluar la vulnerabilidad ambiental regional (Esperón-Rodríguez y Barradas, 2015). Por lo tanto, el desarrollo de experimentos y estudios de modelación en un mayor número de ecosistemas permitiría explorar, en el contexto de escenarios futuros de CCG, las consecuencias de las alteraciones presentes a los ciclos de agua y nutrientes.
7. Enfrentamos aún el reto de la estandarización de metodologías. Un primer esfuerzo al respecto se ha impulsado a través del trabajo en redes nacionales (como la Red MEXLTER y el Programa Mexicano del Carbono), con el que

se busca que todos los sitios donde se desarrolla investigación de corte ecosistémico, sean equipados siguiendo un mismo protocolo de medición de los procesos y que los datos sean comparables. Sin embargo, estas iniciativas aún están en proceso de consolidarse y lidian con importantes limitaciones de financiamiento.

8. Finalmente, aún se tiene que recorrer mucho camino para que el conocimiento generado sobre el funcionamiento de los ecosistemas terrestres sea utilizado en México en la toma de decisiones sobre la gestión del agua, la protección de la biodiversidad y las funciones y servicios ecosistémicos (p.ej., captación de agua, regulación de inundaciones, control de erosión, protección del suelo) y el manejo de ecosistemas. Habrá que redoblar esfuerzos en la formación de recursos humanos y en la generación de conocimiento e información funcional de corte ecosistémico, como una estrategia de investigación ante la urgente necesidad de atender en el país la severa crisis ambiental que tenemos enfrente.

Conclusiones

Existen pocos trabajos, artículos en revistas indizadas en los últimos 25 años, sobre la dinámica hidrológica, los ciclos y los almacenes de N y P, y aún menos los que estudian las interacciones agua-nutrientes en los ecosistemas terrestres de México, tanto desde una perspectiva empírica, experimental, teórica y de modelación. Los estudios no solo son escasos, sino que están concentrados en unas cuantas localidades de pastizales, matorrales xerófilos, bosques templados, bosques de niebla y bosques tropicales secos y lluviosos. La mayoría de los trabajos de monitoreo en campo son de corto plazo (< 10 años) y a escala espacial de parcela o de microcuena (< 0.3 km²), pero ya se tiene un mejor entendimiento de la magnitud y variabilidad intra e interanual de la dinámica hidrológica, especialmente en los ecosistemas limitados por agua y en los bosques de niebla. La incorporación de metodologías más sofisticadas y el trabajo en redes nacionales han permitido fortalecer la investigación ecosistémica en un mayor número de instituciones académicas en el país y con mayor participación internacional. Un entendimiento de cómo operan estos procesos es aún necesario para diseñar e implementar programas de conservación y manejo integral de los ecosistemas terrestres de México en el largo plazo.

Agradecimientos

A Enriqueta Bustamente, Raúl Ahedo y Salvador Araiza por su apoyo técnico en diferentes etapas del desarrollo del trabajo. A Víctor J. Jaramillo, Alberto Búrquez, Miguel Martínez Ramos y dos revisores anónimos por sus valiosos comentarios que enriquecieron y permitieron mejorar este manuscrito. Este trabajo se realizó durante la estancia sabática de AMY en la Universidad de Arizona (2016-2017) y agradece el apoyo del Programa de Apoyos para la Superación de Personal Académico de la DGAPA, UNAM, y a David Breshears su disposición y apoyo.

Referencias

- Alvarado-Barrientos, M. S., Holwerda, F., Geissert, D. R., Muñoz-Villers, L. E., Gotsch, S. G., Asbjornsen, H., et al. (2015). Nighttime transpiration in a seasonally dry tropical montane cloud forest environment. *Trees*, *29*, 259–274.
- Álvarez-Sánchez, J., Barajas-Guzmán, G., Campo, J. y León, R. (2016). Inorganic nitrogen and phosphorus in stemflow of the palm *Astrocaryum mexicanum* Liebm. located in Los Tuxtlas, Mexico. *Tropical Ecology*, *57*, 45–55.
- Anaya, C. A., García-Oliva, F. y Jaramillo, V. (2007). Rainfall and labile carbon availability control litter nitrogen dynamics in a tropical dry forest. *Oecologia*, *150*, 602–610.
- Anaya, C. A., Jaramillo, J. L., Martínez-Yrizar, A. y García-Oliva, F. (2012). Large rainfall pulses control litter decomposition in a tropical dry forest: Evidence from an 8-year study. *Ecosystems*, *15*, 652–663.
- Arredondo, T., García-Moya, E., Huber-Sannwald, E., Loescher, H. W., Delgado-Balbuena, J. y Luna, M. (2016). Drought manipulation and its direct and legacy effect on productivity of a monodominant and mixed-species semiarid grassland. *Agricultural and Forest Meteorology*, *223*, 132–140.
- Ballinas, M., Esperón-Rodríguez, M. y Barradas, V. L. (2015). Estimating evapotranspiration in the central mountain region of Veracruz, Mexico. *Bosque*, *36*, 445–455.
- Balvanera, P., Arias, E., Rodríguez-Estrella, R., Almeida, L., y Schmitter, J. J. (Eds.). (2016). *Una mirada al conocimiento de los ecosistemas de México*. México D.F.: Conacyt/UNAM.
- Barradas, V. L. y Fanjul, L. (1985). Equilibrio hídrico y evapotranspiración en una selva baja caducifolia de la costa de Jalisco, México. *Biotica*, *10*, 199–210.
- Bejarano, M., Etchevers, J., Ruíz-Suárez, G. y Campo, J. (2014). The effects of increased N input on soil C and N dynamics in seasonally dry tropical forests: An experimental approach. *Applied Soil Ecology*, *73*, 105–115.
- Bejarano-Castillo, M., Campo, J. y Roa-Fuentes, L. (2015). Effects of increased nitrogen availability on C and N cycles in tropical forests: A meta-analysis. *Plos One*, *10*, e0144253.
- Berry, Z. C., Gotsch, S., Holwerda, F., Muñoz-Villers, L. E. y Asbjornsen, H. (2016). Slope position influences vegetation-atmosphere interactions in a tropical montane cloud forest. *Agriculture and Forest Meteorology*, *221*, 207–228.
- Bhaskar, R., Porder, S., Balvanera, P. y Edwards, E. J. (2016). Ecological and evolutionary variation in community nitrogen use traits during tropical dry forest secondary succession. *Ecology*, *97*, 1194–1206.
- Brunel, J. P. (2009). Sources of water used by natural mesquite vegetation in a semi-arid region of northern Mexico. *Hydrological Sciences Journal*, *54*, 375–381.
- Burgos, A., Maass, J. M., Ceballos, G., Equihua, M., Jardel, E., Medellín, R. A., et al. (2007). La investigación ecológica a largo plazo (LTER) y su proyección en México. *Ciencia y Desarrollo*, *33*, 24–31.
- Campo, J., Jaramillo, V. y Maass, M. (1998). Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: Effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia*, *115*, 167–172.
- Campo, J., Maass, J. M., Jaramillo, V. y Martínez-Yrizar, A. (2000). Calcium, potassium and magnesium cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*, *49*, 21–36.
- Campo, J., Maass, M., Jaramillo, V., Martínez-Yrizar, A. y Sarukhán, J. (2001). Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*, *53*, 161–179.
- Campo, J., Solís, E. y Gallardo, J. F. (2012). The effects of nutrient shortage on the growth of dominant tree species in secondary tropical forests (southeastern Mexico). *Journal of Tropical Forest Science*, *24*, 419–426.
- Campo, J., Solís, E. y Valencia, M. (2007). Litter N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after relaxation of nutrient availability constraints. *Forest Ecology and Management*, *252*, 33–40.
- Campos, A. (2010). Response of soil inorganic nitrogen to land use and topographic position in the Cofre de Perote Volcano (Mexico). *Environmental Management*, *46*, 213–224.
- Campos, A., Etchevers, J., Oleschko, K. y Hidalgo, C. (2012). Soil microbial biomass and nitrogen mineralization rates along an altitudinal gradient on the Cofre de Perote Volcano (Mexico): The importance of landscape position and land use. *Land Degradation and Development*, *25*, 581–593.
- Campos, A., Oleschko, K., Etchevers, J. y Hidalgo, C. (2007). Exploring the effect of changes in land use on soil quality on the eastern slope of the Cofre de Perote Volcano (Mexico). *Forest Ecology and Management*, *248*, 174–182.
- Cantú-Silva, I. y González-Rodríguez, H. (2001). Interception loss, throughfall and stemflow chemistry in pine and oak forests in northeastern Mexico. *Tree Physiology*, *21*, 1009–1013.
- Cárdenas, I. y Campo, J. (2007). Foliar nitrogen and phosphorus resorption and decomposition in the nitrogen-fixing tree *Lysiloma microphyllum* in primary and secondary seasonally tropical dry forests in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, *23*, 107–113.
- Carlyle-Moses, D. E., Flores Laureano, J. S. y Price, A. G. (2004). Throughfall and throughfall spatial variability in Madrean oak forest communities of northeastern Mexico. *Journal of Hydrology*, *297*, 124–135.
- Carlyle-Moses, D. E. y Price, A. G. (2007). Modelling canopy interception loss from a Madrean pine-oak stand, Northeastern Mexico. *Hydrological Processes*, *21*, 2572–2580.
- Ceccon, E., Sánchez, S. y Campo, J. (2002). Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: A field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology*, *170*, 277–285.
- Cervantes, L., Maass, J. M. y Domínguez, R. (1988). Relación lluvia-escurrimiento en un sistema pequeño de cuencas de selva baja caducifolia. *Ingeniería Hidráulica en México. Segunda Época*, *III*, 30–42.
- Challenger, A., Bocco, G., Equihua, M., Lazos-Chavero, E. y Maass, J. M. (2015). La aplicación del concepto del sistema socio-ecológico: alcances, posibilidades y limitaciones en la gestión ambiental de México. *Investigación Ambiental y Política Pública*, *6*, 1–21.
- Chávez-Bergara, B., Rosales-Castillo, A., Merino, A., Vázquez-Marrufo, G., Oyama, K. y García-Oliva, F. (2016). *Quercus* species control nutrients dynamics by determining the composition and activity of the forest floor fungal community. *Soil Biology and Biochemistry*, *98*, 186–195.
- Das, R., Lawrence, D., d’Odorico, P. y DeLonge, M. (2011). Impact of land use change on atmospheric P inputs in a tropical dry forest. *Journal of Geophysical Research*, *116*, 1–9. G01027
- Davidson, E. A., Matson, P. A., Vitousek, P., Riley, R., Dunkin, K., García-Méndez, G., et al. (1993). Process regulation of soil emission of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology*, *74*, 130–139.
- Davidson, E. A., Vitousek, P., Matson, P. A., Riley, R., García-Méndez, G., Maass, J. M., et al. (1991). Soil emissions of nitric oxide in a seasonally dry tropical forest of Mexico. *Journal of Geophysical Research*, *96*, 15439–15445.
- Escobar, E., Maass, M., Alcocer, J., Azpra, E., Falcón, L., Gallegos, A., et al. (2008). Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas. En J. Sobrón, G. Halffter, y J. Llorente-Bousquets (Eds.), *Capital Natural de México. Vol. I. Conocimiento actual de la biodiversidad* (pp. 161–189). México D.F.: Conabio.
- Esperón-Rodríguez, M. y Barradas, V. L. (2015). Comparing environmental vulnerability in the montane cloud forest of eastern Mexico: A vulnerability index. *Ecological Indicators*, *52*, 300–310.
- Fenn, M. E., de Bauer, L., Quevedo-Nolasco, A. y Rodríguez-Frausto, C. (1999). Nitrogen and sulfur deposition and forest nutrient status in the Valley of Mexico. *Water Air and Soil Pollution*, *113*, 155–174.
- Galicia, L. y García-Oliva, F. (2004). The effects of C, N and P addition on soil microbial activity under two remnant tree species in a tropical seasonal pasture. *Applied Soil Ecology*, *26*, 31–39.
- Galicia, L. y García-Oliva, F. (2008). Remnant tree effects on soil microbial carbon and nitrogen in tropical seasonal pastures in western Mexico. *European Journal of Soil Biology*, *44*, 290–297.
- Galicia, L., López-Blanco, J., Zarco-Arista, A. E., Filips, V. y García-Oliva, F. (1999). The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *Catena*, *36*, 153–164.
- Gamboa, A. M., Hidalgo, C., de León, F., Etchevers, J., Gallardo, J. F. y Campo, J. (2010). Nutrient addition differentially affects soil carbon sequestration in secondary tropical dry forests: Early- vs. late-succession stages. *Restoration Ecology*, *18*, 252–260.

- García-Méndez, G., Maass, J. M., Matson, P. A. y Vitousek, P. (1991). Nitrogen transformations and nitrous-oxide flux in a tropical deciduous forest in Mexico. *Oecologia*, 88, 362–366.
- García-Oliva, F., Casar, I., Morales, P. y Maass, J. M. (1994). Forest-to-pasture conversion influences on soil carbon dynamics in a Tropical Deciduous Forest. *Oecologia*, 99, 392–396.
- García-Oliva, F., Gallardo, J. y Montaña, N. (2006). Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico. *Agroforestry Systems*, 66, 93–100.
- García-Oliva, F., Maass, J. M. y Galicia, L. (1995). Rainstorm analysis and rainfall erosivity of a seasonal tropical region with a strong cyclonic influence in the Pacific coast of Mexico. *Journal of Applied Meteorology*, 34, 2491–2498.
- García-Oliva, F., Martínez, R. y Maass, J. M. (1995). Long-term net soil erosion as determined by Cs-137 redistribution in a natural and perturbed tropical deciduous forest ecosystem. *Geoderma*, 68, 135–147.
- Gavito, M. E., Martínez-Yrizar, A., Ahedo, R., Araiza, S., Ayala, B., Ayala, R., et al. (2014). La vulnerabilidad del socio-ecosistema de bosque tropical seco de Chamela, Jalisco, al cambio global: un análisis de sus componentes ecológicos y sociales. *Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública*, 6, 109–126.
- Gebremichael, M. y Barros, A. P. (2006). Evaluation of MODIS Gross Primary Productivity (GPP) in tropical monsoon regions. *Remote Sensing of Environment*, 100, 150–166.
- Giardina, C. P., Sanford, R. L., Jr. y Døckersmith, I. C. (2000). Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of American Journal*, 64, 399–405.
- Goldsmith, G. R., Muñoz-Villers, L. E., Holwerda, F., McDonnell, J. J., Asbjornsen, H. y Dawson, T. E. (2012). Stable isotopes reveal linkages among ecohydrological processes in a seasonally dry tropical montane cloud forest. *Ecohydrology*, 5, 779–790.
- Gómez-Tagle, C. A., Gómez-Tagle, R. A. F., Ávila, O. J. A. y Bruijnzeel, L. A. (2015). Partición de la precipitación en un bosque tropical montano de pino-encino en el centro de México. *Bosque (Valdivia)*, 36, 505–518.
- Gondwe, B. R. N., Lerer, S., Stisen, S., Marín, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merediz-Alonso, G., et al. (2010). Hydrogeology of the south-eastern Yucatan Peninsula: New insights from water level measurements, geochemistry, geophysics and remote sensing. *Journal of Hydrology*, 389, 1–17.
- González-Ruíz, T., Jaramillo, V. J., Peña-Cabral, J. J. y Flores, A. (2008). Nodulation dynamics and nodule activity in leguminous tree species of a Mexican tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, 24, 107–110.
- Hastings, S. J., Oechel, W. C. y Muhlia-Melo, A. (2005). Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO₂ exchange of a desert shrub community (sarcocauliscent) in Baja California, Mexico. *Global Change Biology*, 11, 927–939.
- Herrera-Areola, G., Herrera, Y., Reyes-Reyes, B. G. y Dendooven, L. (2007). Mesquite (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.), huisache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.) and catclaw (*Mimosa biuncifera* Benth.) and their effect on dynamics of carbon and nitrogen in soils of the semi-arid highlands of Durango, Mexico. *Journal of Arid Environments*, 69, 583–598.
- Holwerda, F., Bruijnzeel, L. A., Muñoz-Villers, L. E., Equihua, M. y Asbjornsen, H. (2010). Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, 384, 84–96.
- Huber-Sannwald, E., Maestre, F. T., Herrick, J. E. y Reynolds, J. F. (2006). Ecohydrological feedbacks and linkages associated with land degradation: A case study from Mexico. *Hydrological Process*, 20, 3395–3411.
- Hughes, R. F., Kauffman, J. y Jaramillo, V. (1999). Biomass, carbon and nutrient dynamics of secondary forest in a humid tropical region of Mexico. *Ecology*, 80, 1892–1907.
- Hughes, R. F., Kauffman, J. y Jaramillo, V. (2000). Ecosystem-scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. *Ecological Application*, 10, 515–527.
- Jaramillo, V., Kauffman, J. B., Rentería-Rodríguez, L., Cummings, D. L. y Ellingson, L. J. (2003). Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems*, 6, 609–629.
- Jaramillo, V., Martínez-Yrizar, A. y Sanford, R. L., Jr. (2011). Primary productivity and biogeochemistry of primary and secondary tropical dry forests. En R. Dirzo, H. Young, H. A. Mooney, y G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation* (pp. 109–128). Washington, D.C.: Island Press.
- Jardel, E., Maass, J. M., y Rivera-Monroy, V. H. (Eds.). (2013). *Investigación ecológica a largo plazo en México*. Ciudad de México: Red Mexicana de Investigación Ecológica a Largo Plazo. Guadalajara: Universidad de Guadalajara.
- Kellman, M. y Roulet, M. (1990). Stemflow and throughfall in a tropical dry forest. *Earth Surface Processes and Landforms*, 15, 55–61.
- LeBauer, D. S. y Treseder, K. K. (2008). Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 89, 371–379.
- Maass, J. M. (1992). The use of litter-mulch to reduce erosion on hilly land in Mexico. En H. Humi y K. Tato (Eds.), *Erosion, Conservation and Small-Scale Farming* (pp. 383–391). Berna: Geographica Bernensia, International Soil Conservation Organization (ISCO) and World Ass. of Soil and Water Conservation (WASWC).
- Maass, J. M. (1995). Tropical deciduous forest conversion to pasture and agriculture. En S. H. Bullock, H. A. Mooney, y E. Medina (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests* (pp. 399–422). Cambridge: Cambridge University Press.
- Maass, J. M. y Burgos, A. (2011). Water dynamics at the ecosystem level in tropical dry forests. En R. Dirzo, H. Young, H. A. Mooney, y G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation* (pp. 141–156). Washington, D.C.: Island Press.
- Maass, J. M., Jaramillo, V., Martínez-Yrizar, A., García-Oliva, F., Pérez-Jiménez, A. y Sarukhán, J. (2002). Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. En F. A. Noguera, J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Aldrete, y M. Quezada-Avenidaño (Eds.), *Historia Natural de Chamela* (pp. 525–542). Ciudad de México: Instituto de Biología, UNAM.
- Maass, J. M., Jordan, C. y Sarukhán, J. (1988). Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology*, 25, 595–607.
- Maass, M., Díaz-Delgado, R., Balvanera, P., Castillo, A. y Martínez-Yrizar, A. (2010). Redes de investigación ecológica y socio-ecológica a largo plazo (LTER y LTSER) en Iberoamérica: los casos de México y España. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83, 171–184.
- Maass, M., Equihua, M. y Jardel, E. (2008). La Red Mexicana de Investigación Ecológica a Largo Plazo. Editores invitados para el número especial. *Ciencia y Desarrollo*, 34, 1–215.
- Medina-Roldán, E., Arredondo, T., Huber-Sannwald, E., Chapa-Vargas, L. y Olalde, V. (2008). Grazing effects on fungal root symbionts and carbon and nitrogen storage in a shortgrass steppe in Central Mexico. *Journal of Arid Environments*, 72, 546–556.
- Méndez-Barroso, L. A. y Vivoni, E. R. (2010). Observed shifts in land surface conditions during the North American Monsoon: Implications for a vegetation-rainfall feedback mechanism. *Journal of Arid Environments*, 74, 549–555.
- Méndez-Barroso, L. A., Vivoni, E. R., Robles-Morua, A., Mascaro, G., Yépez, E. A., Rodríguez, J. C., et al. (2014). A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in Northwest Mexico. *Water Resources Research*, 50, 3229–3252.
- Méndez-Barroso, L. A., Vivoni, E. R., Watts, C. J. y Rodríguez, J. C. (2009). Seasonal and interannual relations between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region. *Journal of Hydrology*, 377, 59–70.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Montaña, N., García-Oliva, F. y Jaramillo, V. (2007). Dissolved organic carbon affects soil microbial activity and nitrogen dynamics in a Mexican tropical deciduous forest. *Plant and Soil*, 295, 265–277.
- Mora, F. y Iverson, L. R. (1998). On the sources of vegetation activity variation, and their relation with water balance in Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 19, 1843–1871.
- Morales-Romero, D., Campo, J., Godínez-Álvarez, H. y Molina-Freaner, F. (2015). Soil carbon, nitrogen and phosphorus change from conversions of thornscrub to buffelgrass pasture in northwestern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199, 231–237.

- Muñoz-Villers, L. E., Geissert, D. R., Holwerda, F. y McDonnell, J. J. (2016). Factors influencing stream baseflow transit times in tropical montane watersheds. *Hydrology and Earth Systems Science*, 20, 1621–1635.
- Muñoz-Villers, L. E., Holwerda, F., Alvarado-Barrientos, M. S., Geissert, D., Marín-Castro, B. E., Gómez-Tagle, A., et al. (2015). Efectos hidrológicos de la conversión del bosque de niebla en el centro de Veracruz, México. *Bosque*, 36, 395–407.
- Muñoz-Villers, L. E., Holwerda, F., Gómez-Cárdenas, M., Equihua, M., Asbjornsen, H., Bruijnzeel, L. A., et al. (2012). Water balances of old-growth and regenerating montane cloud forests in central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, 462–463, 53–66.
- Muñoz-Villers, L. E. y McDonnell, J. J. (2013). Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 3543–3560.
- Návar, J. (1993). The causes of stemflow variation in three semi-arid growing species of northeastern Mexico. *Journal of Hydrology*, 145, 179–190.
- Návar, J. (2011). Stemflow variation in Mexico's northeastern forest communities: Its contribution to soil moisture content and aquifer recharge. *Journal of Hydrology*, 408, 35–42.
- Návar, J. (2013). The performance of the reformulated Gash's interception loss model in Mexico's northeastern temperate forests. *Hydrological Processes*, 27, 1626–1633.
- Návar, J. (2015). Hydro-climatic variability and perturbations in Mexico's northwestern temperate forests. *Ecohydrology*, 8, 1065–1072.
- Návar, J. y Bryan, R. (1990). Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in northeastern Mexico. *Journal of Hydrology*, 115, 51–63.
- Návar, J., Carlyle-Moses, D. E. y Martínez, M. A. (1999). Interception loss from the Tamaulipan matorral thornscrub of north-eastern Mexico: An application of the Gash analytical interception loss model. *Journal of Arid Environments*, 41, 1–10.
- Návar, J., Charles, F. y Jurado, E. (1999). Spatial variations of interception loss components by Tamaulipan thornscrub in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 124, 231–239.
- Noguez, A. M., Escalante, A. E., Forney, L. J., Nava-Mendoza, M., Rosas, I., Souza, V., et al. (2008). Soil aggregates in a tropical deciduous forest: Effects on C and N dynamics, and microbial communities as determined by t-RFLPs. *Biogeochemistry*, 89, 209–220.
- Pérez-Ruíz, E. R., Garatuza-Payán, J., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Yépez, E. A. y Scott, R. L. (2010). Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments*, 74, 556–563.
- Pérez-Suárez, M., Arredondo-Moreno, J. T., Huber-Sannwald, E. y Serna-Pérez, A. (2014). Forest structure, species traits and rain characteristics influences on horizontal and vertical rainfall partitioning in a semiarid pine-oak forest from Central Mexico. *Ecohydrology*, 7, 532–543.
- Pérez-Suárez, M., Fenn, M. E., Cetina-Alcalá, V. M. y Aldrete, A. (2008). The effects of canopy cover on throughfall and soil chemistry in two forest sites in the Mexico City air basin. *Atmosfera*, 21, 83–100.
- Perroni-Ventura, Y., Montaña, C. y García-Oliva, F. (2006). Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-arid environment. *Journal of Vegetation Science*, 17, 719–728.
- Ponette-González, A. G., Weathers, K. C. y Curran, L. M. (2010). Water inputs across a tropical montane landscape in Veracruz, Mexico: Synergistic effects of land cover, rain and fog seasonality, and interannual precipitation variability. *Global Change Biology*, 16, 946–963.
- Porporato, A. y Rodríguez-Iturbide, I. (2002). Ecohydrology — a challenging multidisciplinary research perspective /Ecohydrologie: une perspective stimulante de recherche multidisciplinaire. *Hydrological Sciences Journal*, 47, 811–821.
- Portillo-Quintero, C. A. y Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical deciduous forests in America. *Biological Conservation*, 143, 144–155.
- Rentería, L. y Jaramillo, V. (2011). Rainfall drives leaf traits and leaf nutrient resorption in a tropical dry forest in Mexico. *Oecologia*, 165, 201–211.
- Rentería, L., Jaramillo, V., Martínez-Yrizar, A. y Pérez-Jiménez, A. (2005). Nitrogen and phosphorus resorption in trees of a Mexican tropical dry forest. *Trees*, 19, 431–441.
- Reyes-Gómez, V. M., Viramontes-Pereida, D., Miranda-Ojeda, N. E., Sánchez-Fernández, P. B. y Viramontes-Olivas, O. (2007). Papel hidrológico ambiental de las propiedades hidráulicas del suelo superficial de la cuenca del Río Conchos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 22, 33–46.
- Riensch, M., Castillo, A., Flores-Díaz, A. y Maass, M. (2015). Tourism at Costalegre, Mexico: An ecosystem services-based exploration of current challenges and alternative futures. *Futures*, 66, 70–84.
- Rivera-Monroy, V., Maass, M., Benítez, J., Coronado, C., Euán, J., Godínez, E., et al. (2008). Eco-hidrología y demandas de agua en México. *Ciencia y Desarrollo*, 34, 24–27.
- Robles-Morua, A., Vivoni, E. R. y Mayer, A. S. (2012). Distributed hydrologic modeling in northwest Mexico reveals the links between runoff mechanisms and evapotranspiration. *Journal of Hydrometeorology*, 13, 785–807.
- Runyan, C., d'Odorico, P., Vandecar, K., Das, R., Schmoock, B. y Lawrence, D. (2013). Positive feedbacks between phosphorus deposition and forest canopy trapping, evidence from Southern Mexico. *Journal of Geophysical Research*, 118, 1521–1531.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (Primera edición digital). Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sandoval-Pérez, A., Camargo-Ricalde, S. L., Montaña, N., García-Oliva, F., Alarcón, A., Montaña, S., et al. (2016). Biocrust, inside and outside resource islands of *Mimosa luisana* (Leguminosae), improve soil carbon and nitrogen dynamics in a tropical semiarid ecosystem. *European Journal of Soil Biology*, 74, 93–103.
- Sarukhán, J. y Maass, J. M. (1990). Bases ecológicas para un manejo sostenido de los ecosistemas: el sistema de cuencas hidrológicas. En E. Leff (Ed.), *Medio ambiente y desarrollo en México*. Vol. I (pp. 81–114). Ciudad de México: UNAM (CIIH)-Porrúa.
- Saynes, V., Hidalgo, C., Etchevers, J. y Campo, J. (2005). Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology*, 29, 282–289.
- Tang, Q., Vivoni, E. R., Muñoz-Arriola, F. y Lettenmaier, D. P. (2012). Predictability of evapotranspiration patterns using remotely sensed vegetation dynamics during the North American Monsoon. *Journal of Hydrometeorology*, 13, 103–121.
- Tapia-Torres, Y., López-Lozano, N. E., Souza, V. y García-Oliva, F. (2015). Vegetation-soil system controls soil mechanisms for nitrogen transformations in an oligotrophic Mexican desert. *Journal of Arid Environments*, 114, 62–69.
- Tarin, T., Yépez, E. A., Garatuza-Payán, J., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Vivoni, E. R., et al. (2014). Partición de la evapotranspiración usando isótopos estables en estudios ecohidrológicos. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5, 97–114.
- Tobón, W., Martínez-Garza, C. y Campo, J. (2010). Soil responses to restoration of a tropical pasture in Veracruz, South-Eastern Mexico. *Journal of Tropical Forest Science*, 23, 338–344.
- Toledo-Aceves, T. y García-Oliva, F. (2008). Effects of forest-pasture edges on C, N and P associated with *Caesalpinia eriostachys*, a dominant tree species in a tropical deciduous forest in Mexico. *Ecological Research*, 23, 271–280.
- Valdespino, P., Romualdo, R., Cardenazzi, L. y Campo, J. (2009). Phosphorus cycling in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Annals of Forest Science*, 66, 107–107.
- Vargas, R., Loescher, H. W., Arredondo, T., Huber-Sannwald, E., Lara-Lara, R. y Yépez, E. A. (2012). Opportunities for advancing carbon cycle science in Mexico: Toward a continental scale understanding. *Environmental Science and Policy*, 21, 84–93.
- Vargas, R., Yépez, A., Andrade, J. L., Ángeles, G., Arredondo, T., Castellanos, A. E., et al. (2013). Progress and opportunities for monitoring greenhouse gases fluxes in Mexican ecosystems: The MexFlux network. *Atmosfera*, 26, 325–336.
- Verduzco, V. S., Garatuza-Payán, J., Yépez, E. A., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Robles-Morua, A., et al. (2015). Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of

- northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research G: Biogeosciences*, 120, 2081–2094.
- Villarreal, S., Vargas, R., Yopez, E. A., Acosta, J. S., Castro, A., Escoto-Rodríguez, M., et al. (2016). Contrasting precipitation seasonality influences evapotranspiration dynamics in water-limited shrublands. *Journal of Geophysical Research G: Biogeosciences*, 121, 494–508.
- Vitousek, P., Matson, P., Volkman, C., Maass, J. M. y García, G. (1989). Nitrous oxide flux from dry tropical forests. *Global Biogeochemical Cycles*, 3, 375–382.
- Vivoni, E. R. (2012). Diagnosing seasonal vegetation impacts on evapotranspiration and its partitioning at the catchment scale during SMEX04-NAME. *Journal of Hydrometeorology*, 13, 1631–1638.
- Vivoni, E. R., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Garatuza-Payán, J., Méndez-Barroso, L. A. y Sáiz-Hernández, J. A. (2010). Improved land-atmosphere relations through distributed footprint sampling in a subtropical scrubland during the North American monsoon. *Journal of Arid Environments*, 74, 579–584.
- Vose, J. M. y Maass, J. M. (1999). A comparative analysis of hydrologic responses of tropical deciduous and temperate deciduous watershed ecosystems to climatic change. En C. Aguirre-Bravo y C. Rodríguez-Franco (Eds.), *North American Science Symposium: Toward a unified framework for inventorying and monitoring forest ecosystem resources* (pp. 292–298). Guadalajara, México: USDA Forest Service Proceedings RMRS.



La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas

Landscape ecology in Mexico: achievements, challenges and opportunities in biological sciences

Víctor Arroyo-Rodríguez^{a,*}, Claudia E. Moreno^b y Carmen Galán-Acedo^a

^a Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro Núm. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, México

^b Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, Col. Carboneras, 42184, Pachuca, Hidalgo, México

Recibido el 15 de marzo de 2016; aceptado el 21 de junio de 2016

Disponible en Internet el 23 de noviembre de 2017

Resumen

La ecología del paisaje es una ciencia interdisciplinaria en rápido crecimiento, especialmente en México. A pesar de su relevancia teórica y aplicada, carecemos de trabajos que sinteticen su situación actual y futura en México, particularmente dentro de las ciencias biológicas. En esta revisión identificamos: a) regiones, ecosistemas generales y grupos biológicos evaluados en México; b) algunas aportaciones teórico-conceptuales y aplicadas desarrolladas por autores mexicanos; c) vacíos de conocimiento y desafíos teórico-metodológicos, y d) algunas perspectivas futuras. Encontramos 472 artículos científicos sobre el tema (1992–2016), en su mayoría realizados con plantas, mamíferos y aves en ecosistemas tropicales del sureste de México. Destacan las evaluaciones sobre los patrones y causas de cambio de uso del suelo y sus consecuencias para la biodiversidad —trabajos clave para identificar amenazas y posibles estrategias de conservación. Desafortunadamente, muchos de los modelos teóricos propuestos carecen de evidencias empíricas. Además, el sesgo geográfico y taxonómico, así como la escasez de estudios longitudinales, multiescalares y comparativos, han limitado el avance de esta disciplina. La ecología del paisaje ofrece así muchos desafíos y oportunidades de investigación que, conforme sean atendidos, permitirán desarrollar una ciencia con mayor capacidad predictiva para resolver muchos de los problemas ambientales en México y el mundo.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Cambio de uso del suelo; Crisis de biodiversidad; Escala espacial; Heterogeneidad del paisaje; Fragmentación; Matriz; Modelos teóricos; Pérdida de hábitat

Abstract

Landscape ecology is a rapidly growing interdisciplinary science, especially in Mexico. Despite its theoretical and applied relevance, no study to date has summarized the current and future state of the discipline in Mexico, especially in biological sciences. In this review, we identified: (i) regions, broad ecosystems and biological groups evaluated in Mexico; (ii) some applied, theoretical and conceptual contributions developed by Mexican authors; (iii) knowledge gaps and theoretical and methodological challenges, and (iv) some future perspectives. We found 472 scientific papers on the topic (1992–2016), mostly carried out with plants, mammals and birds in tropical ecosystems of Southeastern Mexico. Particularly notable are the evaluations on the patterns and causes of land use change and its consequences for biodiversity — studies of key relevance to

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: victorarroyo-rodriguez@hotmail.com (V. Arroyo-Rodríguez).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

identify potential threats and conservation strategies. Unfortunately, there is no empirical evidence for many of the theoretical models proposed to date. Furthermore, the geographic and taxonomic bias, and the lack of long-term, multi-scale and comparative studies have limited the progress of this discipline. Landscape ecology thus offers many challenges and research opportunities which, once served, will allow developing a science with higher predictive capacity to solve many environmental problems in Mexico and the world.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Land use change; Biodiversity crisis; Spatial scale; Landscape heterogeneity; Fragmentation; Matrix; Theoretical models; Habitat loss

Introducción

La ecología del paisaje (EP) es una ciencia interdisciplinaria y en rápido crecimiento. Aunque el término EP fue inicialmente propuesto por Carl Troll en 1939 (Troll, 2003), la ciencia del paisaje nació en las humanidades a principios del siglo XIX y fue acogida en el marco científico por Alexander von Humboldt en 1853 (Humboldt, 1853). Su contribución a las ciencias biológicas es notablemente más reciente, ya que fue a partir de los años ochenta y noventa que la EP tiene un mayor crecimiento y desarrollo dentro de la biología y la ecología (ver perspectiva histórica en Durán, Galicia, Pérez-García y Zambrano, 2002; Troll, 2003). De hecho, en 1983 se funda oficialmente la Asociación Internacional de Ecología del Paisaje (IALE), y pronto se crean las primeras revistas científicas especializadas en el tema: *Landscape and Urban Planning* en 1986 y *Landscape Ecology* en 1988. Durán et al. (2002) sugieren que esta disciplina nace del interés de entender de manera integral los patrones y procesos ecológicos del espacio que percibimos.

Aunque existen diferentes definiciones del término «paisaje» (revisado por Durán et al., 2002), desde un punto de vista ecológico puede ser definido como una porción de territorio heterogénea compuesta por un mosaico de distintos tipos de coberturas. Según la IALE, la EP es el estudio de la variación en la heterogeneidad espacial del paisaje a través de varias escalas, y se preocupa por entender las causas y consecuencias biofísicas y sociales de dicha heterogeneidad (<http://www.landscape-ecology.org/>). Las escalas se definen por la extensión y la resolución bajo las cuales se observan las variables ecológicas en el tiempo o en el espacio, aunque pueden encontrarse múltiples definiciones de «escala» considerando expresiones verbales, gráficas o matemáticas (Schneider, 2001). En los análisis multiescalares las variables ecológicas se evalúan en territorios con diferente extensión, o bien en un mismo territorio con diferente resolución para incorporar la variación espacial.

El espacio es naturalmente heterogéneo, no solo en relación con los tipos y proporciones de diferentes coberturas (i.e., composición espacial), sino también en el arreglo espacial o fisonomía de cada cobertura (i.e., configuración) (Dunning, Danielson y Pulliam, 1992). Sin embargo, dado que la estructura o heterogeneidad espacial de los ecosistemas naturales está siendo rápidamente alterada por el avance de la frontera agrícola y ganadera (Hansen et al., 2013), el creciente interés por la EP está fuertemente asociado a la urgente necesidad de entender cómo cambia la heterogeneidad espacial de los ecosistemas y

cómo responden las especies y los procesos ecológicos a estos cambios ambientales contemporáneos (Turner, 1989, 2005).

Esta problemática ambiental no es trivial. El impacto humano sobre la biosfera ha sido tan marcado que podemos considerar que la Tierra ha entrado en una nueva época geológica, el Antropoceno (Crutzen y Stoermer, 2000). Esta época está caracterizada por la expansión acelerada de paisajes deforestados y fragmentados, particularmente en los trópicos (Hansen et al., 2013; Malhi, Gardner, Goldsmith, Silman y Zelazowski, 2014). México es un buen ejemplo. Estimaciones recientes sugieren que entre 2000 y 2012 se perdieron 23,862 km² de bosques en el país, i.e., cerca de 200,000 ha por año (Hansen et al., 2013). Entre 2000 y 2010, la tasa de deforestación en México (−0.5% anual) fue 5 veces superior a la tasa media de deforestación anual global (−0.1%; FAO, 2011). Esta deforestación no está ocurriendo de forma homogénea en todo el territorio mexicano, sino que está concentrada en la región tropical del sur-este del país, donde se perdieron cerca de 10,000 km² de bosques tropicales entre 2001 y 2010 (Aide et al., 2013). Como consecuencia, una proporción cada vez mayor de la biodiversidad de México y del mundo está siendo «forzada» a habitar paisajes fragmentados, tanto en los remanentes de vegetación original que están inmersos en una matriz de composición variable (e.g., diferentes tipos de cultivos, pastizales para el ganado, asentamientos humanos, corredores de vegetación, árboles aislados) como en los ambientes transformados que pueden tener una estructura similar pero una composición de especies distinta (e.g., bosques secundarios). Bajo este contexto, necesitamos entender el efecto que tienen estos cambios paisajísticos sobre las especies, los procesos ecológicos y la función de los ecosistemas, ya que esta información servirá para diseñar planes de ordenamiento territorial que permitan el mantenimiento de la biodiversidad, la integridad de los ecosistemas y el bienestar humano (Cardinale et al., 2012; Haddad et al., 2015).

La EP trata de mejorar este entendimiento desde varios enfoques. De hecho, la EP es una ciencia de naturaleza interdisciplinaria que involucra el conocimiento de diferentes disciplinas (i.e., biología, botánica, zoología, geografía, sociología, economía, entre muchas otras). Los temas que trata esta disciplina incluyen, entre otros: a) la descripción y el análisis espacial de los patrones de heterogeneidad paisajística (i.e., composición y configuración espacial); b) la relación entre estos patrones espaciales y los procesos ecológicos; c) el efecto de las actividades humanas sobre los patrones de heterogeneidad espacial y sobre los procesos ecológicos, y d) el efecto de la escala sobre los patrones y los procesos. Un aspecto particularmente clave en

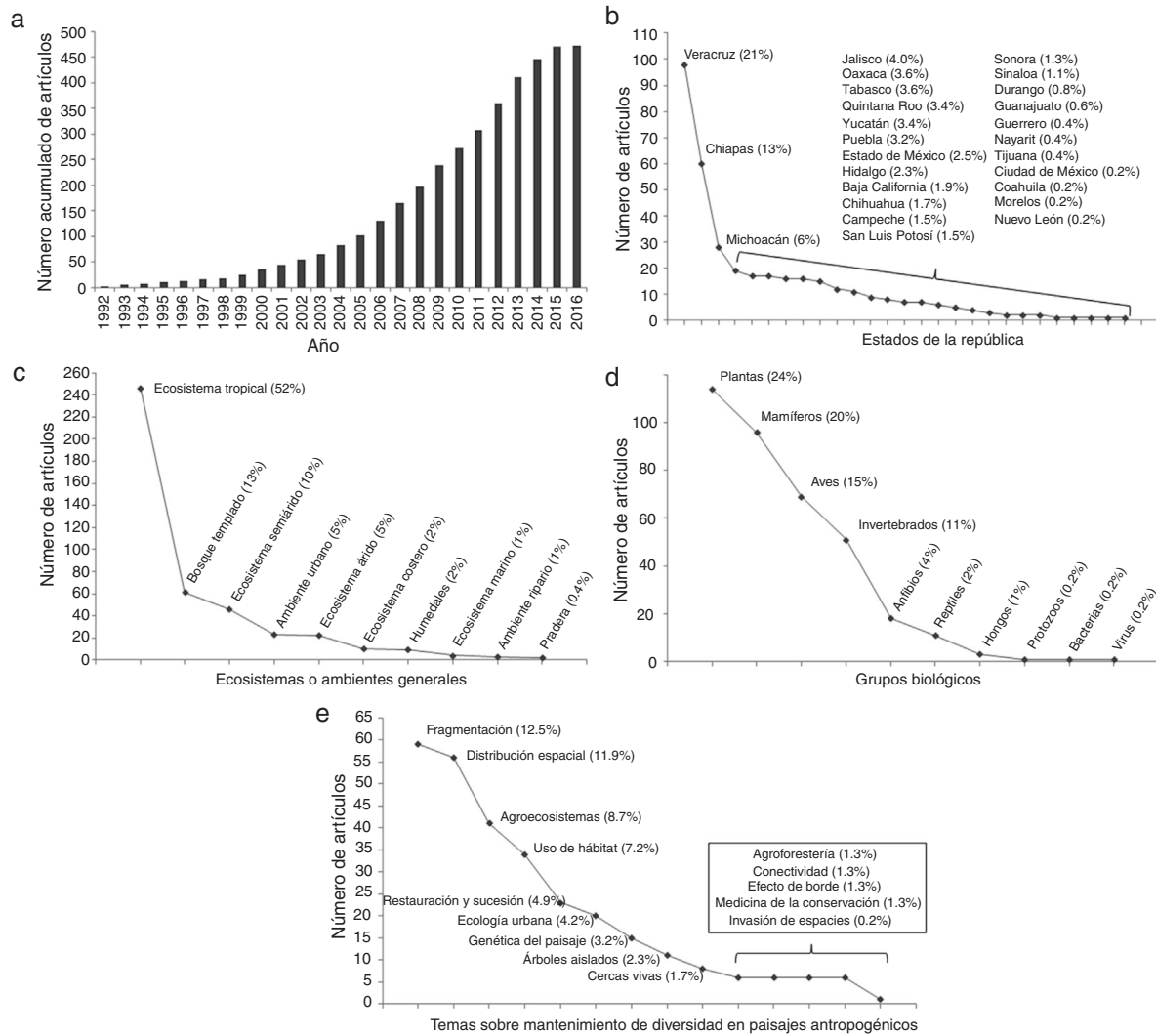


Figura 1. Estadísticas generales (valores absolutos y porcentajes, n = 472 publicaciones) de artículos científicos que contienen la palabra clave «paisaje» o «landscape» en el título, el resumen y/o palabras clave, y que fueron realizados en México (ver base completa en [Anexo. Material suplementario](#)). Indicamos la producción acumulada (a), así como el número de artículos por estado (b), ecosistema (o tipo de ambiente) general (c) y grupo biológico (d). Los temas tratados en los artículos (n = 292, 62%) que evalúan los patrones, procesos y mecanismos que contribuyen a mantener poblaciones, comunidades y ecosistemas en paisajes modificados por actividades humanas a diferentes escalas son también incluidos (e).

EP es el estudio del impacto de la heterogeneidad del paisaje sobre los procesos que determinan la abundancia y distribución de los organismos (Turner, 1989, 2005). Por tanto, al igual que otras disciplinas nuevas, como la biología de la conservación, la EP no solo contribuye a la generación de conocimiento teórico básico, sino también aplicado, ya que puede servir para informar y mejorar la efectividad de estrategias de conservación y manejo.

A pesar de la relevancia teórica y aplicada de esta disciplina y del creciente interés por la EP en México (fig. 1a), carecemos de trabajos de síntesis que nos permitan evaluar el papel que ha jugado la EP dentro de las ciencias biológicas y ecológicas en el país, los temas, regiones y organismos de estudio, así como los principales retos, nuevas tendencias y perspectivas a futuro. En este trabajo revisamos brevemente la situación actual y futura de la EP en México. En particular, identificamos: a) regiones, ecosistemas, grupos biológicos y temas evaluados en México; b) algunas aportaciones teórico-conceptuales y

aplicadas desarrolladas por autores mexicanos; c) vacíos importantes de conocimiento y desafíos teórico-metodológicos, y d) algunas perspectivas futuras de esta disciplina en el país.

La ecología del paisaje en México: algunas estadísticas generales

Realizamos una búsqueda (8 de marzo de 2016), a través de la base de datos de Web of Science, de artículos científicos que tuviesen la palabra «landscape» o «paisaje» en el título, en el resumen y/o en las palabras clave, dentro de las áreas de investigación de ciencias biológicas, ecológicas, ambientales y de conservación biológica. Considerando solo los trabajos realizados en México, encontramos 546 artículos científicos ([Anexo. Material suplementario](#)). Sin embargo, excluyendo aquellos artículos que no trataban sobre EP (i.e., considerando los temas descritos arriba), obtuvimos una base depurada de 472 artículos

sobre EP (Anexo. Material suplementario). Estos artículos fueron publicados entre 1992 y 2016, pero el 95% de estos estudios lo fueron a partir del año 2000 (fig. 1a). Los estudios fueron realizados en el Distrito Federal y en 26 estados de la república. La mayoría (n = 369 estudios, 78%) fueron realizados en un solo estado, 78 estudios (17%) incluyeron más de un estado y 25 estudios (5%) son teórico-conceptuales y/o de modelación, por lo que no se enfocan en ningún estado en particular. Veracruz (n = 98 estudios) y Chiapas (n = 60) son los estados que cuentan con un mayor número de estudios. Más de la mitad de los estudios realizados en Veracruz (n = 54) fueron realizados en la región de Los Tuxtlas. En contraste, 10 estados cuentan con entre 11 y 28 estudios, mientras que el Distrito Federal y otros 15 estados cuentan con menos de 10 estudios (fig. 1b).

Registramos estudios realizados en 10 tipos de ecosistemas (fig. 1c). La mayoría (426 estudios, 90%) se enfoca en un solo ecosistema, 32 estudios (7%) incluyen más de un ecosistema y 14 estudios (10%) no se enfocan en ningún ecosistema particular. Más de la mitad de los estudios (n = 246) fueron realizados en ecosistemas tropicales, seguido por bosques templados (n = 61), ecosistemas semiáridos (n = 46), ambientes urbanos (n = 23) y ecosistemas áridos (n = 22). El resto de ecosistemas cuentan únicamente con entre 2 y 10 estudios (fig. 1c). En relación con los grupos biológicos evaluados, la mayoría (n = 332, 70%) se enfoca en un solo grupo, 28 estudios (6%) evalúan más de un grupo y 112 estudios (24%) no se enfocan en un grupo particular (fig. 1d). Los grupos biológicos más estudiados son las plantas (n = 114 estudios), los mamíferos (n = 96) y las aves (n = 69), que en conjunto representaron el 59% de los estudios evaluados (fig. 1d).

Aportaciones teórico-conceptuales y aplicadas por autores mexicanos

Resumir las aportaciones que ha tenido la EP en México no es fácil debido a la gran cantidad de estudios y la diversidad de temas que trata cada uno de ellos. Sin embargo, es claro que, en general, esta disciplina ha generado información clave para la conservación de la biodiversidad y el manejo sustentable de los recursos. Por ejemplo, un gran número de estudios (n = 93 estudios, 20%) evalúan los patrones de cambio de uso del suelo en México (e.g., Aide et al., 2013; Bonilla-Moheno, Aide y Clark, 2012; De Jong et al., 1999; Figueroa, Sánchez-Cordero, Meave y Trejo, 2009; Ochoa-Gaona y González-Espinosa, 2000). Estas evaluaciones han sido en gran parte posibles gracias al perfeccionamiento de herramientas de análisis de imágenes de satélite (sistemas de información geográfica) que permiten la estimación cada vez más precisa de los cambios espaciales de diferentes coberturas. Dadas las elevadas tasas de deforestación que experimenta México, estos estudios han sido cruciales para identificar las regiones del país que están siendo más deforestadas, las que están ganando cobertura vegetal (regeneración), y comprender tanto las causas de esta deforestación/regeneración como su efecto sobre la heterogeneidad (composición y configuración espacial) de los paisajes y los procesos ecosistémicos (e.g., Delgado-Balbuena et al., 2013;

Reyes-Gómez, Viramontes-Olivas, Arredondo-Moreno, Huber-Sannwald y Rangel-Rodríguez, 2015).

Con relación a las consecuencias del cambio de uso del suelo para la biodiversidad, cabe destacar el trabajo pionero del Dr. Gonzalo Halffter, quien introdujo en México la idea de estudiar los patrones de la diversidad alfa, beta y gamma en paisajes modificados por las actividades humanas (e.g., Halffter, 1998). En particular, Halffter (1998) propone evaluar la contribución de la diversidad al interior de las comunidades (alfa) y de la diferenciación entre comunidades (beta) sobre la diversidad regional (gamma). Siguiendo esta estrategia se desarrollaron estudios en México con murciélagos (Moreno y Halffter, 2001), escarabajos (Arellano y Halffter, 2003) y anfibios (Pineda y Halffter, 2004), entre otros. De hecho, a partir del año 2000 encontramos un número creciente de artículos centrados en evaluar los patrones, procesos y mecanismos que contribuyen a mantener poblaciones, comunidades y ecosistemas en paisajes modificados por actividades humanas a diferentes escalas (n = 292, 62%; fig. 1e). Dentro de estos trabajos, identificamos artículos sobre: a) el efecto de la fragmentación del hábitat sobre las comunidades ecológicas (e.g., Arroyo-Rodríguez, Pineda, Escobar y Benítez-Malvido, 2009; Carrara et al., 2015; Estrada, Coates-Estrada y Meritt, 1993; Rös, Escobar y Halffter, 2011); b) el papel de los agroecosistemas (i.e., principalmente plantaciones de café) para el mantenimiento de la biodiversidad (e.g., De la Mora, García-Ballinas y Philpott, 2015; Leyequien, de Boer y Toledo, 2010; Pineda, Moreno, Escobar y Halffter, 2005; Saldaña-Vázquez, Castro-Luna, Sandoval-Ruiz, Hernández-Montero y Stoner, 2013); c) el uso y la calidad del hábitat de varias especies de animales (e.g., Arroyo-Rodríguez, Mandujano, Benítez-Malvido y Cuende-Fantón, 2007; Pozo-Montuy, Serio-Silva, Bonilla-Sánchez, Bynum y Landgrave, 2008; Tejeda-Cruz, Naranjo, Cuarón, Perales y Cruz-Burguete, 2009), y d) el impacto de las ciudades sobre la biodiversidad (e.g., Chávez-Zichinelli et al., 2013; López-Flores, MacGregor-Fors y Schondube, 2009; Ramírez-Restrepo y Halffter, 2013). Aunque más escasos, también encontramos artículos sobre genética del paisaje (e.g., Figueroa-Esquivel, Puebla-Olivares, Eguiarte y Nuñez-Farfán, 2010; Ochoa, Gasca, Ceballos y Eguiarte, 2012) y evaluaciones sobre el papel de las cercas vivas (e.g., Estrada, Cammarano y Coates-Estrada, 2000; Ruiz-Guerra, Velázquez-Rosas y López-Acosta, 2014), la conectividad (e.g., Fuller, Munguía, Mayfield, Sánchez-Cordero y Sarkar, 2006; Herrera-Arroyo et al., 2013) y los bordes forestales (i.e., efectos de borde) para la biodiversidad (e.g., López-Barrera, Manson, González-Espinosa y Newton, 2007; Urbina-Cardona, Olivares-Pérez y Reynoso, 2006). En general, todos estos trabajos han contribuido a mejorar nuestro entendimiento sobre el efecto que tienen los cambios en la heterogeneidad espacial del paisaje sobre la biodiversidad, así como el papel que juegan algunos elementos paisajísticos (e.g., fragmentos de hábitat, corredores de vegetación, bordes forestales) para el mantenimiento de la diversidad biológica.

Siguiendo esta misma línea de investigación, cabe destacar la contribución de varios trabajos recientes a escala de paisaje (i.e. donde el paisaje es la unidad de observación y análisis; *sensu* Fahrig, 2003). El número de estudios con

esta aproximación metodológica todavía es escaso en México, pero contamos con algunos ejemplos realizados con mamíferos (Arroyo-Rodríguez, González-Pérez, Garmendia, Solá y Estrada, 2013; Garmendia, Arroyo-Rodríguez, Estrada, Naranjo y Stoner, 2013; San José, Arroyo-Rodríguez y Sánchez-Cordero, 2014), aves (Carrara et al., 2015), escarabajos (Sánchez-de Jesús, Arroyo-Rodríguez, Andresen y Escobar, 2016) y anfibios y reptiles (Russildi, Arroyo-Rodríguez, Hernández-Ordóñez, Pineda y Reynoso, 2016) en la selva Lacandona, Chiapas. En conjunto, estos trabajos apoyan la hipótesis propuesta por Fahrig (2003) de que la pérdida de hábitat tiene un mayor impacto (negativo) sobre la biodiversidad que la configuración espacial del hábitat (e.g., grado de fragmentación, densidad de borde, aislamiento entre fragmentos) en paisajes tropicales fragmentados. Por tanto, la estrategia más adecuada de manejo en estos paisajes es probablemente la conservación del hábitat remanente y el incremento de hábitat por medio de restauración.

En este sentido, un aspecto particularmente importante en paisajes alterados es entender los patrones y determinantes de la regeneración y el éxito de restauración. En nuestra revisión encontramos únicamente 23 trabajos (5%) sobre sucesión ecológica y restauración en un contexto de paisaje (e.g., Castillo-Campos, Halffter y Moreno, 2008; Castro-Luna, Sosa y Castillo-Campos, 2007; Dupuy et al., 2012; Hernández-Stefanoni, Dupuy, Tun-Dzul y May-Pat, 2011), así como 11 artículos (2%) sobre el papel de los árboles aislados en la matriz para la dispersión de semillas y la regeneración de bosques tropicales (e.g., Galindo-González, Guevara y Sosa, 2000; Guevara, Meave, Moreno-Casasola y Laborde, 1992; Laborde, Guevara y Sánchez-Ríos, 2008) (fig. 1e). Estos trabajos han sido realmente pioneros en el área y han demostrado la importancia que tienen los árboles aislados en la matriz como elementos conectores que pueden facilitar la regeneración de bosques degradados.

Vacíos de conocimiento y desafíos teórico-metodológicos

A pesar de los avances logrados por la EP en México, todavía existen importantes vacíos de conocimiento y limitaciones metodológicas y conceptuales. Quizás el reto más obvio a partir de nuestra revisión es lograr eliminar el sesgo geográfico y taxonómico que existe actualmente. Como vimos arriba, la mayoría de los estudios sobre EP en el país se enfocan en plantas, mamíferos y aves, particularmente en bosques tropicales de Veracruz y Chiapas. Hoy sabemos que el impacto de la estructura del paisaje sobre la biodiversidad varía entre taxones y grupos funcionales (Ewers y Didham, 2006). También puede variar entre regiones, dependiendo de la historia de cambio de uso del suelo y de las características bióticas y abióticas de cada región (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; Barragán, Moreno, Escobar, Bueno-Villegas y Halffter, 2014; Del Castillo, 2015; Ewers et al., 2013; Villard y Metzger, 2014).

Alrededor del 29% del territorio nacional (560,791 km²) son zonas áridas y semiáridas cubiertas de matorral xerófilo y mezquiales (Velázquez et al., 2002), y los procesos ecológicos de estos paisajes pueden ser muy distintos a los de paisajes tropicales. Por ejemplo, en paisajes tropicales altamente fragmentados por la actividad ganadera la diversidad de escarabajos

estercoleros (Scarabaeinae) disminuye, pues en la matriz de pastizales inducidos (potreros) y cultivos solo pueden subsistir unas pocas especies (e.g., Arellano y Halffter, 2003; Navarrete y Halffter, 2008; Rös et al., 2011; Sánchez-de Jesús et al., 2016). Sin embargo, en paisajes de matorral xerófilo del Altiplano la ganadería es de tipo pastoril y genera un nivel de heterogeneidad ambiental que favorece la diversidad y abundancia estos escarabajos (Barragán et al., 2014; Verdú et al., 2007). También es poco lo que se ha trabajado sobre EP en las zonas montañosas de México, tanto en la Sierra Madre Oriental, como en la Sierra Madre Occidental y en la Faja Volcánica Transmexicana (Velázquez, Pérez-Vega, Bocco y Romero, 2003). Por tanto, para obtener resultados más precisos y generalizables (al menos a nivel nacional) necesitamos realizar investigaciones adicionales con un mayor número de taxones y en distintos ecosistemas y regiones del país. Esto es particularmente necesario si consideramos la heterogeneidad de paisajes y ecosistemas, así como la compleja historia biogeográfica del territorio mexicano.

En relación a los desafíos teóricos sobre procesos ecológicos a escala de paisaje, a nivel mundial, el desarrollo de esta disciplina ha llevado a la creación de numerosos modelos teóricos y hipótesis que tratan de explicar la respuesta de las especies a los cambios espaciales en el paisaje. Modelos como la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967), la teoría metapoblacional (Hanski, 1999), las dinámicas fuente-sumidero (Pulliam, 1988) y la hipótesis de suplementación y complementación del paisaje (Dunning et al., 1992) dominaron la literatura científica sobre EP entre la década de 1970 y 1990 (Haila, 2002). Más recientemente se han propuesto hipótesis adicionales, como la hipótesis de la divergencia del paisaje (Laurance et al., 2007), la hipótesis del umbral de fragmentación (Pardini, de Arruda-Bueno, Gardner, Prado y Metzger, 2010), la hipótesis de la dominancia de beta (Tschardt et al., 2012), la hipótesis de la seguridad del paisaje (Tschardt et al., 2012), la hipótesis de la cantidad de hábitat (Fahrig, 2013), y la hipótesis de las trayectorias sucesionales múltiples (Arroyo-Rodríguez et al., 2017), entre otras. Sin duda, todas estas propuestas teóricas han servido para entender el efecto de la composición y configuración del paisaje sobre los patrones y procesos que determinan el mantenimiento de la diversidad en paisajes antropogénicos. Desafortunadamente, muchos de estos modelos no han sido probados empíricamente y continúan siendo desafíos actuales a nivel global y nacional. Los modelos que cuentan con evidencias se limitan a pocos organismos y sitios de estudio.

Por ejemplo, la hipótesis de la divergencia del paisaje propuesta por Laurance et al. (2007), propone que las trayectorias sucesionales de paisajes con diferente estructura espacial pueden ser diferentes, lo que puede generar divergencia taxonómica entre paisajes con diferente estructura. Aunque existen evidencias que apoyan esta hipótesis utilizando los árboles como modelo de estudio (Arroyo-Rodríguez et al., 2013c), hasta donde sabemos esta hipótesis no ha sido probada con otros grupos taxonómicos y en otras regiones del país. Por otro lado, la hipótesis de la suplementación/complementación del paisaje propone que muchos animales pueden sobrevivir en fragmentos de hábitat muy pequeños y de baja calidad si son capaces de utilizar recursos suplementarios y/o complementarios

presentes en la matriz que rodea a los fragmentos de residencia (e.g., corredores de vegetación, bosques secundarios, árboles aislados, campos agrícolas; [Dunning et al., 1992](#)). Aunque el proceso de suplementación/complementación puede ser clave para la supervivencia de poblaciones y comunidades en paisajes altamente fragmentados (e.g., monos aulladores en Veracruz y Tabasco; [Asensio, Arroyo-Rodríguez, Dunn y Cristóbal-Azkarate, 2009](#); [Pozo-Montuy, Serio-Silva, Chapman y Bonilla-Sánchez, 2013](#)), existe muy poca información acerca de la capacidad de la mayoría de las especies de animales para moverse fuera de los fragmentos de residencia y alimentarse de recursos presentes en la matriz.

Siguiendo con los ejemplos, la hipótesis de la cantidad de hábitat propuesta por [Fahrig \(2013\)](#) postula que la riqueza de especies en un sitio determinado está más fuertemente asociada a la cantidad de hábitat en el paisaje que rodea al sitio que al tamaño y aislamiento de los fragmentos donde se encuentra el sitio. Sin embargo, esta idea no ha sido probada con datos empíricos en México ni fuera del país ([Fahrig, 2015](#)). Otros autores han propuesto que el efecto de las características espaciales del hábitat (e.g., tamaño del fragmento) sobre las especies es solo evidente en paisajes o regiones que han sufrido un grado de deforestación intermedio (30-50% de cobertura remanente; [Pardini et al., 2010](#)). Aunque hay algunas evidencias al respecto (revisado por [Villard y Metzger, 2014](#)), existen evidencias procedentes de Los Tuxtlas que sugieren que dichos efectos son mayores en paisajes o regiones con mayor grado de deforestación ([Arroyo-Rodríguez et al., 2009](#)). En parte basado en los mismos principios que la hipótesis del umbral de fragmentación de [Pardini et al. \(2010\)](#), [Arroyo-Rodríguez et al. \(2017\)](#) proponen que las trayectorias sucesionales de bosques secundarios son relativamente más predecibles en paisajes con muy altos y muy bajos niveles de deforestación, mientras que en paisajes con un grado de deforestación intermedio los bosques secundarios pueden experimentar múltiples trayectorias sucesionales, lo que limita su predictibilidad. Sin embargo, faltan estudios que pongan a prueba esta idea en México y otros países.

Además de la escasez de pruebas empíricas, es importante considerar que algunos de estos modelos teóricos son difíciles de evaluar empíricamente porque se basan en supuestos que no siempre se cumplen en paisajes naturales ([Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2009](#); [Fahrig, 2003](#); [Haila, 2002](#)). Por ejemplo, la teoría de biogeografía de islas fue propuesta para sistemas insulares, donde la matriz es agua y, por tanto, no es hábitat para las especies que viven y se alimentan en tierra firme. En ecosistemas terrestres, sin embargo, la matriz que rodea a los fragmentos de hábitat puede ser muy heterogénea ([Melo, Arroyo-Rodríguez, Fahrig, Martínez-Ramos y Tabarelli, 2013](#)). Dado que puede facilitar el movimiento y la persistencia de las especies (e.g., aportando recursos complementarios y suplementarios), a menudo es incorrecto considerarla como «no hábitat» ([Almeida-Gomes, Prevedello y Crouzeilles, 2016](#); [Fahrig, 2013](#); [Mendenhall, Karp, Meyer, Hadly y Daily, 2014](#)). De hecho, la falta de control del efecto de la matriz (i.e., efecto de confusión) sobre las variables de respuesta puede llevar a que las predicciones de esta teoría no siempre se cumplan para paisajes continentales ([Laurance, 2008](#); [Mendenhall et al., 2014](#)). En

este sentido, un reto importante en EP es evaluar el efecto de la matriz para el mantenimiento de la diversidad (e.g., [Melo et al., 2013](#); [Tscharntke et al., 2012](#)). Para ello, se ha propuesto un cambio de perspectiva conceptual y metodológica en EP: del clásico modelo fragmento-matriz que se basa en paisajes binarios compuestos por fragmentos de hábitat y una matriz homogénea, al modelo de paisaje como un mosaico de coberturas (revisado por [Fahrig et al., 2011](#)). De hecho, lo ideal es conocer el papel que tiene cada cobertura (e.g., fragmentos de bosque, de pastizal, de campos agrícolas, etc.) para la especie de interés, para así construir paisajes funcionales para las especies de interés ([Fahrig et al., 2011](#)). Desafortunadamente, existe muy poca información sobre la historia de vida de la mayoría de las especies, por lo que el uso de paisajes funcionales representa un gran desafío. De hecho, hasta donde sabemos solo existen dos trabajos con esta aproximación en el mundo ([Gámez-Virués et al., 2015](#); [Perović et al., 2015](#)); ninguno para México.

Otra limitación importante en EP es la escasez de estudios longitudinales, lo que ha impedido entender las dinámicas temporales de paisajes antropogénicos ([Del Castillo, 2015](#); [Ewers et al., 2013](#)). Como señala [Del Castillo \(2015\)](#), «una conceptualización precisa de los paisajes fragmentados requiere la consideración de la edad y origen de los fragmentos». La fragmentación del hábitat siempre se ha visto como un proceso lineal mediante el cual un hábitat continuo es subdividido en parches de hábitat cada vez más pequeños y aislados. Sin embargo, el abandono de la tierra permite la regeneración natural del ecosistema y la creación de nuevos parches de vegetación original («*reverse fragmentation*», *sensu* [Del Castillo, 2015](#)). Por tanto, la edad de los fragmentos y el parentesco histórico entre ellos («*terrageney*», *sensu* [Ewers et al., 2013](#)) pueden ser muy variables y afectar a la composición y a la estructura de las comunidades que mantienen ([Del Castillo, 2015](#)). Por tanto, estudios adicionales que evalúen el efecto de la edad de los fragmentos y su historia evolutiva son necesarios para mejorar la capacidad predictiva de la EP.

Además de la escala temporal, otro desafío metodológico que enfrenta esta disciplina es la escala espacial a la cual se realizan los estudios. La mayoría de los estudios realizados hasta la fecha utilizan escalas de análisis muy pequeñas, ya que evalúan las variables de respuesta (e.g., diversidad de especies) y las variables explicativas (e.g., características del hábitat) a escala de parcela o de fragmento dentro de un solo paisaje ([Arroyo-Rodríguez y Fahrig, 2014](#); [Fahrig, 2003](#)). Para evaluar de manera adecuada el efecto relativo de la composición (e.g., porcentaje de cobertura forestal, tipo de matriz dominante) y configuración espacial del paisaje (e.g., grado de fragmentación, aislamiento entre fragmentos, densidad de borde) sobre la biodiversidad, necesitamos utilizar el paisaje como unidad de observación y análisis. En otras palabras, debemos usar los paisajes como unidades muestrales independientes ([Arroyo-Rodríguez et al., 2013a](#); [Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2009](#); [Fahrig, 2003](#); [Fahrig et al., 2011](#)). Esto nos lleva a otro reto importante, que es el control de variables de confusión (i.e., aquellas que pueden estar correlacionadas con nuestras variables de interés y llevarnos a interpretaciones erróneas). Este control de variables puede realizarse de manera experimental o estadística utilizando una

aproximación paisajística (sensu Arroyo-Rodríguez y Fahrig, 2014).

Pero ¿de qué tamaño debe ser el paisaje? Estudios multiescalares recientes indican que el tamaño del paisaje más adecuado para evaluar la respuesta de las especies a las características del paisaje (la llamada «escala del efecto del paisaje») difiere entre especies y depende del atributo espacial que se considere (Jackson y Fahrig, 2015; Ordóñez-Gómez, Arroyo-Rodríguez, Nicasio-Arzeta y Cristóbal-Azkarate, 2015). Esta variación parece estar asociada a la capacidad de movimiento de las especies (Jackson y Fahrig, 2012). En particular, las especies con un área de actividad menor son afectadas por paisajes más pequeños que aquellas que ocupan mayores áreas de actividad (Jackson y Fahrig, 2012). Esto también aplica a organismos sésiles como las plantas. Por ejemplo, la distribución y la abundancia de plantas cuya dispersión dependa de animales que se mueven largas distancias en el espacio estarán más fuertemente asociadas a características de paisajes de mayor tamaño que aquellas plantas cuya dispersión dependa de factores locales (e.g., especies anemócoras y autócoras). Por tanto, el tamaño del paisaje depende de la forma en que los organismos perciben y utilizan el ambiente que los rodea, por lo que debe ser definido de forma funcional (Fahrig et al., 2011). Así, el tamaño del paisaje debe ser evaluado *ad hoc* dentro de cada estudio a través de estudios multiescalares (Fahrig, 2013; Jackson y Fahrig, 2015). Por supuesto, existen muchos otros retos metodológicos y conceptuales en EP (e.g., diseño experimental: Eigenbrod, Hecnar y Fahrig, 2011; definición de hábitat: Almeida-Gomes et al., 2016), los cuales, a medida que se vayan resolviendo, lograremos crear un marco conceptual y teórico mucho más robusto y útil para resolver muchos de los problemas ambientales que experimentamos en la actualidad.

Conclusiones y perspectivas futuras para la ecología del paisaje en México

La EP ofrece muchos desafíos de investigación para la ecología. Sin embargo, identificamos varias oportunidades y perspectivas para el futuro. Por ejemplo, Vetter, Storch y Bissonette (2016) señalan la importancia futura que tiene el diseño de lineamientos metodológicos consistentes que permitan generar estudios comparables. Ante la ausencia de estos lineamientos, las revistas científicas deberían al menos dar instrucciones precisas sobre cómo deben ser reportadas las características de las áreas de estudio, de forma que esta información pueda ser utilizada en análisis posteriores de revisión, de síntesis y metaanálisis (Vetter et al., 2016). Estos autores proponen algunos elementos clave que deberían ser incluidos en todos los estudios sobre EP: a) un mapa detallado de área de estudio; b) la localización geográfica de los puntos de muestreo; c) los tipos de coberturas presentes en el sitio; d) la historia geológica y de disturbio; e) el tipo de suelo y de vegetación, y f) los datos de cada punto de muestreo. Estos últimos ya están siendo solicitados por muchas revistas científicas, y están siendo depositados en grandes bases de datos como BIOFRAG (Pfeifer et al., 2014) y PREDICTS (Hudson et al., 2017) para ser utilizados en evaluaciones globales de la respuesta de la biodiversidad a la alteración del hábitat a

diferentes escalas. Este tipo de análisis globales es cada vez más frecuente en la literatura científica y está siendo posible gracias a la creciente colaboración que existe entre investigadores de todo el mundo. Sin duda, este representa un camino promisorio para futuras investigaciones.

La EP es mucho más que la simple mezcla de ecología con geografía: se trata de una ciencia interdisciplinaria. En este sentido, muchos de los problemas ambientales que estudia la EP son también evaluados por otras disciplinas (e.g., biología de la conservación, ciencias de la tierra, ciencias ambientales, biogeografía), por lo que los límites entre todas estas disciplinas son cada vez más borrosos. Por ello, entre los tópicos importantes de la EP se encuentra la interdisciplinariedad y la transdisciplinariedad, la integración entre investigación básica y aplicada, y la transferencia de conocimiento y comunicación con el público y los tomadores de decisiones (Wu y Hobbs, 2002). En el futuro sería importante fomentar la interacción no solo entre colegas de esta disciplina, sino entre colegas de diferentes disciplinas para obtener así un entendimiento más holístico e integrador del impacto que tienen las actividades humanas sobre el medio ambiente.

En México no hay programas académicos especializados en EP, pero existen múltiples oportunidades para el estudio de esta disciplina. En el Padrón Nacional de Posgrados de Calidad del Conacyt existen al menos 73 posgrados en ciencias biológicas y 36 en ciencias de la tierra, en los cuales los estudiantes podrían desarrollar investigaciones relacionadas con EP. Por ejemplo, tanto El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) como el Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C. (CICY) ofrecen cursos de posgrado titulados «Ecología del paisaje». En el Instituto de Ecología A.C. (INECOL) el posgrado ofrece el curso de «Análisis espaciales aplicados a ecología del paisaje». En los posgrados de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) hay una amplia oferta de cursos relacionados con EP. Por ejemplo, el Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA) ofrece un programa de maestría en Geografía (Campo de conocimiento en Manejo Integrado del Paisaje) y cursos de «Ecogeografía», «Geografía del paisaje» y «Métodos de evaluación de paisaje», mientras que el Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES) ofrece el curso «Ecología de bosques tropicales fragmentados». Estos ejemplos muestran distintas opciones y enfoques para la formación de recursos humanos en EP, lo que contribuirá fuertemente al desarrollo de esta disciplina en México.

Por último, cabe señalar algunos de los temas prioritarios según una nueva revista científica (*Current Landscape Ecology Reports*) especializada en sintetizar el desarrollo científico de la EP (<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/40823>). Entre otros, sugieren: a) el cambio espacial en el paisaje (causas y efectos); b) importancia de la estructura del paisaje para la conservación de especies; c) efecto de la estructura del paisaje sobre especies no deseadas (e.g., invasión de especies); d) relación entre la estructura del paisaje y el bienestar humano (e.g., servicios ecosistémicos); e) diseño y planeación del paisaje para la sustentabilidad; f) modelos predictivos y de simulación, y g) importancia de la escala espacial y temporal en ecología.

Particularmente, la sustentabilidad del paisaje (el proceso adaptativo de mantener y mejorar simultáneamente la biodiversidad, los servicios ambientales y el bienestar humano en un paisaje), así como las aproximaciones basadas en paisajes para la mitigación y adaptación al cambio climático, se vislumbran como tópicos de EP para la próxima década (Wu, 2013). Sin duda, todas estas áreas temáticas tienen importantes implicaciones ecológicas y de conservación, por lo que a medida que se vayan desarrollando lograremos crear una ciencia predictiva de gran valor para resolver muchos de los problemas ambientales de México y del mundo.

Agradecimientos

Al comité organizador de este número especial, por la invitación. A los dos revisores anónimos del manuscrito por sus valiosas críticas y sugerencias. A las instituciones que han financiado nuestras investigaciones sobre ecología del paisaje: PAPIIT-UNAM (proyectos IA-203111, IB-200812 e IN-204215) y CONACyT (proyectos 253946 y 222632). A CONACyT por la beca de doctorado otorgada a C.G.A.

Anexo. Material adicional

Se puede consultar material adicional a este artículo en su versión electrónica disponible en [doi:10.1016/j.rmb.2017.10.004](https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.004).

Referencias

- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, H. R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., et al. (2013). Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, *45*, 262–271.
- Almeida-Gomes, M., Prevedello, J. A. y Crouzeilles, R. (2016). The use of native vegetation as a proxy for habitat may overestimate habitat availability in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, *31*, 711–719.
- Arellano, L. y Halffter, G. (2003). Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. *Acta Zoológica Mexicana*, *90*, 27–76.
- Arroyo-Rodríguez, V., Cuesta-del Moral, E., Mandujano, S., Chapman, C. A., Reyna-Hurtado, R. y Fahrig, L. (2013). Assessing habitat fragmentation effects for primates: the importance of evaluating questions at the correct scale. En K. Marsh y C. A. Chapman (Eds.), *Primates in fragments: complexity and resilience. Development in Primatology: progress and prospects* (pp. 13–28). New York: Springer.
- Arroyo-Rodríguez, V. y Fahrig, L. (2014). Why is a landscape perspective important in studies of primates? *American Journal of Primatology*, *76*, 901–909.
- Arroyo-Rodríguez, V., González-Pérez, I. M., Garmendia, A., Solà, M. y Estrada, A. (2013). The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape Ecology*, *28*, 1717–1727.
- Arroyo-Rodríguez, V. y Mandujano, S. (2009). Conceptualization and measurement of rainforest fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology*, *30*, 497–514.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S., Benítez-Malvido, J. y Cuende-Fantón, C. (2007). The influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rainforest fragments. *Biotropica*, *39*, 760–766.
- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P. L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R., Meave, J. A., et al. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, *92*, 326–340.
- Arroyo-Rodríguez, V., Pineda, E., Escobar, F. y Benítez-Malvido, J. (2009). Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology*, *23*, 729–739.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F. P. L., Santos, B. A., Tabarelli, M., et al. (2013). Plant β -diversity in fragmented rainforests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, *101*, 1449–1458.
- Asensio, N., Arroyo-Rodríguez, V., Dunn, J. C. y Cristóbal-Azkarate, J. (2009). Conservation value of landscape supplementation for howler monkeys living in forest patches. *Biotropica*, *41*, 768–773.
- Barragán, F., Moreno, C. E., Escobar, F., Bueno-Villegas, J. y Halffter, G. (2014). The impact of grazing areas on dung beetle diversity depends on both biogeographical and ecological context. *Journal of Biogeography*, *41*, 1991–2002.
- Bonilla-Moheno, M., Aide, T. M. y Clark, M. L. (2012). The influence of socio-economic, environmental, and demographic factors on municipality-scale land-use/land-cover change in Mexico. *Regional Environmental Change*, *12*, 543–557.
- Cardinale, B. J., Emmett-Duffy, J., González, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, *486*, 59–67.
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., Freitas de, S. M. y Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, *184*, 117–126.
- Castillo-Campos, G., Halffter, G. y Moreno, C. E. (2008). Primary and secondary vegetation patches as contributors to floristic diversity in a tropical deciduous forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, *17*, 1701–1714.
- Castro-Luna, A. A., Sosa, V. J. y Castillo-Campos, G. (2007). Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation*, *10*, 219–228.
- Chávez-Zichinelli, C. A., MacGregor-Fors, I., Quesada, J., Rohana, P., Romano, M. C., Valdez, R., et al. (2013). How stressed are birds in an urbanizing landscape? Relationships between the physiology of birds and three levels of habitat alteration. *Condor*, *115*, 84–92.
- Crutzen, P. y Stoermer, E. (2000). The Anthropocene. *Global Change Newsletter*, *41*, 17–18.
- De Jong, B. H. J., Cairns, M. A., Haggerty, P. K., Ramírez-Marcial, N., Ochoa-Gaona, S., Mendoza-Vega, J., et al. (1999). Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in central highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management*, *23*, 373–385.
- De la Mora, A., García-Ballinas, J. A. y Philpott, S. M. (2015). Local, landscape, and diversity drivers of predation services provided by ants in a coffee landscape in Chiapas, Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environment*, *201*, 83–91.
- Del Castillo, R. F. (2015). A conceptual framework to describe the ecology of fragmented landscapes and implications for conservation and management. *Ecological Applications*, *25*, 1447–1454.
- Delgado-Balbuena, J., Arredondo, J. T., Loescher, H. W., Huber-Sannwald, E., Chávez-Aguilar, G., Luna-Luna, M., et al. (2013). Differences in plant cover and species composition of semiarid grassland communities of central Mexico and its effects on net ecosystem exchange. *Biogeosciences*, *10*, 4673–4690.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J. y Pulliam, R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, *65*, 169–175.
- Dupuy, J. M., Hernández-Stefanoni, L. J., Hernández-Juárez, R. A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J. O., Leyequien-Abarca, E., et al. (2012). Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica*, *44*, 151–162.
- Durán, E., Galicia, L., Pérez-García, E. y Zambrano, L. (2002). El paisaje en ecología. *Ciencias, UNAM*, *67*, 44–50.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J. y Fahrig, L. (2011). Sub-optimal study design has major impacts on landscape-scale inference. *Biological Conservation*, *144*, 298–305.

- Estrada, A., Cammarano, P. y Coates-Estrada, R. (2000). Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 9, 1399–1416.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R. y Meritt, D. (1993). Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*, 16, 309–318.
- Ewers, R. M. y Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81, 117–142.
- Ewers, R. M., Didham, R. K., Pearse, W. D., Lefebvre, V., Rosa, I. M. D. J., Carreiras, M. B., et al. (2013). Using landscape history to predict biodiversity patterns in fragmented landscapes. *Ecology Letters*, 16, 1221–1233.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487–515.
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40, 1649–1663.
- Fahrig, L. (2015). Just a hypothesis: a reply to Hanski. *Journal of Biogeography*, 42, 989–994.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., et al. (2011). Functional heterogeneity and biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14, 101–112.
- FAO. (2011). *State of the World's forests*. Rome: Food and Agriculture Organization.
- Figuerola, F., Sánchez-Cordero, V., Meave, J. A. y Trejo, I. (2009). Socioeconomic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation*, 36, 80–191.
- Figuerola-Esquível, E. M., Puebla-Olivares, F., Eguiarte, L. E. y Nuñez-Farfán, J. (2010). Genetic structure of a bird-dispersed tropical tree (*Dendropanax arboreus*) in a fragmented landscape in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 789–800.
- Fuller, R. J., Munguía, M., Mayfield, M., Sánchez-Cordero, V. y Sarkar, S. (2006). Incorporating connectivity into conservation planning: a multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation*, 133, 131–142.
- Galindo-González, J., Guevara, S. y Sosa, V. J. (2000). Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, 14, 1693–1703.
- Gámez-Virués, S., Perović, D. J., Gossner, M. M., Börschig, C., Blüthgen, N., de Jong, H., et al. (2015). Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications*, 6, 8568.
- Garmendia, A., Arroyo-Rodríguez, V., Estrada, A., Naranjo, E. y Stoner, K. E. (2013). Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 29, 331–344.
- Guevara, S., Meave, J. A., Moreno-Casasola, P. y Laborde, J. (1992). Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in Neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science*, 3, 655–664.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., González, A., Holt, R. D., et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1, e1500052.
- Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12, 321–334.
- Halffter, G. (1998). A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, 36, 3–17.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., et al. (2013). High-resolution global maps of 21st-Century forest cover change. *Science*, 342, 850–853.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. New York: Oxford University Press.
- Hernández-Stefanoni, J. L., Dupuy, J. M., Tun-Dzul, F. y May-Pat, F. (2011). Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales. *Landscape Ecology*, 26, 355–370.
- Herrera-Arroyo, M. L., Sork, V. L., González-Rodríguez, A., Rocha-Ramírez, V., Vega, E. y Oyama, K. (2013). Seed-mediated connectivity among fragmented populations of *Quercus castanea* (Fagaceae) in a Mexican landscape. *American Journal of Botany*, 100, 1663–1671.
- Hudson, L. N., Newbold, T., Contu, S., Hill, S. L. L., Lysenko, I., de Palma, A., et al. (2017). The database of the PREDICTS (Projecting Responses of Ecological Diversity In Changing Terrestrial Systems) Project. *Ecology and Evolution*, 7, 145–188.
- Humboldt, A. V. (1853). *Personal narrative of travels to the equinoctial regions of America during the years 1799-1804, Chapter 25*. London: Henry G. Bohn.
- Jackson, H. B. y Fahrig, L. (2012). What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27, 929–941.
- Jackson, H. B. y Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24, 52–63.
- Laborde, J., Guevara, S. y Sánchez-Ríos, G. (2008). Tree and shrub seed dispersal in pastures: the importance of rainforest trees outside forest fragments. *Ecoscience*, 15, 6–16.
- Laurance, W. F. (2008). Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141, 1731–1744.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ewers, R. M., Harms, K. E., et al. (2007). Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *Plos One*, 2, e1017.
- Leyequien, E., de Boer, W. F. y Toledo, V. M. (2010). Bird community composition in a shaded coffee agro-ecological matrix in Puebla, Mexico: the effects of landscape heterogeneity at multiple spatial scales. *Biotropica*, 42, 236–245.
- López-Barrera, F., Manson, R. H., González-Espinosa, M. y Newton, A. C. (2007). Effects of varying forest edge permeability on seed dispersal in a Neotropical montane forest. *Landscape Ecology*, 22, 189–203.
- López-Flores, V., MacGregor-Fors, I. y Schondube, J. E. (2009). Artificial nest predation along a Neotropical urban gradient. *Landscape and Urban Planning*, 92, 90–95.
- MacArthur, R. H. y Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R. y Zelazowski, P. (2014). Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39, 125–159.
- Melo, F. P. L., Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Martínez-Ramos, M. y Tabarelli, M. (2013). On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 461–468.
- Mendenhall, C. D., Karp, D. S., Meyer, C. F., Hadly, E. A. y Daily, G. C. (2014). Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. *Nature*, 509, 213–217.
- Moreno, C. E. y Halffter, G. (2001). Spatial and temporal analysis of α , β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 10, 367–382.
- Navarrete, D. y Halffter, G. (2008). Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pasture in a landscape of Chiapas, Mexico: the effects of anthropogenic changes. *Biodiversity and Conservation*, 17, 2868–2898.
- Ochoa, A., Gasca, J., Ceballos, G. J. y Eguiarte, L. E. (2012). Spatiotemporal population genetics of the endangered Perote ground squirrel (*Xeromophilus perotensis*) in a fragmented landscape. *Journal of Mammalogy*, 93, 1061–1074.
- Ochoa-Gaona, S. y González-Espinosa, M. (2000). Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography*, 20, 17–42.
- Ordóñez-Gómez, J. D., Arroyo-Rodríguez, V., Nicasio-Arzeta, S. y Cristóbal-Azkarate, J. (2015). Which is the appropriate scale to assess the impact of landscape spatial configuration on the diet and behavior of spider monkeys? *American Journal of Primatology*, 77, 56–65.
- Pardini, R., de Arruda-Bueno, A., Gardner, T. A., Prado, P. I. y Metzger, J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *Plos One*, 5, e13666.
- Perović, D., Gámez-Virués, S., Börschig, C., Klein, A. M., Krauss, J., Steckel, J., et al. (2015). Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. *Journal of Applied Ecology*, 52, 505–513.
- Pfeifer, M., Lefebvre, V., Gardner, T., Arroyo-Rodríguez, V., Baeten, L., Banks-Leite, C., et al. (2014). BIOFRAG — a new database for analyzing biodiversity responses to forest fragmentation. *Ecology and Evolution*, 4, 1524–1537.
- Pineda, E. y Halffter, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, 117, 499–508.

- Pineda, E., Moreno, C. E., Escobar, F. y Halfpeter, G. (2005). Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*, 19, 400–410.
- Pozo-Montuy, G., Serio-Silva, J. C., Bonilla-Sánchez, Y. M., Bynum, N. y Landgrave, R. (2008). Current status of the habitat and population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in Balancan, Tabasco, Mexico. *American Journal of Primatology*, 70, 1169–1176.
- Pozo-Montuy, G., Serio-Silva, J. C., Chapman, C. A. y Bonilla-Sánchez, Y. M. (2013). Resource use in a landscape matrix by an arboreal primate: evidence of supplementation in black howlers (*Alouatta pigra*). *International Journal of Primatology*, 34, 714–731.
- Pulliam, H. R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, 132, 652–661.
- Ramírez-Restrepo, L. y Halfpeter, G. (2013). Butterfly diversity in a regional urbanization mosaic in two Mexican cities. *Landscape and Urban Planning*, 115, 39–48.
- Reyes-Gómez, V. M., Viramontes-Olivas, O., Arredondo-Moreno, J. T., Huber-Sannwald, E. y Rangel-Rodríguez, A. (2015). Functional ecohydrological differences among native and exotic grassland covers in sub-urban landscapes of Chihuahua city, Mexico. *Landscape and Urban Planning*, 139, 54–62.
- Rös, M., Escobar, F. y Halfpeter, G. (2011). How dung beetles respond to a human-modified variegated landscape in Mexican cloud forest: a study of biodiversity integrating ecological and biogeographical perspectives. *Diversity and Distributions*, 18, 377–389.
- Ruiz-Guerra, B., Velázquez-Rosas, N. y López-Acosta, J. C. (2014). Plant diversity in live fences and pastures, two examples from the Mexican humid tropics. *Environmental Management*, 54, 656–667.
- Russildi, G., Arroyo-Rodríguez, V., Hernández-Ordóñez, O., Pineda, E. y Reynoso, V. H. (2016). Species- and community-level responses to habitat spatial changes in fragmented rainforests: assessing compensatory dynamics in amphibians and reptiles. *Biodiversity and Conservation*, 25, 375–392.
- Saldaña-Vázquez, R. A., Castro-Luna, A. A., Sandoval-Ruiz, C. A., Hernández-Montero, J. R. y Stoner, K. E. (2013). Population composition and ectoparasite prevalence on bats (*Sturnira ludovici*; Phyllostomidae) in forest fragments and coffee plantations of central Veracruz, Mexico. *Biotropica*, 45, 351–356.
- Sánchez-de Jesús, H. A., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E. y Escobar, F. (2016). Forest loss and matrix composition are the major drivers shaping dung beetle assemblages in a fragmented rainforest. *Landscape Ecology*, 31, 843–854.
- San José, M., Arroyo-Rodríguez, V. y Sánchez-Cordero, V. (2014). Association between small rodents and forest patch and landscape structure in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 7, 403–422.
- Schneider, D. C. (2001). The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*, 51, 545–553.
- Tejeda-Cruz, C., Naranjo, E. J., Cuarón, A. D., Perales, H. y Cruz-Burguete, J. L. (2009). Habitat use of wild ungulates in fragmented landscapes of the Lacandon forest, Southern Mexico. *Mammalia*, 73, 211–219.
- Troll, C. (2003). Ecología del paisaje. *Gaceta Ecológica*, 68, 71–84.
- Tscharntke, T., Tylianakis, M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., et al. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes — eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87, 661–685.
- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171–197.
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 36, 319–344.
- 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.
- Velázquez, A., Mas, J. F., Díaz-Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R., et al. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. *Gaceta Ecológica*, 62, 21–37.
- Velázquez, A., Pérez-Vega, A., Bocco, G. y Romero, F. J. (2003). A landscape perspective on biodiversity conservation: the case of Central Mexico. *Mountain Research and Development*, 23, 240–246.
- Verdú, J. R., Moreno, C. E., Sánchez-Rojas, G., Numa, C., Galante, E. y Halfpeter, G. (2007). Grazing promotes dung beetle diversity in the xeric landscape of a Mexican Biosphere Reserve. *Biological Conservation*, 140, 308–317.
- Vetter, D., Storch, I. y Bissonette, J. A. (2016). Advancing landscape ecology as a science: the need for consistent reporting guidelines. *Landscape Ecology*, 31, 469–479.
- Villard, M. A. y Metzger, J. P. (2014). Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*, 51, 309–318.
- Wu, J. (2013). Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology*, 28, 1–11.
- Wu, J. y Hobbs, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, 17, 355–365.



La macroecología en México: historia, avances y perspectivas

Macroecology in Mexico: history, progress and perspectives

Pilar Rodríguez^{a,*}, Fabricio Villalobos^b, Alejandro Sánchez-Barradas^b
y María Eugenia Correa-Cano^c

^a Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903 Col. Parques del Pedregal, 14010, Ciudad de México, México

^b Instituto de Ecología, A.C., Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, 91070, Xalapa, Veracruz, México

^c Environment and Sustainability Institute, University of Exeter, Penryn, Cornwall TR10 9FE, Reino Unido

Recibido el 2 de agosto de 2016; aceptado el 31 de julio de 2017

Disponible en Internet el 14 de noviembre de 2017

Resumen

La macroecología surgió a finales de la década de 1980 y se definió como un programa de investigación enfocado a describir y entender los patrones de biodiversidad en escalas espaciales y temporales amplias. En esta revisión identificamos: a) las principales aportaciones teórico-conceptuales y prácticas, desarrolladas por autores mexicanos; b) los vacíos de conocimiento y desafíos teórico-metodológicos, y c) perspectivas en este campo de estudio en México. A través de búsquedas en la base de datos de artículos científicos registrados en la Web of Science y de búsquedas dirigidas, encontramos 163 artículos, la mayoría publicados en la última década. Un elevado porcentaje de los trabajos se desarrollaron a una escala regional (37%) y nacional (31%) y se concentraron en el medio terrestre (90%). Los grupos biológicos más estudiados fueron los mamíferos (33%), las plantas vasculares (21%) y las aves (17%). Los temas más estudiados en México fueron los patrones de diversidad, aspectos del nicho ecológico, el análisis de la diversidad a distintas escalas (alfa, beta y gamma) y el área de distribución geográfica de las especies. Es importante incorporar aspectos de abundancia y de diversidad filogenética y funcional que permitan incrementar la capacidad explicativa y predictiva de la macroecología.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Abundancia de especies; Área de distribución; Diversidad alfa; Diversidad beta; Escalas; Nicho ecológico; Procesos; Tamaño corporal

Abstract

Macroecology emerged at the end of the 1980's as a synthetic discipline aimed at describing and understanding biodiversity patterns at large spatial and temporal scales. Here, we review the state of the art of macroecology in Mexico by identifying: (i) the main theoretical and applied contributions made by Mexican researchers; (ii) knowledge gaps and theoretic-methodological challenges, and (iii) perspectives of this research field in Mexico. After conducting systematic searches in the Web of Science database and targeted specific topic searches we found 163 articles published by Mexican scientists, most of them in the last decade. Thirty seven percent of these papers were focused at a regional scale and 31% at a national scale, and most of them (90%) corresponded to terrestrial habitats. Mammals, plants and birds were the groups better represented (33%; 21%, and 17%, respectively). The main contributions were developed in the study of diversity patterns, ecological niche, analyses of diversity at different scales (alpha, beta and gamma diversity), and the distributional area. It is important to incorporate subjects such as abundance, phylogenetic and functional diversity and transform the discipline into a more predictive one able to contribute in solving environmental issues at national and global scales.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Abundance of species; Geographical range size; Alpha diversity; Beta diversity; Scales; Ecological niche; Processes; Body size

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: pilar.rodriguez@conabio.gob.mx (P. Rodríguez).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Introducción

Entender las causas que explican la gran variedad de especies y su distribución en la Tierra es una de las preguntas centrales de la ecología y la biogeografía. Dichas causas son múltiples y pueden interactuar entre sí de manera compleja, generando diferentes respuestas expresadas en la organización de las comunidades (Brown, 1995; Lawton, 1999). Considerando explícitamente esta naturaleza compleja de la biodiversidad, surge a finales de la década de los años ochenta del siglo xx un enfoque integrativo llamado «macroecología», que busca describir y entender los patrones de biodiversidad en amplias escalas espaciales y temporales (Brown y Maurer, 1989). La macroecología puede definirse como un programa de investigación enfocado en las propiedades estadísticas que emergen de sistemas ecológicos complejos (Marquet, 2009).

El término «macroecología» aparece por primera vez en la literatura científica en 1971 (Sarmiento y Monasterio, 1971; «descubierto» por Marquet, 2009), haciendo referencia a patrones de vegetación en escalas espaciales amplias. Las bases de la macroecología pueden encontrarse desde los trabajos de los naturalistas del siglo xvii (e.g., Johann Reinhold Foster) y siglo xix (e.g., Alexander von Humboldt), hasta los trabajos de zoogeografía y fitogeografía de los años 50 y 60 del siglo xx, centrados en entender la distribución de los organismos en el espacio geográfico. También se encuentran en la geografía ecológica de MacArthur (1972) (en Brown, 1999), que trataba de explicar en términos climáticos o ecológicos la distribución de los seres vivos. En el contexto latinoamericano destaca el aporte de Rapoport (1975), cuyo libro *Areografía: estrategias geográficas de las especies* (que aparece publicado en inglés en 1982; Rapoport, 1982) constituyó una pieza clave en el desarrollo de la macroecología (Brown, Stevens y Kaufman, 1996; Stevens, 1989).

La formalización de la macroecología propuesta por Brown y Maurer (1987, 1989) se centró en la integración de la diversidad, la abundancia y la distribución de las especies bajo una investigación estadística, no experimental, enfocada en la identificación de regularidades (i.e., patrones) que emergen al estudiar conjuntos de especies (Brown, 1995; Marquet, 2009). Una vez establecidas sus bases formales y la lógica detrás de su enfoque (Blackburn, 2004), la macroecología pasó de ser una propuesta integradora a ser una disciplina relevante en la investigación ecológica, como lo confirman la cantidad de revistas especializadas en el tema y su impacto (Beck et al., 2012). Asimismo, las herramientas conceptuales y metodológicas se han refinado y expandido (Beck et al., 2012; Keith et al., 2012). Como resultado, la macroecología ahora incluye enfoques de modelación estocástica y mecanística (e.g., modelos computacionales de simulación orientados a patrones y basados en procesos), además de su enfoque descriptivo y correlativo inicial (Gotelli et al., 2009; Villalobos y Rangel, 2014).

El inicio de la macroecología en México está marcado por 3 hechos. En primer lugar, la estancia de E. H. Rapoport en nuestro país a mediados de la década de 1970, lugar donde es publicado su libro, que contiene ideas fundamentales acerca de la distribución de las especies (Rapoport, 1975). En segundo lugar,

los trabajos que se iniciaron en la década de 1980, centrados en el estudio de los patrones de riqueza de especies (Ezcurra y Equihua, 1984; citas que se encuentra en Ramamoorthy, Bye, Lot y Fa, 1993). Si bien estos trabajos no fueron realizados utilizando un enfoque macroecológico propiamente dicho, constituyen una de las bases de los estudios que se realizaron posteriormente. En tercer lugar, en esa época, con la llegada al país de científicos mexicanos que hicieron sus estudios de posgrado en el extranjero se implementaron enfoques y aproximaciones al estudio de los patrones de diversidad provenientes de la macroecología (Arita, Figueroa, Frisch, Rodríguez y Santos-del Prado, 1997; Ceballos y Navarro, 1991; Mourelle y Ezcurra, 1997a, 1997b). La macroecología desarrollada en México también tiene aportes provenientes de la biogeografía. Por ejemplo, G. Halffter ha sido un impulsor de la idea de estudiar patrones geográficos de diversidad y de separar los componentes de la diversidad en alfa (riqueza local de especies), beta (diferencia en la composición de especies entre localidades) y gamma (riqueza de especies de una región), un enfoque que aplica a distintas escalas espaciales y que está estrechamente relacionado con la conservación de la biodiversidad (Halffter y Moreno, 2005).

Un factor que también ha sido importante en el desarrollo de la macroecología en México es la disponibilidad de datos e información que existen para el país, una infraestructura poco frecuente en el mundo (Sarukhán y Jiménez, 2016). Con la creación de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) en 1992 se dio impulso a la integración de datos primarios (registros de colectas) en bases de datos estandarizadas y se apoyaron proyectos para generar información a partir de estos datos primarios, como son las áreas de distribución de las especies. Los datos primarios, accesibles a través de la Conabio, la Unidad de Informática para la Biodiversidad (Unibio) y la Global Biodiversity Information Facility (GBIF), así como las áreas de distribución generadas a partir de estos datos primarios, han permitido la realización de numerosos estudios macroecológicos en México (Koleff et al., 2008; Peterson et al., 1993; Peterson, Soberón y Sánchez-Cordero, 1999).

A pesar de la relevancia teórica y aplicada que tiene la macroecología en temas de biodiversidad y conservación y del desarrollo que ha tenido en las últimas 4 décadas, no existe un trabajo que sintetice el aporte de México a esta disciplina. En este trabajo revisamos cuáles son los temas que se han estudiado en México, identificamos las principales aportaciones teórico-conceptuales y prácticas desarrolladas por autores mexicanos, identificamos los vacíos importantes y concluimos discutiendo los desafíos teórico-metodológicos de la macroecología en el país.

La macroecología en México: algunas estadísticas generales

Para evaluar el desarrollo de la macroecología en México, en relación con el contexto global de esta disciplina, en primer lugar realizamos una búsqueda de publicaciones generadas a nivel mundial. Para determinar el número de publicaciones por año se siguió la propuesta de Beck et al. (2012), usando un periodo de

búsqueda desde 1989 (cuando aparece el primer artículo formal de macroecología; Brown y Maurer, 1989) hasta el 11 de julio de 2016. Utilizamos la base de datos de artículos científicos de Web of Science (<https://webofknowledge.com>; consultada 11 Jul 2016; ver [Material suplementario 1](#)) y se encontraron 1,516 artículos.

Para determinar el número de publicaciones generadas por autores mexicanos, inicialmente se siguió la propuesta de Beck et al. (2012). Sin embargo, debido a que la búsqueda arrojó únicamente 27 artículos, se realizaron búsquedas por temas más específicos (tamaño corporal, regla de Rapoport, etc.). Con este procedimiento, y utilizando distintas combinaciones de criterios (ver [Material suplementario 1](#)), encontramos 70 artículos; por lo tanto, decidimos complementar la búsqueda realizada en la base de datos Web of Science con búsquedas dirigidas, por ejemplo, utilizando el nombre de investigadores mexicanos que sabemos que trabajan en los distintos temas de macroecología. En total se encontraron 163 trabajos realizados por autores mexicanos.

A diferencia del aumento gradual en el número de artículos que se observó a nivel mundial, en México ha habido una gran variación temporal, como por ejemplo la baja significativa en el número de artículos publicados en el año 2010. Tanto a nivel mundial como en México, un porcentaje muy elevado de los artículos (96 y 88%, respectivamente) fueron publicados a partir del año 2000 ([fig. 1](#)). Los grupos biológicos más estudiados en México fueron los mamíferos ($n = 58$ estudios, 33%), seguido de las plantas vasculares ($n = 37$, 21%) y de las aves ($n = 31$, 17%). A nivel mundial, los grupos más estudiados son los mismos, pero la proporción de trabajos para cada grupo fue distinta: plantas (24%), aves (19%) y mamíferos (17%) ([fig. 2](#)). En relación con el tipo de hábitat, los estudios en México se concentran notoriamente en el medio terrestre (90%), una tendencia distinta a la que se encontró a nivel mundial, donde los estudios se enfocan en el medio terrestre y marino (56 y 35%, respectivamente) ([fig. 3](#)). La escala geográfica que preferentemente abarcan los estudios en México es la regional (i.e., Baja California, desierto de Chihuahua) ($n = 56$, 37%), seguida de la escala a nivel del país ($n = 48$, 31%). Una proporción importante de los estudios abarcan una escala mundial ($n = 14$, 9%) y una proporción muy similar abarca América del Norte y Centroamérica ($n = 13$, 9%) ([fig. 4](#)). Finalmente, los temas preferentemente estudiados en México son el análisis de los patrones geográficos de diversidad, los estudios relacionados con el nicho ecológico de las especies, el estudio de los componentes alfa, beta y gamma y los análisis relacionados con el área de distribución de las especies ([fig. 5](#)).

Los resultados de las búsquedas utilizando Web of Science reflejan parcialmente el trabajo desarrollado por macroecólogos mexicanos. Muchos de los trabajos no fueron detectados en estas búsquedas, aun cuando probamos distintos criterios. Además, una parte de los trabajos que se desarrollan en México se encuentra en artículos no indexados y en la literatura «gris» (e.g., tesis, libros, reportes técnicos, etc.). Sin embargo, consideramos que una búsqueda más exhaustiva en Web of Science y en la literatura gris no modificará sustancialmente las tendencias encontradas en esta revisión.

Aportaciones teórico-conceptuales y aplicadas de la macroecología en México

En general, la macroecología desarrollada por científicos mexicanos ha realizado contribuciones en la mayoría de los grandes temas macroecológicos que, siguiendo a Marquet (2009), serían: los patrones espaciales de diversidad, la distribución de frecuencias de atributos ecológicos (tamaños de área de distribución, tamaños corporales, etc.), las relaciones o covariación entre dichos atributos ecológicos (e.g., tamaño corporal vs tamaño de área de distribución), la dinámica espacial (reglas ecogeográficas) y temporal (dinámica) de los patrones macroecológicos. Además, incluimos otros temas de macroecología en los que los científicos mexicanos también han contribuido, específicamente la teoría macroecológica, la macroecología evolutiva y la teoría de nicho ecológico. Estos temas se describen y ejemplifican a continuación.

Patrones espaciales de diversidad

El análisis de los patrones espaciales de diversidad es uno de los temas fundamentales de la macroecología (Brown, 2014; Rosenzweig, 1995). En nuestro país, este tema ha sido el más estudiado ([fig. 5](#)) y los análisis se han centrado en el gradiente latitudinal de riqueza de especies, en los patrones de diversidad alfa, beta y gamma, y en menor medida en el gradiente altitudinal.

El análisis del gradiente latitudinal de riqueza de especies, que generalmente documenta un aumento del número de especies desde las zonas frías y templadas hacia las tropicales (Brown, 2014; Rosenzweig, 1995), ha sido abordado por diferentes grupos de trabajo en México. Los resultados obtenidos en distintos estudios ratifican la existencia de este gradiente a nivel continental y nacional y han permitido conocer particularidades para distintos grupos taxonómicos. Ejemplos de estos trabajos son los desarrollados para los vertebrados (Koleff et al., 2008), mamíferos terrestres y voladores (Ceballos y Navarro, 1991; Ceballos y Rodríguez, 1993), anfibios y reptiles (Flores-Villela, 1993; Ochoa-Ochoa, Rodríguez, Mora, Flores-Villela y Whittaker, 2012; Parra-Olea, Flores-Villela y Mendoza-Almeralla, 2014; Pineda y Lobo, 2009), aves (Navarro-Sigüenza, Gordillo-Martínez y Peterson, 2009). También se han realizado estudios para algunos grupos de plantas (e.g., Golicher, Cayuela, Alkemade, González-Espinosa y Ramírez-Marcial, 2007; González-Espinosa, Rey-Benayas, Ramírez-Marcial, Huston y Golicher, 2004; González-Espinosa, Ramírez-Marcial, Méndez-Dewar, Galindo-Jaimes y Golicher, 2005; Pavón, Hernández-Trejo y Rico-Gray, 2000; Villaseñor, 2003). En el estudio del gradiente latitudinal de riqueza de especies existen trabajos interesantes en macroecología marina, por ejemplo, los estudios con invertebrados marinos (Escobar-Briones, Gaytán-Caballero y Legendre, 2008) y mamíferos marinos (Pompa, Ehrlich y Ceballos, 2011; Rosales-Nanduca, Gerrodette, Urbán, Cárdenas-Hinojosa y Medrano-González, 2011), por mencionar algunos.

En general, los estudios mencionados han sido de índole descriptiva y han permitido inferir algunas de las causas asociadas

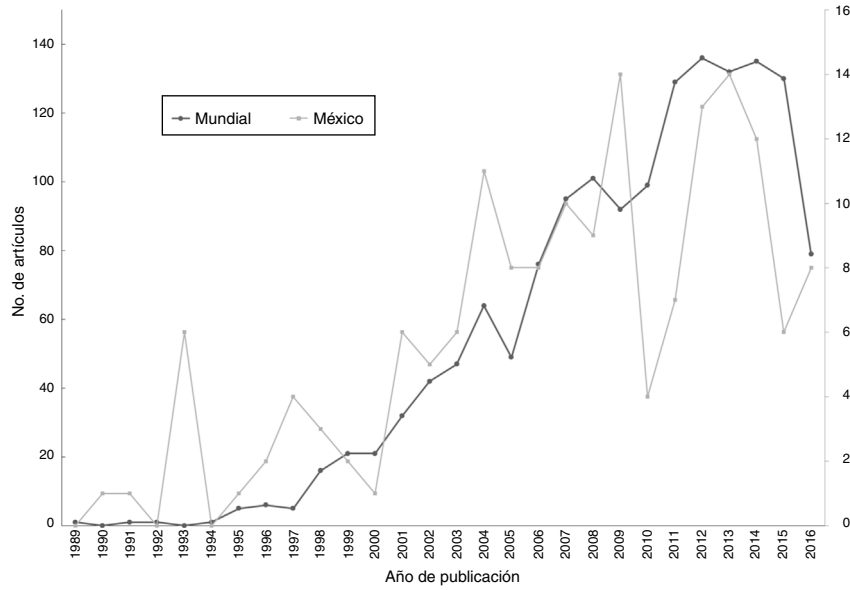


Figura 1. Número total de artículos científicos sobre macroecología producidos entre 1989 y 2016, resultado de la búsqueda realizada a nivel mundial ($n = 1,516$), y resultados de la búsqueda realizada para México (es decir, en los que al menos un autor es de nacionalidad mexicana) ($n = 163$). Se utilizaron dos escalas distintas con la idea de comparar las trayectorias.

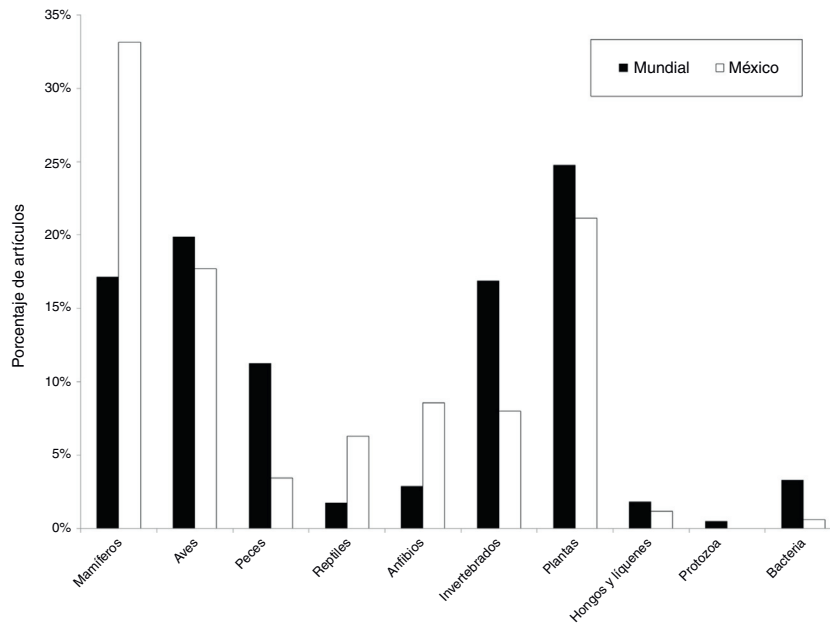


Figura 2. Porcentaje del total de artículos científicos producidos entre 1989 y 2016 por grupo taxonómico a nivel mundial ($n = 1,516$) y para México (es decir, en los que al menos un autor es de nacionalidad mexicana) ($n = 163$).

a la estructura y a la variación geográfica en las comunidades. Por ello, un reto futuro importante es el de avanzar en el entendimiento de los procesos que expliquen los patrones identificados, utilizando las nuevas aproximaciones de la macroecología (ver la sección «Macroecología evolutiva»).

En México se ha analizado también el gradiente altitudinal de riqueza de especies que, en términos generales, muestra un máximo número de especies en altitudes intermedias (Mena y Vázquez-Domínguez, 2005; Navarro y León-Paniagua, 1995; Sánchez-Cordero, 2001). El número de trabajos identificados en este tema resultó bajo (fig. 5) y, en general, estos trabajos han

confirmado el patrón de mayor riqueza y recambio de especies en altitudes intermedias, aunque con algunas excepciones, donde se ha observado que la riqueza se incrementa con la altitud (Navarro y León-Paniagua, 1995). Esta aparente discrepancia es común en los estudios de gradientes altitudinales y parece estar relacionada con la amplitud de la variación ambiental que fue cubierta en los gradientes estudiados (McCain, 2007). De igual forma que en el tema del gradiente latitudinal de riqueza de especies, un reto importante en el estudio de gradientes altitudinales es el de avanzar hacia el entendimiento de los procesos que subyacen a los patrones altitudinales documentados.

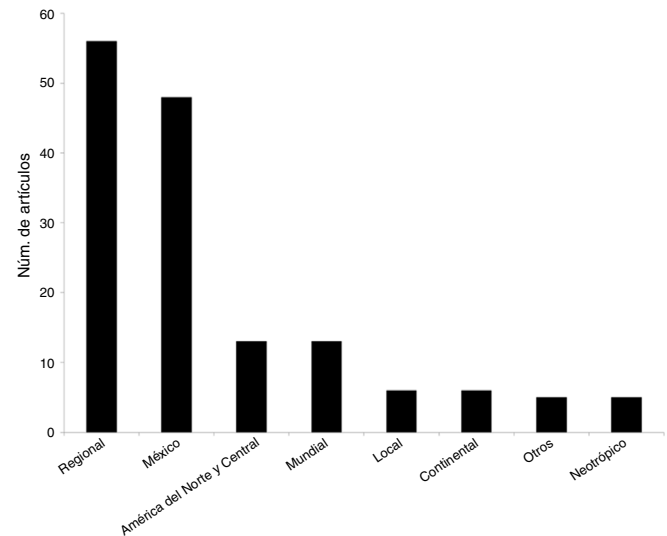
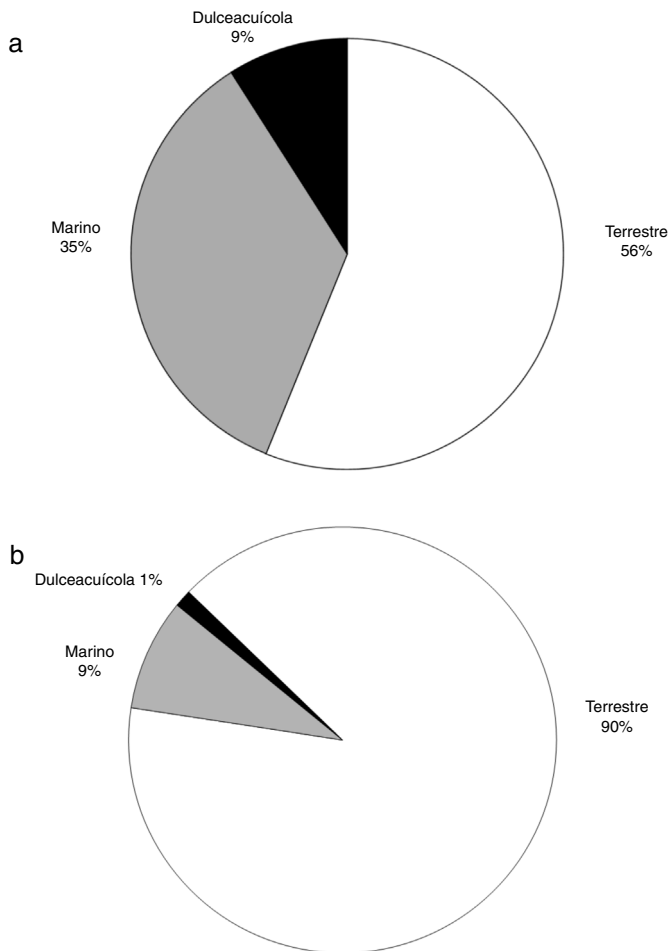


Figura 4. Número de artículos científicos producidos entre 1989 y 2016 por categorías de extensión geográfica, basado en los artículos que se registraron para México (es decir, en los que al menos un autor es de nacionalidad mexicana) (n = 163).

nentes alfa, beta y gamma provee un marco conceptual idóneo para el estudio de la diversidad en un país megadiverso (Arita, 1997; Arita y León-Paniagua, 1993; Halffter, Soberón, Koleff y Melic, 2005; Moreno y Halffter, 2001; Sarukhán, Soberón y Larson-Guerra, 1996). En estudios desarrollados para los vertebrados, principalmente mamíferos (Arita, 1997; Arita y Rodríguez, 2002; Rodríguez y Arita, 2004; Rodríguez, Soberón y Arita, 2003), anfibios y reptiles (Ochoa-Ochoa et al., 2012), se ha puesto a prueba la hipótesis propuesta por Arita y León-Paniagua (1993), quienes plantearon que la gran diversidad de especies a nivel país se debe a la combinación de una diversidad alfa relativamente moderada y a una diversidad beta elevada, esta última resultado de la gran heterogeneidad ambiental existente en el país. También se han llevado a cabo algunos estudios para entender los patrones de diversidad de especies de cactáceas del país (Goettsch y Hernández, 2006; Golubov, Mandujano y Mandujano, 2005), cuyos resultados abonan la idea de que la alta diversidad beta es un patrón común a muchos grupos biológicos (Koleff et al., 2008).

Los estudios referentes a diversidad alfa y beta a escala local y regional son numerosos (e.g., García, Solano-Rodríguez y Flores-Villela, 2007; Lira-Noriega, Soberón, Navarro-Sigüenza, Nakazawa y Peterson, 2007; Pineda y Halffter, 2004; Pineda, Moreno, Escobar y Halffter, 2005). Un estudio representativo es aquel que compara la diversidad beta de distintos grupos taxonómicos en el istmo de Tehuantepec (Calderón-Patrón, Moreno, Pineda-López, Sánchez-Rojas y Zuria, 2013). A esta escala de análisis se han puesto a prueba hipótesis que proponen explicar los patrones de diversidad beta de distintos grupos biológicos, como por ejemplo la capacidad de dispersión de las especies. De igual forma, estudios realizados con plantas de selvas estacionalmente secas de la zona de Nizanda, Oaxaca (e.g., Gallardo-Cruz, Meave, Pérez-García y Hernández-Stefanoni, 2010), y algunas zonas de la península de Yucatán (López-Martínez et al., 2013) han permitido evaluar la contribución de

Además de describir la estructura espacial de la biodiversidad, desde los primeros trabajos macroecológicos realizados por autores mexicanos se ha puesto énfasis en las aplicaciones de estos estudios a la conservación de la biodiversidad (fig. 5). Por ejemplo, Ceballos, Rodríguez y Medellín (1998) analizan el patrón espacial de riqueza de especies separando el patrón espacial de las especies raras, de las endémicas y de las especies amenazadas. Encontraron que las regiones en las que se concentra la mayor riqueza de especies son distintas a las regiones en las que se concentran las especies raras, las endémicas o las que están amenazadas, mostrando que las estrategias de conservación deben ser distintas, dependiendo del grupo de especies que se desee conservar. Estudios en los que se analizan los patrones de los mamíferos a nivel mundial confirman el patrón encontrado para los mamíferos de México (Ceballos, 2007; Ceballos y Brown, 1995; Ceballos y Ehrlich, 2006), y de igual forma, resultados semejantes han sido obtenidos para la avifauna mexicana (Escalante, Navarro-Sigüenza y Peterson, 1993) y para las plantas de Baja de California (Riemann y Ezcurra, 2005), por mencionar algunos casos.

Otro tema que destaca es el estudio de los patrones de la diversidad a distintas escalas espaciales (fig. 5). La propuesta de Whittaker (1960, 1972) de dividir la diversidad en sus compo-

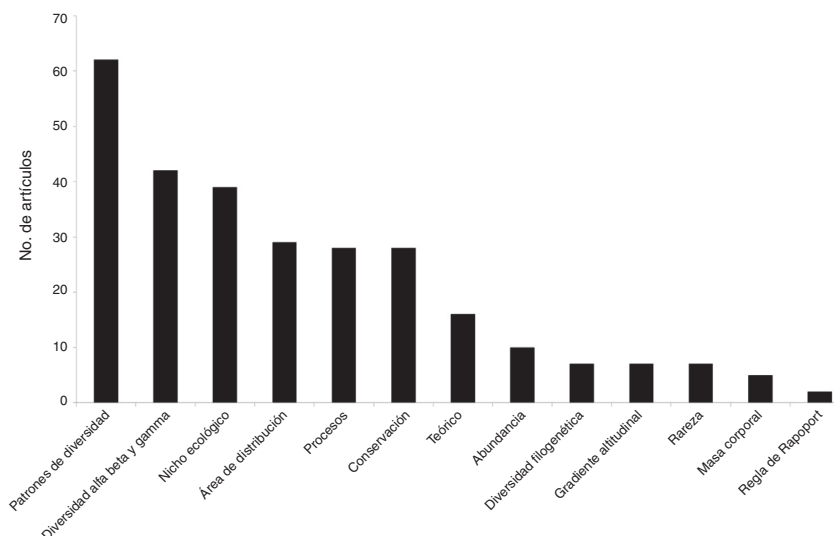


Figura 5. Número de artículos científicos producidos entre 1989 y 2016 por tema macroecológico, basado en los artículos que se registraron para México (es decir, en los que al menos un autor es de nacionalidad mexicana) (n = 163).

distintas variables climáticas y topográficas en los patrones de diversidad beta.

Los estudios de la diversidad alfa, beta y gamma también tienen aplicaciones para la conservación de la biodiversidad. Por ejemplo, una propuesta relativamente reciente consistió en utilizar información acerca de la diversidad beta para definir «reservas archipiélagos», un sistema de áreas protegidas en el que se maximizaría el número de especies a conservar (Halffer, 2007).

Dentro del tema de diversidad beta destacan varios aportes teóricos y metodológicos de importancia a nivel mundial (fig. 5). Por ejemplo, el trabajo desarrollado por Koleff, Gaston y Lennon (2003), en el que se analiza el desempeño de numerosas medidas para cuantificar la diversidad beta, es sin lugar a dudas un referente en este tema. Más recientemente, Soberón y Cavner (2015) demostraron que es posible derivar muchos de los índices que se usan para describir los patrones geográficos de biodiversidad, incluyendo los de diversidad beta, analizando matrices de incidencias de especies, construidas registrando la presencia (1) o ausencia (0) de cada especie en un conjunto de celdas geográficas; este análisis evalúa el traslape de las áreas de distribución geográfica de las especies. Otros trabajos que representan un aporte importante en este tema son aquellos en los que se analizó la diversidad beta a distintas escalas espaciales, destacando un estudio con aves (Lennon, Koleff, Greenwood y Gaston, 2001) y otro con mamíferos no voladores (Arita y Rodríguez, 2002; Ochoa-Ochoa et al., 2014). A grandes rasgos, en estos trabajos se demuestra que la magnitud de la diversidad beta es dependiente de la escala de análisis (Moreno y Rodríguez, 2010, 2011).

Distribución de frecuencias de atributos ecológicos

Estudiar las distribuciones de frecuencias de atributos ecológicos, además de describir la variación en los valores de dichos atributos, puede informar acerca de los procesos causales de dichas distribuciones (Gaston, 1990). Uno de los atributos más

estudiados al respecto ha sido el tamaño del área de distribución de las especies (fig. 5). En México, el primer trabajo que abordó este tema fue el de Arita et al. (1997) para mamíferos terrestres. Este trabajo corroboró el patrón macroecológico descrito anteriormente por Gaston (1990): las áreas de distribución tienden a ser mayoritariamente pequeñas, con algunas áreas de tamaño mediano y muy pocas de tamaños grandes. Los resultados de este estudio tienen implicaciones directas para la conservación. Por ejemplo, un criterio para definir un área a conservar puede ser la identificación de regiones que concentren la mayor cantidad de especies con áreas de distribución restringidas (Navarro-Sigüenza et al., 2011; Vázquez, Rodríguez y Arita, 2008; Vázquez y Valenzuela-Galván, 2009).

En una publicación (Koleff et al., 2008) que forma parte de la obra *Capital Natural de México*, publicada por la Conabio, se analizaron los patrones de área de distribución de 4 grupos de vertebrados terrestres de México (anfibios, aves, mamíferos y reptiles). Además de que se ratificó la existencia de un mayor número de especies con área de distribución pequeña y pocas especies con área de distribución grande, se distinguieron particularidades para cada grupo estudiado. Por ejemplo, las regiones del país en las que se concentran las especies con áreas de distribución pequeñas son diferentes para cada uno de estos grupos. En términos de conservación, a grandes rasgos, este resultado indica que se requeriría considerar distintas regiones del país para conservar diferentes grupos de vertebrados terrestres (Koleff et al., 2008).

Un estudio pionero, que evaluó la importancia relativa de especies que difieren en la amplitud de su distribución geográfica al patrón espacial de riqueza de especies, mostró que en México las especies con distribución amplia contribuyen en mayor medida a dichos patrones que las especies con distribución restringida (Vázquez y Gaston, 2004). Trabajos posteriores han profundizado en este tema, demostrando que la relación positiva entre riqueza de especies y el número de especies con distribución amplia es preponderante, considerando tanto la cohesión de las áreas de distribución (i.e., conformación espacial

continua) como la variación del área de distribución geográfica de las especies (Arita y Rodríguez-Tapia, 2009).

Covariación de atributos ecológicos

Evaluar la variación entre 2 (o más) atributos ecológicos entre diferentes especies ha sido uno de los temas centrales de la macroecología desde su formalización como disciplina científica (Brown y Maurer, 1989). La lógica detrás de este análisis se basa en que los mecanismos ecológicos y evolutivos que determinan los niveles actuales de biodiversidad deberían verse reflejados en los patrones de covariación espacial de tales atributos ecológicos (Brown y Maurer, 1987).

Uno de los patrones de covariación más estudiados corresponde a la relación entre el tamaño (o masa) corporal y atributos ecológicos tales como la abundancia poblacional y el área de distribución geográfica. En 2 trabajos pioneros a nivel global, desarrollados por un investigador mexicano (H. Arita) (fig. 5), se evaluó la relación entre el tamaño corporal y la «rareza» (medida como densidad poblacional baja o distribución geográfica restringida), gremios alimentarios e historia (e.g., relaciones entre especies; Arita, Robinson y Redford, 1990; Arita, 1993) de especies de mamíferos neotropicales. Estos estudios mostraron que la relación entre las 2 variables de «rareza», área de distribución y densidad poblacional está modulada por el tamaño corporal, con relaciones negativas entre estas 2 variables en grupos de especies con mayor variación en tamaño corporal. Efectivamente, dicha relación negativa fue encontrada en los mamíferos neotropicales asociados a bosques (Arita et al., 1990) pero no para los murciélagos neotropicales (Arita, 1993), los cuales muestran una variación en tamaño corporal menor a la de los mamíferos no voladores.

Estudios más recientes proponen un enfoque integrador y simple que considera simultáneamente 3 de los principales atributos de la biodiversidad: riqueza de especies, rareza de las especies (Villalobos, Dobrovolsk, Provete y Gouveia, 2013; Villalobos, Lira-Noriega, Soberón y Arita, 2013) e información evolutiva (Mendoza y Arita, 2014). Con la utilización de información macroecológica básica (i.e., matriz de incidencias de las especies) es posible identificar regiones ricas en especies raras (*hotspots*) y regiones pobres en dichas especies (*coldspots*; Villalobos, Dobrovolsk et al., 2013). Dicho enfoque puede ser útil cuando se cuenta con poca información acerca de la distribución de las especies (e.g., mapas de distribución a escala geográfica en lugar de registros puntuales a escala local) y como una primera descripción rápida de los patrones de diversidad y distribución de la biota de una región.

La covariación entre el tamaño del área de distribución y la abundancia local también se da a nivel de especies individuales. Por ejemplo, en biogeografía (disciplina fundacional de la macroecología) se postula que hay una relación positiva entre la abundancia de individuos y la distancia del centro de la distribución geográfica de la especie. Al respecto, Martínez-Meyer, Díaz-Porras, Peterson y Yáñez-Arenas (2012) propusieron una aproximación novedosa en la que se incorpora la teoría de nicho, encontrando que la variación en la abundancia está más relacionada con las preferencias ambientales de las especies (i.e., su

nicho ecológico) que con variables como la distancia a un centro geográfico (Osorio-Olvera, Falconi y Soberón, 2016; Yáñez-Arenas, Martínez-Meyer, Mandujano y Rojas-Soto, 2012).

Dinámica espacial y temporal de patrones macroecológicos

Los atributos ecológicos (e.g., tamaño corporal, área de distribución, historia de vida, etc.) pueden variar tanto en el espacio como en el tiempo. En la dimensión espacial, la variación de estos atributos está relacionada con la ubicación de las especies en el espacio geográfico o a lo largo de gradientes ambientales. Las variaciones geográficas de los atributos ecológicos de las especies son conocidas como «reglas ecogeográficas» (Gaston, Chown y Evans, 2008). Dos de estas reglas han sido estudiadas en macroecología: la regla de Bergmann, correspondiente al tamaño corporal (a mayor temperatura, menor tamaño corporal; Blackburn, Gaston y Loder, 1999; Olalla-Tárraga, Bini, Diniz-Filho y Rodríguez, 2010), y la de Rapoport, correspondiente al tamaño del área de distribución de las especies (a mayor latitud, mayor tamaño del área de distribución; Hawkins y Diniz-Filho, 2006; Stevens, 1989). Los trabajos de macroecólogos mexicanos en estos temas son escasos (fig. 5), aunque en lo que corresponde a la regla de Rapoport se han realizado contribuciones interesantes, enfocadas a entender la integración de diferentes patrones interconectados, incluyendo el gradiente latitudinal de riqueza de especies, la diversidad beta, la variación del tamaño de área de distribución de las especies y la regla de Rapoport. Por ejemplo, Arita, Rodríguez y Vázquez-Domínguez (2005) evaluaron la hipótesis de que el gradiente latitudinal de riqueza de especies es el resultado de la tendencia a que el tamaño de las áreas de distribución de las especies disminuye conforme nos acercamos a los trópicos (regla de Rapoport). Llevando a cabo comparaciones de los patrones observados contra los esperados bajo un modelo nulo (i.e., expectativa teórica en ausencia de un proceso de interés), demostraron la interconexión entre los patrones antes mencionados y la validez de la regla de Rapoport para los mamíferos terrestres de América del Norte.

En relación con la dimensión temporal de los patrones macroecológicos, son pocos los estudios realizados por macroecólogos mexicanos. Uno de los primeros estudios en considerar explícitamente la dimensión temporal bajo un enfoque teórico fue el de Arita y Vázquez-Domínguez (2008). En dicho estudio se propone un modelo nulo para evaluar si los trópicos son cuna (i.e., generadores) o museo (i.e., acumuladores) de la diversidad de especies. Con este enfoque original, los autores evaluaron la influencia relativa de procesos históricos como especiación, extinción de especies y dinámica de cambio de las áreas de distribución. Los resultados de este estudio sugieren que el gradiente latitudinal de la riqueza de especies es el resultado de balances entre altas tasas de especiación y extinción en los trópicos, generando tanto una cuna como un museo de diversidad en esa región. En un estudio más reciente se evaluó la dinámica temporal de los patrones de coexistencia geográfica de mamíferos extintos y se confirmó el efecto que tienen los factores históricos, tanto evolutivos (especiación y extinción de especies) como cambios climáticos de largo plazo, en dichos patrones de coexistencia (Villalobos, Dobrovolsk et al., 2013). Con la

continua generación y disponibilidad de datos relacionados con la historia de las especies (e.g., relaciones filogenéticas, datos fósiles, modelos climáticos), la evaluación de la dinámica temporal de los patrones macroecológicos seguramente será un tema de investigación importante en los próximos años, tal como lo muestran algunos trabajos recientes (Saupe et al., 2015; Qiao, Saupe, Soberón, Peterson y Myers, 2016; ver más adelante la sección «Macroecología evolutiva»).

Teoría macroecológica

Los estudios macroecológicos realizados por autores mexicanos no solo han contribuido a la descripción de patrones y a la evaluación de hipótesis macroecológicas, sino también al desarrollo de la teoría macroecológica (Material suplementario 2) (fig. 5). Un aporte importante es el de Arita, Christen, Rodríguez y Soberón (2012). En este trabajo se propone una nueva manera de analizar la riqueza y el área de distribución de las especies de manera simultánea, identificando las relaciones biológicas y las restricciones analíticas entre estas 2 variables. Este trabajo ha sido la base para nuevos desarrollos teóricos (Arita, 2015; Borregaard y Rahbek, 2010; Christen y Soberón, 2009; Soberón y Cavner, 2015; Villalobos y Arita, 2010; Villalobos, Lira-Noriega, Soberón y Arita, 2014) y aplicados (Mendoza y Arita, 2014; Soberón y Ceballos, 2011; Villalobos, Dobrovolsk et al., 2013; Villalobos, Lira-Noriega et al., 2013). Una conclusión relevante de este aporte teórico es que los patrones de biodiversidad pueden ser descritos usando únicamente algunos parámetros interrelacionados, basados en las relaciones matemáticas entre diversidad y distribución de especies, evitando la proliferación de nuevos índices y facilitando la unificación de diferentes conceptos de biodiversidad bajo un mismo marco teórico (Arita, Christen, Rodríguez y Soberón, 2008). En los próximos años se revelarán los alcances de dicho marco y sus posibilidades de contribuir al desarrollo de la teoría macroecológica (Soberón, 2015).

Macroecología evolutiva

Recientemente, la macroecología se ha beneficiado de la rápida generación y disponibilidad de información acerca de la historia de las especies (p.ej., registro fósil, relaciones filogenéticas) y del planeta (p.ej., modelos climáticos). Esto ha permitido investigar con mayor profundidad los componentes históricos de los patrones de biodiversidad. Una nueva línea de investigación, llamada «macroecología evolutiva» (Diniz-Filho, Gouveia y Lima-Ribeiro, 2013; Villalobos, Carotenuto, Raia y Diniz-Filho, 2016), considera de manera explícita, tanto analítica como conceptualmente, la historia de las especies y del planeta en la evaluación de tales patrones. Los autores mexicanos han comenzado a contribuir con esta nueva línea de investigación incorporando la dimensión temporal en sus estudios (fig. 5). Por ejemplo, Velasco et al. (2016) (ver también Saupe et al., 2015, y Qiao et al., 2016) utilizaron información sobre la distribución geográfica, las preferencias ambientales y las relaciones filogenéticas de las especies para determinar la influencia del nicho ecológico en la diversificación evolutiva de

un clado. Del mismo modo, Villalobos, Carotenuto et al. (2016) y Villalobos, Cianciaruso, Olalla-Tárraga, Rangel y Diniz-Filho (2016) emplearon datos de fósiles y de especies actuales, junto con información y análisis evolutivos, con el fin de entender las causas de los patrones de coexistencia geográfica entre especies, los cuales subyacen a los gradientes geográficos de biodiversidad. La macroecología evolutiva es sin duda una de las líneas de investigación más prometedoras para los años venideros (Raia y Fortelius, 2017).

Teoría de nicho ecológico

Otra línea sobresaliente en la que macroecólogos mexicanos han hecho contribuciones importantes es en la teoría de nicho ecológico, particularmente en lo referente a la relación entre el nicho ecológico y el área de distribución geográfica de las especies, materia prima de los análisis macroecológicos (fig. 5). Los aportes en este tema van desde trabajos teóricos (Peterson y Soberón, 2012; Soberón, 2007) hasta el análisis de patrones de diversidad (Pérez-Moreno, Martínez-Meyer, Soberón Mainero y Rojas-Soto, 2016; Peterson et al., 2002; Pineda y Lobo, 2009). Por un lado, el valor teórico de estos estudios radica en su aporte al entendimiento de la relación entre el nicho ecológico de las especies y la expresión geográfica del mismo (i.e., el área de distribución de las especies). Por otro lado, los trabajos empíricos han mostrado que tener mejores modelos de distribución de especies, basados en la teoría de nicho, permite realizar análisis cada vez más refinados acerca de patrones de diversidad (Koleff et al., 2008; Peterson et al., 2002), adentrarse en los procesos que explican tales patrones (como, por ejemplo, entender los patrones migratorios de grupos de especies en México; Pérez-Moreno et al., 2016) e incluso realizar análisis aplicados a la conservación de la biodiversidad (Ortega-Huerta y Peterson, 2001).

Vacíos de conocimiento y desafíos teórico-metodológicos

Si bien hay temas de la macroecología en los que ha habido un aporte significativo de los autores mexicanos, también hay temas que han sido escasamente desarrollados o que definitivamente no se han abordado en México (al menos hasta donde tenemos conocimiento). A continuación describiremos 5 de ellos.

En primer lugar, la investigación macroecológica en México ha tendido a ser principalmente descriptiva. Muchos de los trabajos han analizado patrones geográficos de diversidad, pero son pocos los que han asociado procesos o mecanismos que expliquen estos patrones. Algunos ejemplos de estudios en los que sí se busca comprender las causas que determinan las distribuciones geográficas de las especies han considerado modelos de procesos explícitos, como la dispersión y las tasas demográficas de las especies (Lira-Noriega, Soberón y Miller, 2013; Osorio-Olvera et al., 2016), o bien el efecto del clima y la herencia de preferencias ambientales (i.e., conservación de nicho) sobre los patrones de codistribución entre especies y codiversidad entre sitios (Villalobos et al., 2014). Estos trabajos pueden identificarse con el tema «Procesos» en el Material suplementario 2 (fig. 5).

En segundo lugar, las herramientas estadísticas propias de la macroecología no se emplean con frecuencia. Por ejemplo, son pocos los estudios en los que se utilizan modelos nulos con los cuales contrastar los resultados empíricos (e.g., Arita et al., 2005; Arita y Vázquez-Domínguez, 2008), aunque esta tendencia se está modificando en las nuevas generaciones de macroecólogos mexicanos (Trejo-Barocio y Arita, 2013; Villalobos et al., 2014). La capacidad de cómputo con que se cuenta actualmente, así como el desarrollo de algoritmos eficientes para manipular grandes cantidades de datos (Vilela y Villalobos, 2015), indican que los modelos de simulación para entender los patrones macroecológicos se aplicarán más frecuentemente en el futuro próximo.

En tercer lugar, existen temas que han sido escasamente desarrollados, como por ejemplo los patrones de distribución geográfica de la abundancia y de la masa corporal de las especies (fig. 5), dos de los atributos más estudiados en macroecología. La vinculación entre un enfoque de nicho ecológico y la macroecología representa un gran potencial para avanzar en la búsqueda de procesos y mecanismos que expliquen los patrones de abundancia y distribución de las especies (Martínez-Meyer et al., 2012; Yáñez-Arenas et al., 2012). En relación con el patrón de masa corporal, un trabajo notable lo constituye el desarrollado por Arita y Figueroa (1999), inspirado en el clásico trabajo de Brown y Nicoletto (1991). En este estudio se utiliza la masa corporal como una medida de diversidad complementaria a la riqueza de especies; además, la visualización en el espacio geográfico de la diversidad de masas corporales constituye uno de los primeros ejercicios de este tipo a nivel mundial.

En cuarto lugar, aún son escasos los estudios en los que se incorporan aspectos filogenéticos y evolutivos, así como atributos funcionales en los estudios macroecológicos (fig. 5). A nivel mundial, en los estudios macroecológicos se utiliza cada vez más este tipo de información y se hacen análisis más sofisticados. Esta tendencia está comenzando a plasmarse en trabajos realizados por investigadores mexicanos (ver ejemplos en la sección «Macroecología evolutiva»).

En quinto lugar, los estudios se han centrado en pocos grupos taxonómicos. La mayoría de los estudios se enfocan en vertebrados terrestres, algunos en mamíferos marinos, y en ciertos grupos de plantas (principalmente cactáceas; fig. 2). Algunas excepciones importantes las constituyen los estudios en los que se analiza la microdiversidad de suelos con un enfoque de dividir la diversidad en sus componentes alfa, beta y gamma (Noguez et al., 2005), y algunos trabajos con parásitos de helmintos de agua dulce (Garrido-Olvera, Arita y Pérez-Ponce de León, 2012; Quiroz-Martínez y Salgado-Maldonado, 2013), por mencionar algunos (fig. 2).

Conclusiones y perspectivas de la macroecología en México

La macroecología a nivel mundial ha tenido un gran desarrollo desde su formalización como disciplina hasta nuestros días (Beck et al., 2012). Es una disciplina que se ha consolidado, y cada vez cuenta con más grupos de investigación alrededor del planeta que interactúan entre ellos, cada vez con más frecuencia.

Por otro lado, en los últimos años ha habido un espectacular avance en la generación y disponibilidad de información como, por ejemplo, de filogenias moleculares para diversos grupos taxonómicos, de bases de datos climáticos y de distribución geográfica de alta resolución a escala planetaria. Aunado a esto, el mayor poder computacional y los nuevos enfoques analíticos (Vilela y Villalobos, 2015) están contribuyendo a impulsar el desarrollo de este campo. En esta nueva etapa de la macroecología se han re-analizado los patrones macroecológicos clásicos utilizando datos de mayor resolución y nuevos métodos (i.e., McKnight et al., 2007), se han planteado nuevas preguntas y se avanza hacia la síntesis de distintos patrones, así como hacia el entendimiento de los procesos y mecanismos que subyacen a dichos patrones (Brown, 2014; Gotelli et al., 2009).

¿Cómo se inserta la macroecología mexicana en este escenario mundial? Después de la revisión de las fortalezas y debilidades de esta ciencia en el país, hemos detectado varias oportunidades y perspectivas para el desarrollo de esta disciplina en México:

1. El potencial para la investigación macroecológica (empírica y teórica) con el que se cuenta en México en la actualidad está mediado directamente por los casi 10 Gigabytes de datos primarios sobre la biodiversidad disponibles en el país, una cantidad que crece día con día, y las herramientas bioinformáticas que están en continuo desarrollo por mexicanos y extranjeros. La exitosa utilización que se ha hecho en las últimas dos décadas de estos datos para desarrollar modelos de distribución de especies y, por lo tanto, de patrones de biodiversidad a escalas biogeográficas, más el potencial de correlacionar esta información con bases de datos de biomasa, de niveles tróficos, de funciones ecológicas, de interacciones bióticas, entre otras, constituye un gran potencial para el desarrollo de la macroecología en México.
2. La macroecología mexicana debe pasar de ser una disciplina descriptiva a una disciplina que avance hacia el entendimiento de los procesos y mecanismos que expliquen los patrones de biodiversidad.
3. Deben impulsarse temas en los que se integre información a distintas escalas espaciales y temporales, incorporando diferentes tipos de datos (e.g., distribución y abundancia) y facetas poco exploradas de la biodiversidad (e.g., diversidad filogenética y funcional), para avanzar hacia una síntesis acerca de la variación de la biodiversidad a diferentes escalas espaciotemporales.
4. Es importante romper el fuerte sesgo taxonómico que existe en los trabajos macroecológicos y ampliar los análisis a diferentes grupos taxonómicos. Esto implica tanto la generación de datos nuevos con suficiente cobertura espacial (e.g., para todo el país) y resolución (e.g., taxonómica, geográfica, etc.), así como mejorar la disponibilidad de esos datos para su uso, con la aplicación de tecnologías computacionales para compartir datos. Cabe resaltar que la generación y compilación de datos debe ir de la mano con generación de teoría y la puesta a prueba de diferentes predicciones macroecológicas.

5. Se deben fortalecer y multiplicar los grupos de trabajo en México que se dedican directamente a realizar una labor de investigación en macroecología. Es importante también establecer colaboraciones internacionales permanentes con grupos de trabajo enfocados en aspectos macroecológicos, donde los estudiantes e investigadores posdoctorados puedan realizar estancias de investigación y trabajo en los países convenio. Esto fortalecería los grupos actuales y ayudaría a la diversificación de temas de estudio con enfoque macroecológico.
6. En el Padrón Nacional de Posgrados de Calidad de Conacyt no existe ningún programa de posgrado en macroecología, aunque en los programas de posgrado de algunas instituciones (p.ej., en el Colegio de la Frontera SUR [ECOSUR] y en el INECOL) se imparten cursos específicos del tema o este se incluye como parte de cursos de disciplinas estrechamente asociadas (e.g., ecología de comunidades). Sería muy importante incentivar la oferta de cursos de macroecología a nivel de posgrado para generar el interés de los alumnos y formar nuevos investigadores en esta disciplina.
7. La investigación macroecológica requiere habilidades como el manejo de grandes volúmenes de información. Por ello, el currículum de los programas de posgrado de ecología y otras áreas afines a la macroecología del país deben reforzarse con cursos de análisis espacial, de minería de datos, de sistemas de información geográfica y de informática. Adicionalmente, la inversión en la capacidad de almacenamiento de datos es de suma importancia para el desarrollo de esta y otras disciplinas en ecología.
8. Los resultados de análisis macroecológicos pueden proveer información primaria para la planeación de la conservación, tal como se ha ejemplificado en esta revisión. Sin embargo, aún es necesario que la biología de la conservación y la macroecología se entrelacen y retroalimenten de mejor manera.

La macroecología es probablemente la disciplina de la ecología con menor representación en México. Esto se ve reflejado tanto en términos de número de grupos de trabajo e investigadores activos, así como en la formación de estudiantes de posgrado y profesionistas en el área. La macroecología en México no ha alcanzado un nivel de madurez ni tiene una masa crítica importante aún; sin embargo, el potencial que tiene para generar información básica y aplicada que permita que el país haga frente a retos tan importantes como la pérdida de la biodiversidad y el cambio climático, entre otros, la convierte en una disciplina estratégica para el desarrollo científico y el desarrollo de políticas públicas sobre conservación en México. La relación directa entre la macroecología y la conservación biológica puede fomentar aún más la integración entre los diferentes sectores de la sociedad, desde los académicos y las instituciones educativas hasta los ciudadanos y las oficinas de gobierno.

Agradecimientos

Al comité organizador de este número especial, por la invitación a participar. A Héctor Arita por los comentarios que hizo al

manuscrito pero sobre todo por sus enseñanzas y su ejemplo. Al Dr. Jorge Soberón y a la Dra. Claudia Moreno por sus críticas y sugerencias que sin duda mejoraron el escrito. A Eduardo H. Rapoport, por su inspirador trabajo y como un pequeño homenaje póstumo a su gran labor. Su libro *Areografía: Estrategias geográficas de las especies* contiene originales ideas y conceptos que constituyen una de las bases del desarrollo de la macroecología.

Anexo. Material adicional

Se puede consultar material adicional a este artículo en su versión electrónica disponible en [doi:10.1016/j.rmb.2017.10.006](https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.006).

Referencias

- Arita, H. T. (1993). Rarity in Neotropical bats: correlations with phylogeny, diet, and body mass. *Ecological Applications*, 3, 506–517.
- Arita, H. T. (1997). The non-volant mammal fauna of Mexico: species richness in a megadiverse country. *Biodiversity and Conservation*, 6, 787–795.
- Arita, H. T. (2015). Multisite and multispecies measures of overlap, co-occurrence, and co-diversity. *Ecography*, 40, 709–718.
- Arita, H. T., Christen, A., Rodríguez, P. y Soberón, J. (2008). Species diversity and distribution in presence-absence matrices: mathematical relationships and biological implications. *American Naturalist*, 172, 519–532.
- Arita, H. T., Christen, A., Rodríguez, P. y Soberón, J. (2012). The presence-absence matrix reloaded: the use and interpretation of range-diversity plots. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 282–292.
- Arita, H. T. y Figueroa, F. (1999). Geographic patterns of body-mass diversity in Mexican mammals. *Oikos*, 85, 310–319.
- Arita, H. T., Figueroa, F., Frisch, A., Rodríguez, P. y Santos-del Prado, K. (1997). Geographical range size and the conservation of Mexican mammals. *Conservation Biology*, 11, 92–100.
- Arita, H. T. y León-Paniagua, L. (1993). Diversidad de mamíferos terrestres. *Ciencias [Núm. Especial]*, 7, 13–22.
- Arita, H. T., Robinson, J. G. y Redford, K. H. (1990). Rarity in neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology*, 4, 181–192.
- Arita, H. T. y Rodríguez, P. (2002). Geographic range, turnover rate and the scaling of species diversity. *Ecography*, 25, 541–553.
- Arita, H. T. y Rodríguez-Tapia, G. (2009). Contribution of restricted and widespread species to diversity: the effect of range cohesion. *Ecography*, 32, 210–214.
- Arita, H. T., Rodríguez, P. y Vázquez-Domínguez, E. (2005). Continental and regional range sizes of North American mammals: Rapoport's rule in null and real worlds. *Journal of Biogeography*, 32, 961.
- Arita, H. T. y Vázquez-Domínguez, E. (2008). The tropics: cradle, museum or casino? A dynamic null model for latitudinal gradients of species diversity. *Ecology Letters*, 11, 653–663.
- Beck, J., Ballesteros-Mejía, L., Buchmann, C. M., Dengler, J., Fritz, S. A., Gruber, B., et al. (2012). What's on the horizon for macroecology? *Ecography*, 35, 673–683.
- Blackburn, T. M. (2004). Method in macroecology. *Basic and Applied Ecology*, 5, 401–412.
- Blackburn, T. M., Gaston, K. J. y Loder, N. (1999). Geographic gradients in body size: a clarification of Bergmann's rule. *Diversity and Distributions*, 5, 165–174.
- Borregaard, M. K. y Rahbek, C. (2010). Dispersion fields, diversity fields and null models: uniting range sizes and species richness. *Ecography*, 33, 402–407.
- Brown, J. H. (1995). *Macroecology*. Chicago: University of Chicago Press.
- Brown, J. H. (1999). The legacy of Robert MacArthur: from geographical ecology to macroecology. *Journal of Mammalogy*, 80, 333–344.
- Brown, J. H. (2014). Why are there so many species in the tropics? *Journal of Biogeography*, 41, 8–22.

- Brown, J. H. y Maurer, B. A. (1987). Evolution of species assemblages: effects of energetic constraints and species dynamics on the diversification of North American avifauna. *American Naturalist*, 130, 1–17.
- Brown, J. H. y Maurer, B. A. (1989). Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science*, 243, 1145–1150.
- Brown, J. H. y Nicoletto, P. F. (1991). Spatial scaling of species composition: body masses of North American land mammals. *American Naturalist*, 138, 1478–1512.
- Brown, J. H., Stevens, G. C. y Kaufman, D. M. (1996). The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 597–623.
- Calderón-Patrón, J., Moreno, C. E., Pineda-López, R., Sánchez-Rojas, G. y Zuria, I. (2013). Vertebrate dissimilarity due to turnover and richness differences in a highly beta-diverse region: the role of spatial grain size, dispersal ability and distance. *Plos One*, 8, e82905.
- Ceballos, G. (2007). Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications*, 17, 569–578.
- Ceballos, G. y Brown, J. H. (1995). Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology*, 9, 559–568.
- Ceballos, G. y Ehrlich, P. R. (2006). Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103, 19374–19379.
- Ceballos, G. y Navarro, D. (1991). Diversity and conservation of Mexican mammals. En M. Mares y D. Schmidly (Eds.), *Latin American mammalogy: history, diversity and conservation* (pp. 167–198). Norman, Oklahoma: University of Oklahoma Press.
- Ceballos, G. y Rodríguez, P. (1993). Diversidad y conservación de mamíferos de México. II. Patrones de endemismo de mamíferos mexicanos. En R. A. Medellín y G. Ceballos (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos de México* (pp. 87–108). México D.F.: Asociación Mexicana de Matzoología, A.C.
- Ceballos, G., Rodríguez, P. y Medellín, R. A. (1998). Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications*, 8, 8–17.
- Christen, A. y Soberón, J. (2009). Anidamiento y los análisis Rq y Qr en PAMs. *Miscelánea Matemática*, 49, 51–61.
- Diniz-Filho, J. A. F., Gouveia, S. F. y Lima-Ribeiro, M. S. (2013). Evolutionary macroecology. *Frontiers of Biogeography*, 5, 195–203.
- Escalante, P., Navarro-Sigüenza, A. G. y Peterson, A. T. (1993). A geographic, historical, and ecological analysis of avian diversity in Mexico. En T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, y J. Fa (Eds.), *Biological diversity of Mexico: origins and distribution* (pp. 281–307). New York: Oxford University Press.
- Escobar-Briones, E. G., Gaytán-Caballero, A. y Legendre, P. (2008). Epibenthic megacrustaceans from the continental margin, slope and abyssal plain of the Southwestern Gulf of Mexico: factors responsible for variability in species composition and diversity. *Deep-Sea Research*, 55, 2667–2678.
- Ezcurra, E. y Equihua, M. (1984). *Métodos cuantitativos en la biogeografía*. México D.F.: Instituto de Ecología, UNAM.
- Flores-Villela, O. (1993). Herpetofauna of Mexico: distribution and endemism. En T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, y J. Fa (Eds.), *Biological diversity of Mexico: origins and distribution* (pp. 243–280). Oxford: Oxford University Press.
- Gallardo-Cruz, J. A., Meave, J. A., Pérez-García, E. A. y Hernández-Stefanoni, J. L. (2010). Spatial structure of plant communities in a complex tropical landscape: implications for β -diversity. *Community Ecology*, 11, 202–210.
- García, A., Solano-Rodríguez, H. y Flores-Villela, O. (2007). Patterns of alpha, beta and gamma diversity for the herpetofauna of pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30, 169–177.
- Garrido-Olvera, L., Arita, H. T. y Pérez-Ponce de León, G. (2012). The influence of host ecology and biogeography on the helminth species richness of freshwater fishes in Mexico. *Parasitology*, 139, 1652–1665.
- Gaston, K. J. (1990). Patterns in the geographical ranges of species. *Biological Review*, 65, 105–129.
- Gaston, K. J., Chown, S. L. y Evans, K. L. (2008). Ecogeographical rules: elements of a synthesis. *Journal of Biogeography*, 35, 483–500.
- Goetsch, B. y Hernández, H. M. (2006). Beta diversity and similarity among cactus assemblages in the Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments*, 65, 513–528.
- Golicher, D. J., Cayuela, L., Alkemade, J. R. M., González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. (2007). Applying climatically associated species pools to the modelling of compositional change in tropical montane forests. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 262–273.
- Golubov, J., Mandujano, M. C. y Mandujano, F. (2005). Diversidad alfa y beta en *Opuntia* y *Agave*. En G. Halffter, J. Soberón, O. Koleff, y A. Melic (Eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma* (pp. 209–219). Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, Conabio, Diversitas, Conacyt.
- González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J. M., Ramírez-Marcial, N., Huston, M. A. y Golicher, D. (2004). Tree diversity in the Northern Neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico. *Ecography*, 27, 741–756.
- González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Méndez-Dewar, G., Galindo-Jaimes, L. y Golicher, D. (2005). Riqueza de especies de árboles en Chiapas: variación espacial y dimensiones ambientales asociadas al nivel regional. En M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial, y L. Ruiz-Montoya (Eds.), *Diversidad biológica en Chiapas* (pp. 81–125). México, D.F.: Plaza y Valdés, ECOSUR, COCYTECH.
- Gotelli, N. J., Anderson, M. J., Arita, H. T., Chao, A., Colwell, R. K., Connolly, S. R., et al. (2009). Patterns and causes of species richness: a general simulation model for macroecology. *Ecology Letters*, 12, 873–886.
- Halffter, G. (2007). Reservas archipiélago: un nuevo tipo de área protegida. En G. Halffter, S. Guevara, y Antonio Melic (Eds.), *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica*, Vol. 6 (pp. 281–286). Zaragoza: Monografías Tercer Milenio, S.E.A.
- Halffter, G. y Moreno, C. (2005). Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff, y A. Melic (Eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma* (pp. 5–15). Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, Conabio, Diversitas, Conacyt.
- Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P. y Melic, A. (2005). *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, Conabio, Diversitas, Conacyt.
- Hawkins, B. A. y Diniz-Filho, J. A. F. (2006). Beyond Rapoport's rule: evaluating range size patterns of New World birds in a two-dimensional framework. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 461–469.
- Keith, S. A., Webb, T. J., Böhning-Gaese, K., Connolly, S. R., Dulvy, N. K., Eigenbrod, F., et al. (2012). What is macroecology? *Biology Letters*, 8, 904–906.
- Koleff, P., Gaston, K. J. y Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72, 367–382.
- Koleff, P., Soberón, J., Arita, H. T., Dávila, P., Flores-Villela, O., Golubov, J., et al. (2008). *Capital natural de México*. Vol. 1. *Conocimiento actual de la biodiversidad*. pp. 323–364. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Lawton, J. H. (1999). Are there general laws in ecology? *Oikos*, 84, 177–192.
- Lennon, J. J., Koleff, P., Greenwood, J. J. D. y Gaston, K. J. (2001). The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, 70, 966–979.
- Lira-Noriega, A., Soberón, J. y Miller, C. P. (2013). Process-based and correlative modeling of desert mistletoe distribution: a multiscale approach. *Ecosphere*, 4, 1–23.
- Lira-Noriega, A., Soberón, J., Navarro-Sigüenza, A. G., Nakazawa, Y. y Peterson, A. T. (2007). Scale-dependency of diversity components estimated from primary biodiversity data and distribution maps. *Diversity and Distributions*, 13, 185–195.
- López-Martínez, J. O., Sanaphre-Villanueva, L., Dupuy, J. M., Hernández-Stefanoni, J. L., Meave, J. A. y Gallardo-Cruz, J. A. (2013). β -diversity of functional groups of woody plants in a tropical dry forest in Yucatan. *Plos One*, 8, e73660.
- MacArthur, R. H. (1972). *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. New York: Harper and Row.
- Marquet, P. A. (2009). Macroecological perspectives on communities and ecosystems. En S. A. Levin (Ed.), *The Princeton guide to ecology* (pp. 386–394). Princeton: Princeton University Press.

- Martínez-Meyer, E., Díaz-Porras, D., Peterson, A. T. y Yáñez-Arenas, C. (2012). Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biology Letters*, *9*, 20120637.
- McCain, C. M. (2007). Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. *Global Ecology and Biogeography*, *16*, 1–13.
- McKnight, M., White, P. S., McDonald, R. I., Lamoreaux, J. F., Sechrest, W., Ridgely, R. S., et al. (2007). Putting beta diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *Plos Biol*, *5*, e272.
- Mena, J. L. y Vázquez-Domínguez, E. (2005). Species turnover on elevational gradients in small rodents. *Global Ecology and Biogeography*, *14*, 539–547.
- Mendoza, A. M. y Arita, H. T. (2014). Priority setting by sites and by species using rarity, richness and phylogenetic diversity: the case of neotropical glassfrogs (Anura: Centrolenidae). *Biodiversity and Conservation*, *23*, 909–926.
- Moreno, C. E. y Halffter, G. (2001). Spatial and temporal analysis of α β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, *10*, 367–382.
- Moreno, C. E. y Rodríguez, P. (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? *Oecologia*, *163*, 279–282.
- Moreno, C. E. y Rodríguez, P. (2011). Commentary: Do we have a consistent terminology for species diversity? Back to basics and toward a unifying framework. *Oecologia*, *167*, 889–892.
- Mourelle, C. y Ezcurra, E. (1997a). Rapoport's rule: a comparative analysis between South and North American columnar cacti. *American Naturalist*, *150*, 131–142.
- Mourelle, C. y Ezcurra, E. (1997b). Differentiation diversity of Argentine cacti and its relationship to environmental factors. *Journal of Vegetation Science*, *8*, 547–558.
- Navarro, D. L. y León-Paniagua, L. (1995). Community structure of bats along an altitudinal gradient in tropical eastern Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología*, *1*, 9–21.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Gordillo-Martínez, A. y Peterson, A. T. (2009). Mapeando la diversidad de las aves de México. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, *12*, 91–95.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Lira-Noriega, A., Arizmendi, M. C., Berlanga, H., Koleff, P., García-Moreno, J., et al. (2011). Áreas de conservación para las aves de México: integrando criterios de priorización. En P. Koleff y T. Urquiza-Haas (Eds.), *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso* (pp. 109–129). México D.F.: Conabio-Conanp.
- Noguez, A. M., Arita, H. T., Escalante, A. E., Forney, L. J., García-Oliva, F. y Souza, V. (2005). Microbial macroecology: highly structured prokaryotic soil assemblages in a tropical deciduous forest. *Global Ecology and Biogeography*, *14*, 241–248.
- Ochoa-Ochoa, L. M., Munguía, M., Lira-Noriega, A., Sánchez-Cordero, V., Flores-Villela, O., Navarro-Sigüenza, A., et al. (2014). Spatial scale and β -diversity of terrestrial vertebrates in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *85*, 918–930.
- Ochoa-Ochoa, L., Rodríguez, P., Mora, F., Flores-Villela, O. y Whittaker, R. (2012). Climate change and amphibian diversity patterns in Mexico. *Biological Conservation*, *150*, 94–102.
- Olalla-Tárraga, M. A., Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F. y Rodríguez, M. A. (2010). Cross-species and assemblage-based approaches to Bergmann's rule and the biogeography of body size in *Plethodon* salamanders of eastern North America. *Ecography*, *33*, 362–368.
- Ortega-Huerta, M. y Peterson, T. (2001). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in north-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, *10*, 39–54.
- Osorio-Olvera, L. A., Falconi, M. y Soberón, J. (2016). Sobre la relación entre idoneidad del hábitat y la abundancia poblacional bajo diferentes escenarios de dispersión. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *87*, 1080–1088.
- Qiao, H., Saupe, E. E., Soberón, J., Peterson, A. T. y Myers, C. E. (2016). Impacts of niche breadth and dispersal ability on macroevolutionary patterns. *The American Naturalist*, *188*, 149–162.
- Quiroz-Martínez, B. y Salgado-Maldonado, G. (2013). Taxonomic distinctness and richness of helminth parasite assemblages of freshwater fishes in Mexican hydrological basins. *Plos One*, *8*, e74419.
- Parra-Olea, G., Flores-Villela, O. y Mendoza-Almeralla, C. (2014). Biodiversity of amphibians in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *85*(Supl), 460–466.
- Pavón, N. P., Hernández-Trejo, H. y Rico-Gray, V. (2000). Distribution of plant life forms along an altitudinal gradient in the semi-arid valley of Zapotitlán, Mexico. *Journal of Vegetation Science*, *11*, 39–42.
- Pérez-Moreno, H., Martínez-Meyer, E., Soberón-Mainero, J. y Rojas-Soto, O. (2016). Climatic patterns in the establishment of wintering areas by North American migratory birds. *Ecology and Evolution*, *6*, 2022–2033.
- Peterson, A. T., Flores-Villela, O. A., León-Paniagua, L., Llorente-Bousquets, J. E., Luis-Martínez, M. A., Navarro-Sigüenza, A. G., et al. (1993). Conservation priorities in Mexico: moving up in the world. *Biodiversity Letters*, *1*, 33–38.
- Peterson, A. T., Ortega-Huerta, M. A., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Budemeier, R. H. y Stockwell, D. R. (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, *416*, 626–629.
- Peterson, A. T. y Soberón, J. (2012). Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Naturaleza y Conservación*, *10*, 102–107.
- Peterson, A. T., Soberón, J. y Sánchez-Cordero, V. (1999). Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, *285*, 1265–1267.
- Pineda, E. y Halffter, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, *117*, 499–508.
- Pineda, E. y Lobo, J. M. (2009). Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology*, *78*, 182–190.
- Pineda, E., Moreno, C. E., Escobar, F. y Halffter, G. (2005). Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*, *19*, 400–410.
- Pompa, S., Ehrlich, P. R. y Ceballos, G. (2011). Global distribution and conservation of marine mammals. *PNAS*, *108*, 13600–13605.
- Raia, P. y Fortelius, M. (2017). Introduction to evolutionary macroecology. *Evolutionary Ecology Research*, *18*, 1–6.
- Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A. y Fa, J. (1993). *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. Oxford: Oxford University Press.
- Rapoport, E. H. (1975). *Areografía: estrategias geográficas de las especies*. México, D.F.: Fondo de Cultura Económica.
- Rapoport, E. H. (1982). *Areography: geographical strategies of species*. Oxford: Pergamon Press.
- Riemann, H. y Ezcurra, E. (2005). Plant endemism and natural protected areas in the peninsula of Baja California, Mexico. *Biological Conservation*, *122*, 141–150.
- Rodríguez, P. y Arita, H. T. (2004). Beta diversity and latitude in North American mammals: testing the hypothesis of covariation. *Ecography*, *27*, 547–556.
- Rodríguez, P., Soberón, J. y Arita, H. T. (2003). El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zoológica Mexicana*, *89*, 1–19.
- Rosales-Nanduca, H., Gerrodette, T., Urbán-R, J., Cárdenas-Hinojosa, G. y Medrano-González, L. (2011). Macroecology of marine mammal species in the Mexican Pacific Ocean: diversity and distribution. *Marine Ecology Progress Series*, *431*, 281–291.
- Rosenzweig, M. L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sánchez-Cordero, V. (2001). Elevation gradients of diversity for rodents and bats in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, *10*, 63–76.
- Sarmiento, G. y Monasterio, M. (1971). Ecología de las sabanas de América tropical. I. Análisis macroecológico de los Llanos de Calabozo, Venezuela. *Cuadernos Geográficos*, *4*, 1–126.
- Sarukhán, J. y Jiménez, R. (2016). Generating intelligence for decision making and sustainable use of natural capital in Mexico. *Sustainability Science*, *19*, 153–159.
- Sarukhán, J., Soberón, J. y Larson-Guerra, J. (1996). Biological conservation in a high beta diversity country. En J. Castri y T. Younès (Eds.), *Biodiversity, science and development: towards a new partnership* (pp. 246–263). Wallingford: CABI/UNESCO.
- Saupe, E. E., Qiao, H., Hendricks, J. R., Portell, R. W., Hunter, S. J., Soberón, J., et al. (2015). Niche breadth and geographic range size as determinants

- of species survival on geological time scales. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 1159–1169.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115–1123.
- Soberón, J. (2015). Pairwise versus presence-absence approaches for analyzing biodiversity patterns. *Journal of Biogeography*, 42, 807–808.
- Soberón, J. y Cavner, J. (2015). Indices of biodiversity pattern based on presence-absence matrices: a GIS implementation. *Biodiversity Informatics*, 10, 22–34.
- Soberón, J. y Ceballos, G. (2011). Species richness and range size of the terrestrial mammals of the World: biological signal within mathematical constraints. *Plos One*, 6, e19359.
- Stevens, G. C. (1989). The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *American Naturalist*, 133, 240–256.
- Trejo-Barocio, P. y Arita, H. T. (2013). The co-occurrence of species and the co-diversity of sites in neutral models of biodiversity. *Plos One*, 8, e79918.
- Vázquez, L. B. y Gaston, K. J. (2004). Rarity, commonness, and patterns of species richness: the mammals of Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 535–542.
- Vázquez, L. B., Rodríguez, P. y Arita, H. T. (2008). Conservation planning in a subdivided world. *Biodiversity and Conservation*, 17, 1367–1377.
- Vázquez, L. B. y Valenzuela-Galván, D. (2009). ¿Qué tan bien representados están los mamíferos mexicanos en la red federal de áreas naturales protegidas del país? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80, 249–258.
- Velasco, J. A., Martínez-Meyer, E., Flores-Villela, O., García, A., Algar, A. C., Köhler, G., et al. (2016). Climatic niche attributes and diversification in *Anolis* lizards. *Journal of Biogeography*, 43, 134–144.
- Vilela, B. y Villalobos, F. (2015). letsR: a new R package for data handling and analysis in macroecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 1229–1234.
- Villalobos, F. y Arita, H. T. (2010). The diversity field of New World leaf-nosed bats (Phyllostomidae). *Global Ecology and Biogeography*, 19, 200–211.
- Villalobos, F., Carotenuto, F., Raia, P. y Diniz-Filho, J. A. F. (2016). Phylogenetic fields through time: temporal dynamics of geographic co-occurrence and phylogenetic structure within species ranges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 371, 20150220.
- Villalobos, F., Cianciaruso, M. V., Olalla-Tárraga, M. A., Rangel, T. F. y Diniz-Filho, J. A. F. (2016). Global patterns of mammalian co-occurrence: phylogenetic and body size structure within species ranges. *Journal of Biogeography*, 44, 136–146.
- Villalobos, F., Dobrovolsk, R., Provete, D. B. y Gouveia, S. F. (2013). Is rich and rare the common share? Describing biodiversity patterns to inform conservation practices for South American anurans. *Plos One*, 8, e56073.
- Villalobos, F., Lira-Noriega, A., Soberón, J. y Arita, H. T. (2013). Range-diversity plots for conservation planning: using richness and rarity in priority setting, the case of Mexican avifauna. *Biological Conservation*, 158, 313–320.
- Villalobos, F., Lira-Noriega, A., Soberón, J. y Arita, H. T. (2014). Co-diversity and co-distribution in phyllostomid bats: evaluating the relative roles of climate and niche conservatism. *Basic and Applied Ecology*, 15, 85–91.
- Villalobos, F. y Rangel, T. F. (2014). Geographic patterns of biodiversity: macroecological approaches for a complex phenomenon. En M. Benitez, O. Miramontes, y A. Valiente-Banuet (Eds.), *Frontiers in ecology, evolution and complexity* (pp. 1–11). Ciudad de México: CopIt-arXives.
- Villaseñor, J. L. (2003). Diversidad y distribución de las Magnoliophyta de México. *Interciencia*, 28, 160–167.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monograph*, 30, 279–338.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251.
- Yáñez-Arenas, C., Martínez-Meyer, E., Mandujano, S. y Rojas-Soto, O. (2012). Modelling geographic patterns of population density of the white-tailed deer in central Mexico by implementing ecological niche theory. *Oikos*, 121, 2081–2089.



La conservación en México: exploración de logros, retos y perspectivas desde la ecología terrestre

Conservation in Mexico: exploring achievements, challenges and perspectives from terrestrial ecology

Rurik List^a, Pilar Rodríguez^b, Karla Pelz-Serrano^{a,*}, Julieta Benítez-Malvido^c
y Juan Manuel Lobato^c

^a Área de Investigación en Biología de la Conservación, Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma Metropolitana-Lerma, Hidalgo Pte. 46, Colonia La Estación, 52006 Lerma, Estado de México, México

^b Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Periférico-Insurgentes Sur, Núm. 4903, Col. Parques del Pedregal, Delegación Tlalpan, 14010 Cd. de México, México

^c Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México

Recibido el 16 de agosto de 2016; aceptado el 14 de septiembre de 2017

Disponible en Internet el 14 de noviembre de 2017

Resumen

La ecología en México comenzó a desarrollarse a partir de mediados del siglo pasado y ha hecho aportes relevantes a la conservación de la biodiversidad. En este contexto, algunos temas han tenido un desarrollo importante, como los asociados con la regeneración de bosques tropicales y la selección de sitios prioritarios para la conservación, mientras que otros son más recientes, como el estudio de especies invasoras y sus efectos sobre la biodiversidad nativa. La dimensión de los problemas ambientales que enfrenta México y el planeta presenta nuevos retos a los ecólogos, cuya investigación desea coadyuvar a la conservación de la biodiversidad. En un país megadiverso como México es crucial incrementar los recursos destinados a la formación de investigadores y reforzar las instituciones que llevan a cabo investigación en ecología y conservación. Indudablemente, la información generada por los estudios de ecología enfocados a la conservación representa una de las herramientas principales para la toma de decisiones de manejo y conservación de la biodiversidad en México.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Ecología de comunidades; Ecología de paisaje; Ecología de ecosistemas; Ecología de poblaciones; Macroecología; Retos ambientales

Abstract

The development of ecology in Mexico started in the second half of the last century, providing important insights to conservation of biodiversity. In this context, some topics have had a significant development, such as tropical forest regeneration, and methods for the selection of priority sites for conservation; whereas other issues have developed more recently, such as studies on invasive species and their effects on native biodiversity. The dimension of the environmental problems faced by Mexico and the planet presents new challenges to ecologists, whose research aims to contribute to biodiversity conservation. In a mega-diverse country like Mexico, it is crucial to increase resources for training researchers and strengthen institutions that conduct research in ecology and conservation. Undoubtedly, the information generated by ecology studies focused on conservation is one of the main tools to take the appropriate biodiversity management and conservation decisions.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Community ecology; Landscape ecology; Ecosystem ecology; Population ecology; Macroecology; Environmental challenges

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: k.pelz@correo.ler.uam.mx (K. Pelz-Serrano).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.007>

1870-3453/© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Introducción

La conservación de la biodiversidad en México ha pasado por diversas etapas, resultado tanto de las dinámicas culturales y socioeconómicas del país como de la influencia de tendencias y concepciones internacionales. Las acciones de conservación en México iniciaron formalmente con la veda del Mineral del Chico en Hidalgo a mediados del siglo XIX y con la protección del Desierto de los Leones en 1876, siendo este último decretado como el primer Parque Nacional de México en 1917 (Conanp, 2005). Sin embargo, durante las 5 décadas siguientes, México no estableció políticas públicas efectivas en materia de conservación de los ecosistemas y su biodiversidad.

Una de las primeras contribuciones de la ecología generada en México a la conservación de la diversidad fue el planteamiento de Enrique Beltrán, en la década de los treinta del siglo pasado, de que la conservación efectiva de la naturaleza dependía no de la prohibición de aprovechamiento, sino del buen uso de los recursos naturales basado en principios ecológicos sólidos (Simonian, 1999). Estas ideas son muy similares a las utilizadas en todo el mundo a través del programa MAB de la UNESCO (Programa el Hombre y la Biosfera) que generó e implementó el concepto de reservas de la biosfera. Adicionalmente, Beltrán fundó, en 1952, el Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, el cual, junto con el Laboratorio de Ecología de Poblaciones en el Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, fundado en 1972 por José Sarukhán (que daría lugar en 1996 al actual Instituto de Ecología de la UNAM), y el Instituto de Ecología A.C., fundado por Gonzalo Halffter en 1974, fueron pilares fundamentales para el desarrollo de la ecología.

A través de estas instituciones pioneras, y muchas otras que existen hoy en día, la ecología ha contribuido a la conservación en México de forma notable, con trabajos de importancia nacional a global, que han permitido acciones y procesos en nuestro país tan variados como: la creación del Instituto Nacional de Ecología (actualmente Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Inecc) en 1991, de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) en 1992, y de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) en el 2000, entre otras dependencias de gobierno; la participación de instituciones de investigación y universidades en la creación y manejo de áreas naturales protegidas; la publicación de las listas de especies en diferentes categorías de riesgo, con sus actualizaciones, la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994 (DOF, 1994) y sus actualizaciones en los años 2001, 2010 y 2015; el desarrollo y la implementación de los programas de conservación de especies en riesgo; y la publicación de la obra «Capital Natural de México», en la que participaron 648 especialistas y sintetiza el conocimiento de la biodiversidad desde distintas perspectivas, tanto de la ecología como de otras disciplinas (Sarukhán et al., 2009). La información contenida ahí es una plataforma para el diseño de medidas fundamentadas en bases sólidas para la conservación de la biodiversidad de México. Cabe destacar que estos son solo algunos ejemplos de los impactos del desarrollo de la ecología en temas de conservación en México, y que faltan muchos otros por señalar.

Hasta donde tenemos conocimiento, el único trabajo que ha explorado la contribución de la ecología a la conservación en México es el de Ceballos et al. (2011). En este sentido, el objetivo del presente artículo es seguir avanzando en el análisis de los temas que han sido investigados por ecólogos mexicanos y que han influido al campo de estudio de la conservación de la biodiversidad en nuestro país, centrándonos principalmente en ecosistemas terrestres. En primer lugar, para poner en contexto el estado de la actividad de la investigación en ecología y conservación en México, presentamos estadísticas de una revisión histórica de la producción científica del país en esta vertiente de estudio. En segundo lugar, exploramos algunas aportaciones de los estudios de la ecología con relevancia para la conservación generadas en México. Buscamos también detectar debilidades que la ecología tiene que superar para contribuir de forma efectiva a la conservación de la diversidad biológica en México. Finalmente, señalamos retos y perspectivas que tiene que enfrentar/abordar la investigación ecológica en México, dentro del gran tema de la conservación, en el contexto actual de crisis ambiental nacional y global.

Algunas estadísticas generales

Con el objetivo de determinar las principales aportaciones de la ecología a la conservación de la biodiversidad en México llevamos a cabo una búsqueda acotada de los artículos científicos publicados sobre el tema entre 1940 y noviembre del 2014. En noviembre de 2014 se consultaron las bases de datos Web of Knowledge y ProQuest. La búsqueda consistió en artículos en revistas indizadas que incluyeran en su título los términos: conservation + Mexican, conservation + Mexico, y ecology + conservation + Mexico. Después de eliminar los artículos duplicados en ambas bases de datos, o aquellos con temas irrelevantes para los propósitos de este estudio, se obtuvieron 839 artículos.

De acuerdo a los resultados de nuestra búsqueda, entre 1978 y 1999 se publicaron en promedio 5 artículos por año, mientras que del año 2000 al 2014, el promedio fue de 50 artículos por año (fig. 1a). Si se consideran los números publicados por Martínez et al. (2006) sobre la tasa de producción de artículos en el área de ecología y biodiversidad de alrededor de 150 artículos en el año 2004, el ritmo de publicación en el tema de conservación representaría alrededor de un tercio del total de producción de los ecólogos que ha realizado trabajo en México. Si bien esta comparación da una idea del interés en el tema de conservación, la comparación debe tomarse con precaución ya que las metodologías de búsqueda fueron distintas. Los artículos resultantes de la búsqueda fueron publicados en 307 revistas (fig. 1), destacando Biodiversity and Conservation (7%, n = 61), Conservation Biology (5.4%, n = 46), y Biological Conservation (5.2%, n = 44). Para conocer a qué área de la biología pertenecían las referencias encontradas, se usó la categoría asignada a los artículos por el buscador Web of Knowledge, así como por las palabras claves de cada uno de los artículos. Las áreas con una mayor representación en la muestra fueron: zoología (42.6%) y botánica (20.9%), seguidas por un categoría más generalizada en la que en los artículos no

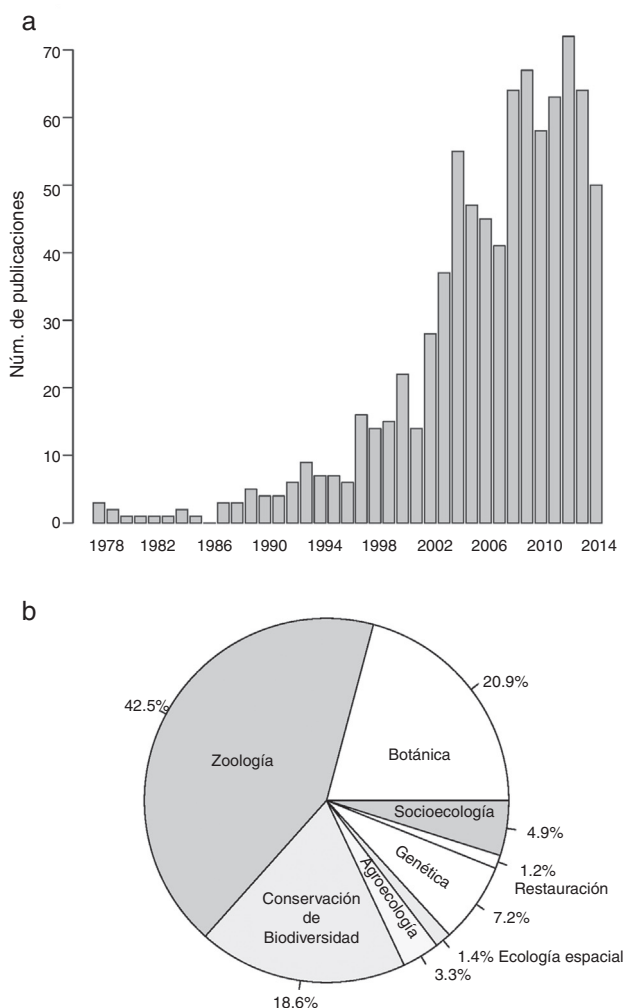


Figura 1. Resultados de la búsqueda de publicaciones científicas (valores absolutos y porcentajes, $n=839$ publicaciones) que contienen algunos de los términos «conservation + Mexico», «conservation + Mexico», y «ecology + conservation + Mexico» en el título. Se muestra el número de publicaciones por año (a) y el porcentaje de publicaciones por temática de investigación (b).

se especificaba un grupo de organismos en particular, por lo que se le denominó conservación de biodiversidad (18.6%; fig. 1b).

La información de esta búsqueda muestra varias cosas importantes: 1) existe un importante banco de información sobre el tema en la literatura científica; 2) ha habido un rápido crecimiento del número de publicaciones en los últimos 17 años; 3) una parte importante de los trabajos se han generado dentro del país y 4) la mayoría de los trabajos encontrados se centran en la conservación de animales y plantas. Adicionalmente a lo que se puede encontrar en una búsqueda acotada utilizando palabras clave, es necesario destacar la existencia de un gran cuerpo de conocimiento ecológico, que no ha sido ligado directamente a los temas de conservación en los títulos de los artículos, por lo cual no aparecen en esta búsqueda. También se cuenta con un número importante de publicaciones en formato de libro y tesis, entre las que destacan los publicados tanto por universidades públicas como por agencias de gobierno por instituciones como la Conabio y el Inecc. En la siguiente sección presentamos algu-

nos de los temas que no siempre aparecen de forma explícita en esta búsqueda, y que a nuestra consideración son de relevancia. Es importante hacer la aclaración de que se excluyen los aportes de la ecología humana. En la siguiente sección se abordan contribuciones (en temas selectos) de los ecólogos mexicanos al campo de la conservación de la biodiversidad. Estas contribuciones ejemplifican el tipo de estudios, producidos a lo largo de los casi 80 años que abarcó nuestra revisión bibliográfica, sobre ecología y conservación en México, mostrada en la figura 1.

Algunas aportaciones de la ecología terrestre a la conservación en México

Desde nuestro punto de vista, consideramos que los estudios ecológicos que han tenido un impacto mayor sobre la conservación en México pueden dividirse en 6 temas: 1) demografía, 2) sucesión ecológica; 3) interacciones bióticas; 4) fragmentación de hábitats tropicales; 5) macroecología y 6) ecología urbana. En esta sección desarrollamos brevemente cada uno de estos temas.

Estudios demográficos

Con la llegada de José Sarukhán a México en 1973, después de completar su doctorado en la Universidad de Gales, Gran Bretaña, bajo la dirección de John Harper, líder mundial en el campo de ecología de poblaciones de plantas, inició en México de manera formal el desarrollo del campo de la ecología de poblaciones de plantas (Martínez-Ramos, 1993). Este episodio impulsó de manera notable el desarrollo de múltiples estudios demográficos con relevancia para la conservación en diferentes tipos de ecosistemas terrestres de México (Ceballos et al., 2011; Martínez-Ramos, 1993). El conocimiento y comprensión de las tasas vitales (supervivencia, crecimiento y reproducción) que experimentan los organismos a lo largo de su ciclo de vida en sus ambientes naturales constituye un componente central para la conservación (Álvarez-Buylla, García-Barrios, Lara-Moreno y Martínez-Ramos, 1996; Franco y Silvertown, 2004; Martínez Ramos y Álvarez-Buylla, 1995; Silvertown, Franco y Menges, 1996). Esta información permite desarrollar modelos poblacionales que generan bases para el establecimiento, desarrollo y aprovechamiento sustentable de especies nativas, aspectos centrales para la conservación de la diversidad y de los procesos ecosistémicos (Álvarez-Buylla et al., 1996; Ceballos et al., 2011). Ejemplo de ello son los estudios de ecología de poblaciones desarrollados en cactáceas (e.g., Godínez-Álvarez, Valverde y Ortega-Baes, 2003) en ecosistemas áridos y agaves en sistemas agroforestales (e.g., Torres, Casas, Vega, Martínez-Ramos y Delgado-Lemus, 2015), así como en palmas en selvas (e.g., Hernández-Barrios, Anten y Martínez-Ramos, 2015; Martínez-Ballesté, Martorell, Martínez-Ramos y Caballero, 2005). Los estudios poblacionales de largo plazo, por otro lado, están ayudando a descubrir efectos antrópicos en las reservas que atentan con la conservación de la biodiversidad en áreas naturales protegidas (Martínez-Ramos, Ortiz-Rodríguez, Piñero, Dirzo y Sarukhán, 2016).

Los estudios de las poblaciones animales realizados en México también han contribuido a hacer frente a un tema de conservación cada vez más importante: la recuperación de especies de vertebrados amenazados. Algunos ejemplos de la aplicación de información demográfica a la conservación son la reintroducción del hurón de patas negras (*Mustela nigripes*), del cóndor de California (*Gymnogyps californianus*), del bisonte (*Bison bison*) y del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), en el norte del país (Araiza et al., 2012; Pacheco, Ceballos y List, 2002; Solís-Gracia y List, 2014; Wallace et al., 2009). Todas estas especies habían sido extirpadas de México, la mayor parte se encuentran amenazadas en otros países del continente, como los Estados Unidos, por lo que su recuperación en el territorio mexicano es de gran importancia.

Estudios de sucesión ecológica en bosques tropicales

Los inicios de la ecología como ciencia en México están muy ligados a los trabajos de sucesión ecológica de bosques tropicales húmedos desarrollados por Arturo Gómez-Pompa y Faustino Miranda a finales de la década de los 60 del siglo pasado (Guevara-Sada, 1994). El artículo que analiza al bosque tropical lluvioso como un recurso no renovable, publicado en 1972 en la revista Science (Gómez-Pompa, Vázquez-Yanes y Guevara, 1972), constituyó un parteaguas en el desarrollo de la ecología mexicana moderna al abordar temáticas de interés global. Por otra parte, la Comisión Nacional para el Estudio de las Dioscoreaceas, dirigida por Faustino Miranda, Efraín Hernández X. y Arturo Gómez Pompa, contribuyó a la consolidación de un grupo de investigación en ecología de la sucesión secundaria de zonas tropicales (Guevara-Sada, 1994). De estos trabajos pioneros se desarrollaron temas de investigación que son cruciales para la conservación de la diversidad de las zonas tropicales de México y del mundo (Gómez-Pompa, del Amo, Vázquez-Yañez y Butanda-Cervera, 1976; Gómez-Pompa y del Amo, 1985). Se desarrollaron importantes trabajos pioneros a nivel mundial sobre los procesos de regeneración natural de bosques tropicales (Martínez-Ramos, 1994). La aplicación del conocimiento del proceso de sucesión a la conservación de la biodiversidad es directa, ya que la información ecológica de especies que representan a diferentes gremios regenerativos es valiosa en la exploración de acciones de restauración (e.g., Martínez-Garza y Howe, 2003; Martínez-Garza, Bongers y Poorter, 2013). El resultado de dichas acciones puede llevar a la recuperación rápida de poblaciones de plantas que tienen un papel importante en la estructura, dinámica, funcionamiento y mantenimiento de la biodiversidad de los bosques tropicales (Martínez-Ramos y García-Orth, 2007; Martínez-Ramos, Ortiz-Rodríguez et al., 2016). Un ejemplo notable de la aplicación de la sucesión ecológica en bosques tropicales ha sido la rehabilitación de la cantera de la mina Holcim-Aspasco en Veracruz, esfuerzo liderado por el Instituto de Ecología A.C. (Fragoso y Rojas-Fernández, 2012).

Estudios de interacciones bióticas

Asociados a los trabajos de ecología de comunidades, podemos encontrar un número importante de estudios enfocados en

las interacciones bióticas realizados por investigadores mexicanos. A través de estos estudios se ha generado información sobre procesos de polinización, dispersión de semillas y de herbivoría, entre otros, que son fundamentales para entender el papel de las interacciones en el mantenimiento de los procesos ecosistémicos y por lo tanto en el mantenimiento de la biodiversidad. Por ejemplo, el estudio de la ecología y de los procesos de polinización por distintos grupos de organismos, palomillas (e.g., Arizaga, Ezcurra, Peters, de Arellano y Vega, 2000), abejas (e.g., Vergara y Badano, 2009), aves (e.g., Arizmendi, Monterrubio-Solís, Juárez, Flores-Moreno y López-Saut, 2007), mamíferos como murciélagos (e.g., Sperr, Baballero-Martínez, Medellín y Tschapka, 2011; Stoner, Karla, Roxana y Quesada, 2003), constituyen una base para establecer programas de conservación de estos grupos específicos de especies (Trejo-Salazar, Eguiarte, Suro-Piñera y Medellín, 2016). La dispersión de semillas, por otro lado, es fundamental en el mantenimiento de la diversidad a escalas locales (e.g., Martínez-Ramos y Soto-Castro, 1993) y de paisaje. Mutualismos como el nodrismo (e.g., Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991; Valiente-Banuet y Verdú, 2007) y la interacción entre los hongos micorrízicos (Montaño et al., 2012) son críticos para la conservación de la biodiversidad.

El concepto de defaunación, acuñado por Rodolfo Dirzo (Dirzo y Miranda, 1990), ha sido crucial en el entendimiento del papel de las interacciones bióticas en el mantenimiento de la biodiversidad y de procesos ecosistémicos. La pérdida de especies de tamaño mayor, por ejemplo mamíferos, trae cambios importantes en la estructura de las comunidades vegetales, que a su vez se refleja en una pérdida de las funciones del bosque y eventualmente en la degradación de los ecosistemas (Dirzo et al., 2014; Martínez-Ramos et al., 2016b). Finalmente, es importante resaltar los estudios recientes en México sobre redes complejas de interacción biótica. Con estos estudios es posible abordar problemas de conservación a través del análisis de la estructura y composición de las redes de interacción entre especies pertenecientes a diferentes niveles tróficos (e.g., Campos-Navarrete, Parra-Tabla, Ramos-Zapata, Díaz-Castelazo y Reyes-Novelo, 2013; Villa-Galaviz, Boege y del Val, 2012). La pérdida de una o varias especies clave en estas redes de interacción puede ocasionar efectos cascada de pérdida de especies (Martínez-Ramos, Ortiz-Rodríguez et al., 2016) y la invasión de especies (Campos-Navarrete et al., 2013). En el otro sentido, conocer cuáles son esas especies clave tiene un valor potencial para la conservación de la biodiversidad, ya que permite establecer programas específicos de conservación y uso sustentable de las mismas.

Ecología de la fragmentación

Cambiando de escala, en lo que se refiere a la ecología del paisaje, existen trabajos importantes generados en México sobre deforestación y fragmentación (e.g., Dirzo y García, 1992) que han tenido importantes repercusiones en la conservación de la diversidad. La deforestación y la fragmentación de ecosistemas se han reconocido como unas de las principales causas de pérdida de la biodiversidad en México (Sarukhán et al., 2009). Los efectos de estos procesos inducidos por actividades humanas sobre la estructura, el funcionamiento y la conservación

de los ecosistemas y su biodiversidad han sido estudiados en México por distintos grupos de trabajo (e.g., Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2006; Mendoza y Dirzo, 1999; Ochoa-Gaona, González-Espinosa, Meave y Sorani, 2004; Ruiz-Guerra, Guevara, Mariano y Dirzo, 2010). También se han estudiado los efectos de la deforestación en los ciclos hídricos y cambios regionales de los regímenes de temperatura y precipitación (e.g., Martínez et al., 2009). Por otro lado, la deforestación y la fragmentación tienen como consecuencia inmediata la reducción de hábitat para las especies, lo que puede ocasionar un proceso de defaunación o desaparición parcial o total de comunidades o poblaciones de algunos grupos como insectos, anfibios y reptiles, aves y mamíferos (e.g., Cuarón, 2000; Dirzo y Miranda, 1990; Suazo-Ortuño, Alvarado-Díaz y Martínez-Ramos, 2008) y producir efectos cascada (Dirzo et al., 2014; Martínez-Ramos et al., 2016b).

La aplicación del conocimiento generado a partir de las investigaciones sobre la fragmentación de los ecosistemas en la conservación de la biodiversidad es especialmente importante en el desarrollo de proyectos de restauración, así como en el diseño e implementación de corredores biológicos. Por ejemplo, se ha puesto en práctica la idea de establecer corredores para hacer frente al problema que plantea la fragmentación del paisaje, particularmente para las especies con grandes requerimientos de hábitat, como los jaguares y los tapires (e.g., Colchero et al., 2011; Mendoza et al., 2013; Petracca, Ramírez-Bravo y Hernández-Santín, 2014). Como medida para conservar este tipo de especies se han identificado corredores a escalas regionales a nacionales, que permiten el movimiento de individuos en la matriz de carreteras, poblados y áreas ganaderas o agropecuarias (Dueñas-López et al., 2015; Grigione et al., 2009; Rodríguez-Soto, Monroy-Vilchis y Zarco-González, 2013).

Finalmente, un gran tema de investigación en desarrollo es el que tiene que ver en cómo conservar biodiversidad en paisajes sujetos a la producción agropecuaria (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; Melo, Arroyo-Rodríguez, Fahrig, Martínez-Ramos y Tabarelli, 2013). Producir conservando biodiversidad es un gran reto, considerando que el crecimiento de la población humana demandará aún más productos agropecuarios de alimentación. En este sentido, en México se están desarrollando iniciativas que exploran el papel de reservas establecidas por comunidades rurales para la conservación de fauna en paisajes agroforestales tropicales (e.g., Muench y Martínez-Ramos, 2016).

Aplicaciones de la macroecología a la conservación

La macroecología, una disciplina de la ecología que estudia patrones y procesos a grandes escalas espaciales (Brown, 1995), ha generado conocimientos aplicables a la conservación de la biodiversidad. Por ejemplo, a través del análisis de los patrones de diversidad de especies que inició en México en los años 1980, motivados por entender la extraordinaria diversidad de México, se ha demostrado que las regiones del país donde se concentra el mayor número de especies de mamíferos no coinciden con las regiones en las que se concentran las especies endémicas y en peligro de extinción. El significado de estos resultados en la

conservación ha implicado que la definición de sitios a conservar debe considerar otros elementos de la diversidad, además de la riqueza de especies (Ceballos y Rodríguez, 1993; Ceballos, Rodríguez y Medellín, 1998). En este mismo sentido, el análisis de los patrones de diversidad de especies de vertebrados y sus áreas de distribución ha permitido determinar que tanto mamíferos como aves, reptiles y anfibios tienen áreas de distribución mayoritariamente reducidas, y que las regiones del país en las que se concentran las especies con área de distribución reducida son diferentes entre los grupos (Koleff et al., 2008). Estos aspectos son críticos en el diseño de estrategias y políticas para la conservación de la biodiversidad. Por otro lado, el análisis de la diversidad separando sus componentes alfa (riqueza de especies local), beta (recambio de especies entre localidades) y gamma (riqueza de especies total entre todas las localidades) (Whittaker, 1960, Whittaker, 1972) también tiene aplicaciones para la conservación de la biodiversidad. La primera, es la idea de que las estrategias de selección de sitios a conservar son distintas si se trata de un país de baja o alta diversidad beta (Arita y León-Paniagua, 1993; Halfpeter y Moreno, 2005). Un país con una alta diversidad beta como México requiere de un sistema de áreas naturales protegidas compuesto por un mayor número de sitios, ya que de esta manera sería posible incluir el mayor número de especies (Halfpeter, Soberón, Koleff y Melic, 2005). La segunda aplicación de la macroecología está relacionada con el concepto de complementariedad, que consiste en la optimización del número de especies que se pueden proteger en un sistema de áreas que involucren un mínimo número de sitios (Vázquez, Rodríguez y Arita, 2008). En este sentido, México ha sido un país líder en la implementación de análisis espaciales para la priorización de áreas a conservar mediante el enfoque de la planeación sistemática, en el que está implícito el concepto de complementariedad (Koleff y Urquiza-Haas, 2011). Existen ejemplos notables de estudios a nivel país y por regiones que involucran la participación de decenas de instituciones académicas y de gobierno para la identificación de zonas de alta prioridad para la conservación (Koleff y Urquiza-Haas, 2011). Un paso siguiente es la cristalización de estos esfuerzos de investigación y diagnóstico en políticas públicas para lograr una conservación efectiva en campo.

Ecología urbana

México es un país donde desde los años 1980 la mayor parte de la población humana se encuentra congregada en ciudades (Garza, 2010). Esto aunado a la forma desordenada en la que se ha dado el crecimiento urbano, y a la casi nula aplicación de la legislación ambiental, ha generado que las ciudades se vuelvan una amenaza para la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas en nuestro país, debido a que una parte importante de las problemáticas sociales, económicas y ambientales de México son de origen urbano (Garza, 2010; Ortega-Álvarez, MacGregor-Fors, Pineda-López, Ramírez-Bastida y Zuria, 2013). De este modo, el paisaje urbano en el país presenta altos niveles de segregación y desigualdad económicas, baja calidad de vida y está asociado con los problemas de contaminación más graves a nivel nacional

(Damián, 2010; Garza, 2007; Negrete-Salas, 2010; Ramírez y Safa, 2009).

Estos grandes problemas ambientales generados por las ciudades han causado el nacimiento, y rápido crecimiento, del campo de la ecología urbana en el país (Ortega-Álvarez et al., 2013). Aunque la mayor parte de los trabajos existentes sobre este tema en el país son de tipo descriptivo, y generalmente se enfocan en relatar las pérdidas de biodiversidad dentro de ambientes urbanos (e.g., Carbó-Ramírez y Zuria, 2011; MacGregor-Fors, Schondube y Morales-Pérez, 2012), en años recientes se ha intentado generar una ecología urbana diferente, que no solo entienda y describa los procesos y patrones ecológicos que ocurren en las ciudades, sino que también permita mejorar procesos de planeación urbana, reducir el impacto ambiental de las ciudades, y hacerlas más compatibles con la conservación de la biodiversidad (Chacalo y Nava, 2009). Sobre todo podemos destacar trabajos sobre el papel que los elementos del hábitat urbano tiene para diferentes especies de fauna (Castellanos-Morales, García-Peña y List, 2008; MacGregor-Fors, Morales-Pérez y Schondube, 2011), la relación especie/área en ciudades (MacGregor-Fors y Schondube, 2011), las respuestas fisiológicas de la fauna a la urbanización (Chávez-Zichinelli et al., 2013), o de la interacción entre especies invasoras y urbanización (MacGregor-Fors, Morales-Pérez, Quesada y Schondube, 2010) que han sido novedosos a nivel mundial.

Retos que plantea la conservación de la biodiversidad en México

En esta sección discutimos lo que a nuestro juicio constituyen los principales 10 retos a los que se enfrenta la ecología de nuestro país, para hacer frente a los problemas de conservación.

1. *Documentación de la biodiversidad y gradientes de perturbación.* Cada vez es más evidente que las regiones bien conservadas ocupan menor superficie y que, en cambio, la diversidad se distribuye en un gradiente de perturbación provocado por actividades humanas que incluye en un extremo regiones bien conservadas y en el otro regiones altamente degradadas. Uno de los principales retos de la ecología de hoy es entender estos gradientes de perturbación y plantear escenarios de conservación y uso de la diversidad y de restauración, considerando esta realidad (e.g., Melo et al., 2013).
2. *Conservación en paisajes fragmentados.* La población humana continúa creciendo y con ello la demanda de productos agrícolas y de todo tipo que provienen del capital natural. En la medida en que avanza la frontera agropecuaria se va perdiendo la biodiversidad, y hay un umbral en el que una vez que se pasa se pierden los procesos que sustentan la biodiversidad de manera irreversible, o reversible pero a un gran costo económico (Melo et al., 2013). Uno de los grandes retos de la ecología en México es, por lo tanto, generar conocimiento teórico y empírico que incida en políticas públicas que permitan hacer frente al gran reto

alimentario, a la vez que se conserve el capital natural y los procesos que sustentan las actividades productivas.

3. *Respuestas de la biodiversidad al cambio climático y otros factores del cambio global.* La ecología, junto con otras disciplinas, tiene el gran reto de entender y adelantarse a los cambios que como resultado del calentamiento global tendrán las especies y los ecosistemas. Un efecto evidente es el hecho de que las áreas naturales protegidas, creadas para proteger especies o ecosistemas en un momento y espacio determinado, resultarán poco eficaces en su misión en el largo plazo (Martínez-Ramos, Pingarroni et al., 2016). Es necesario diseñar estrategias que aseguren el mantenimiento de los ecosistemas y especies ante los nuevos escenarios (Hanna et al., 2007). En este esquema se deben considerar estrategias como la migración asistida, que implica llevar individuos de una especie a sitios fuera de su área de distribución natural reconocida, como una nueva forma de intentar evitar su extinción (McLachlan, Helmann y Scharz, 2007; Sáenz-Romero, Guzmán-Reyna y Rehfeld, 2006). Esto es relevante en un país con un elevado nivel de endemismo y microendemismo como es México.
4. *Especies invasoras.* Las especies invasoras se consideran una de las principales fuentes de cambio ambiental (Sala et al., 2000); su movimiento en el planeta se está incrementando con la creciente globalización, en un escenario en el que los cambios globales favorecerán a muchas especies invasoras (Dukes y Mooney, 1999; Hulme, 2009) y México no está exento a este tema. Si bien en nuestro país ha habido importantes avances en el tema (Álvarez-Romero, Medellín, Oliveras-de Ita, Gómez-de Silva y Sánchez, 2008; Mendoza-Alfaro et al., 2009) y se cuenta con un Sistema de Información sobre Especies Invasoras, parte del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de la Conabio, que reúne la información científica sobre estas especies y alimenta la toma de decisiones (González, Barrios, Born-Schmidt y Koleff, 2014), la investigación científica en el tema es incipiente. Por estas razones, es necesario reforzar las líneas de investigación en el tema.
5. *Restauración de ambientes alterados para recuperar la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos.* Como resultado de las políticas públicas actuales de nuestro país, citando como ejemplo la reforma energética en México que prioriza la extracción de hidrocarburos y el desarrollo de infraestructura, se prevé un aumento en la fragmentación de ecosistemas, con los consecuentes efectos sobre los servicios que estos proveen a la sociedad, como se ha visto en regiones amazónicas (Foley et al., 2007). El estudio de estos efectos es un reto de gran envergadura para la ecología, así como lo es avanzar en la restauración de los ecosistemas y los servicios ambientales que proveen (Ceccon y Martínez-Garza, 2016). Otro reto para esta disciplina es lograr la restauración eficiente de ecosistemas perturbados enfrentando condiciones ambientales distintas a aquellas donde se habían desarrollado originalmente, es decir, ante escenarios de cambio climático. Supone un reto importante que requiere conocer los límites de

- resiliencia, resistencia, tolerancia de las especies incluidas en la restauración (Harris, Hobbs, Higgs y Aronson, 2006). También es crítico detectar las condiciones bajo las cuales se puede contar con la regeneración natural del ecosistema a restaurar sin implicar la inversión de los altos costos de la restauración activa (Martínez-Ramos, Pingarroni et al., 2016).
6. *Incorporar a la conservación información genética y filogenética, además de aspectos funcionales a nivel de ecosistemas.* Los factores como fragmentación de hábitat que ponen riesgo a las especies también afectan a las poblaciones, reduciéndolas, lo que promueve la pérdida de diversidad genética, endogamia y deriva genética (Frankham, 2003; Reed y Frankham, 2003) y promueven homogeneización en la composición de especies en el paisaje (e.g., Arroyo-Rodríguez et al., 2013). Al mismo tiempo, el manejo cinagético actual de muchas especies ha implicado el movimiento de individuos de subespecies fuera de su área de distribución. Por estas razones, la genética de poblaciones y las relaciones filogenéticas de las especies son aspectos clave para la conservación (Frankham, 2003). Estos aspectos ya están siendo desarrollados por algunos grupos de investigación en México (Arroyo-Rodríguez et al., 2012; Castañeda-Rico, León-Paniagua, Vázquez-Domínguez y Navarro-Sigüenza, 2014; Espíndola, Gaggioti, Cuarón y Vázquez-Domínguez, 2014), sin embargo es necesario aumentar este conocimiento para que sea incorporado en los planes de manejo de las especies y ecosistemas.
 7. *Expansión de enfermedades tradicionales y enfermedades emergentes.* El tema de las enfermedades de la fauna en estado silvestre ha ido cobrando cada vez más importancia (Suzan et al., 2009) y se considera una amenaza importante para la biodiversidad. Uno de los retos de la ecología es desarrollar líneas de investigación dedicadas al estudio del efecto de las enfermedades, aunado a los efectos del cambio climático.
 8. *Identificación de sitios potenciales de conflicto en el uso de nuevas tecnologías.* El establecimiento de plantas generadoras de energía libres de emisiones como los parques eólicos también puede generar problemas de conservación que deben ser considerados. Por ejemplo, el impacto de las turbinas eólicas en aves y murciélagos está bien documentado (Kunz et al., 2007), de igual forma que los efectos que el tendido de líneas de transmisión y distribución de energía eléctrica tiene en el aumento de la mortalidad de aves (Erikson, Johnson y Young, 2005; Cartron et al., 2000). En este sentido, es necesario el desarrollo de líneas de trabajo en ecología que identifiquen sitios potenciales de conflicto para evitar o reducir los impactos negativos de este tipo de infraestructura.
 9. *Desarrollar sistemas firmes de monitoreo.* Una de las deficiencias de la conservación en México es la falta de un monitoreo de la biodiversidad a sus distintas escalas de análisis: especies a ecosistemas. Un reto fundamental es desarrollar un sistema de monitoreo que incluya una línea base de comparación, para documentar y seguir los cambios ambientales que ocurren en el país. Al respecto, la Conabio y un consorcio de instituciones entre las que están la Conafor, la Conanp y el FMCN, están desarrollando ya un sistema de este tipo.
 10. *Reforzar el carácter multidisciplinario e interdisciplinario de la ecología.* Los retos que enfrenta la ecología para hacer frente al deterioro de la biodiversidad y de nuestro capital natural son cada vez mayores y más complejos. Para hacer frente a estos retos, es evidente que la ecología debe reforzar su carácter multidisciplinario e interdisciplinario, sobre todo si se quiere tener éxito en los programas y estrategias de conservación, que requieren tomar en cuenta aspectos que van más allá de lo biológico, tales como procesos históricos, sociales, culturales, económicos, epidemiológicos, y geográficos. De igual forma, se deben generar líneas de trabajo novedosas que integren este conocimiento a políticas públicas, o al menos en recomendaciones para la conservación de la biodiversidad. A pesar de que México cuenta con al menos 90 instituciones dedicadas a la ecología y a pesar de tener centros de investigación de primer nivel, así como investigadores con excelente formación, la ecología en su aplicación a la conservación en México se ve frenada por la escasez de recursos. Para enfrentar los nuevos retos de conservación, en primer lugar es imprescindible que se incrementen los recursos que se disponen para la investigación científica. El porcentaje del producto interno bruto que se designa a ciencia y tecnología en México es bajo (0.5%) en comparación con otros países como Estados Unidos, Corea e Israel, que designan más del 3% de su producto interno bruto (OECD, 2010). Si bien el porcentaje del producto interno bruto designado a ciencia y tecnología ha variado en los últimos 5 años, mostrando algunos incrementos y decrementos, hoy en día no es suficiente para asegurar que el desarrollo científico en el país ayude a desarrollar el conocimiento, tecnologías y prácticas efectivas para la conservación. Aunado a lo anterior, la inseguridad y violencia que vive el país desde 2006 está afectando negativamente el trabajo en ecología y conservación, lo que ha forzado a muchos investigadores a dejar de trabajar en áreas biológicamente importantes (List y Pelz, 2014). La comunicación efectiva a la sociedad, de la información producida por la investigación en ecología aplicada a la conservación, muchas veces financiada con recursos públicos, puede aumentar el interés y apoyo de la población a que se incremente el presupuesto en este rubro, así como a favorecer el apoyo de los pobladores de las distintas regiones donde se trabaja en conservación, para permitir y facilitar el desarrollo de la investigación.

Conclusiones

El desarrollo de la ecología y sus implicaciones para la conservación de la biodiversidad ha tenido un crecimiento detectable en México. Ha aportado conocimientos sobre aspectos básicos de la ecología de especies de fauna y flora que pueden ayudar a establecer principios de conservación. Sin embargo, existen áreas de la ecología que deben desarrollarse generando conocimiento útil para el diseño de estrategias de conserva-

ción de comunidades bióticas y de ecosistemas completos, con enfoques emergentes tales como la ecología de redes complejas de interacciones bióticas, ecología de comunidades y filogenia, ecología de la conservación en paisajes modificados por actividades humanas, entre otras. La dimensión de los problemas ambientales a los que nos enfrentamos, como lo son la crisis de la pérdida de diversidad, aunado al cambio climático global, el efecto de las especies invasoras, y los efectos de las políticas nacionales que impulsan la degradación y la reducción de extensión de los ecosistemas naturales, plantean nuevos retos para la ecología en general, y para las ramas de la ecología que inciden directamente en temas de la conservación en México. La crisis ambiental global, y la de México en particular, toma a esta disciplina en una etapa en la que los grupos de ecólogos que se dedican a este tema no son suficientes, en relación con la magnitud de los problemas para los que deben plantearse soluciones. Las distintas disciplinas de la ecología en México, como son la ecología evolutiva, ecofisiología, la ecología de poblaciones, la ecología de comunidades, la ecología de ecosistemas, y la macroecología, por mencionar algunas, generan conocimiento que se puede aplicar directa o indirectamente a la conservación de especies. Uno de los grandes retos es lograr que en México se desarrollen grupos de trabajo que integren el conocimiento que se genera en distintas disciplinas, bajo un marco conceptual nuevo que permita desarrollar una verdadera multidisciplinariedad, interdisciplinariedad (trabajando de manera coordinada con académicos de otras ciencias naturales, exactas y sociales en la búsqueda de soluciones comunes) y transdisciplinariedad (trabajando con agentes no académicos que tienen que ver con la conservación). Además, otra de las tareas de los académicos cuyo quehacer es la ecología en su aplicación a la conservación es generar líneas de trabajo novedosas que integren este conocimiento a políticas públicas, o al menos en recomendaciones para la conservación de la biodiversidad. El trabajo que queda por hacer en este sentido es arduo pero sumamente importante (ver artículo sobre innovación ecotecnológica en este suplemento).

En un país megadiverso y con una problemática ambiental tan profunda, es imprescindible que se canalicen más recursos para la formación de investigadores y para el fortalecimiento de los laboratorios e instituciones que dedican su actividad de investigación a estos temas. Sin duda, la información generada por los estudios en ecología aplicados a la conservación, son fundamentales y urgentes para tomar las mejores decisiones de manejo y conservación de la gran biodiversidad existente en México.

Agradecimientos

Al comité organizador de este número especial, por la invitación a participar en este esfuerzo colectivo. A los 2 revisores anónimos del manuscrito por sus valiosas críticas y sugerencias. Al Dr. Miguel Martínez-Ramos y al Dr. Jorge Schondube por sus valiosos comentarios y aportaciones que ayudaron a mejorar el escrito.

Referencias

- Álvarez-Buylla, E. R., García-Barrios, R., Lara-Moreno, C. y Martínez-Ramos, M. (1996). Demographic and genetic models in conservation biology: applications and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 387–421.
- Álvarez-Romero, J. A., Medellín, R. A., Oliveras-de Ita, A., Gómez-de Silva, H. y Sánchez, O. (2008). *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Araiza, M., Carrillo, L., List, R., López-González, C. A., Martínez-Meyer, E., Martínez-Gutiérrez, P. G., et al. (2012). Consensus criteria for potential areas for wolf reintroduction in Mexico. *Conservation Biology*, 26, 630–637.
- Arita, H. T. y León-Paniagua, L. (1993). Diversidad de mamíferos terrestres. *Ciencias (Número Especial)*, 7, 13–22.
- Arizaga, S., Ezcurra, E., Peters, E., de Arellano, F. R. y Vega, E. (2000). Pollination ecology of *Agave macroacantha* (Agavaceae) in a Mexican tropical desert II. The role of pollinators. *American Journal of Botany*, 87, 1011–1017.
- Arizmendi, M. C., Monterrubio-Solíz, C., Juárez, L., Flores-Moreno, I. y López-Saut, E. (2007). Effect of presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near Mexico City. *Biological Conservation*, 136, 155–158.
- Arroyo-Rodríguez, V., Cavender-Bares, J., Escobar, F., Melo, F. P., Tabarelli, M. y Santos, B. A. (2012). Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology*, 100, 702–711.
- Arroyo-Rodríguez, V. y Mandujano, S. (2006). The importance of tropical rain forest fragments to the conservation of plant species diversity in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 15, 4159–4179.
- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., et al. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92, 326–340.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F. P., Santos, B. A., Tabarelli, M., et al. (2013). Plant β diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101, 1449–1458.
- Brown, J. H. (1995). *Macroecology*. Chicago: University of Chicago Press.
- Campos-Navarrete, M. J., Parra-Tabla, V., Ramos-Zapata, J., Díaz-Castelazo, C. y Reyes-Novelo, E. (2013). Structure of plant–Hymenoptera networks in two coastal shrub sites in Mexico. *Arthropod-Plant Interactions*, 7, 607–617.
- Carbó-Ramírez, P. y Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100, 213–222.
- Cartron, J. L., Garber, G. L., Finley, C., Rustay, C., Kellermueller, R., Day, M. P., et al. (2000). Power pole casualties among raptors and ravens in northwestern Chihuahua, Mexico. *Western Birds*, 31, 255–257.
- Castañeda-Rico, S., León-Paniagua, L., Vázquez-Domínguez, E. y Navarro-Sigüenza, A. G. (2014). Evolutionary diversification and speciation in rodents of the Mexican lowlands: the *Peromyscus melanophrys* species group. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 70, 454–463.
- Castellanos-Morales, G., García-Peña, N. y List, R. (2008). Uso de recursos del cacomixtle *Bassariscus astutus* y la zorra gris *Urocyon cinereoargenteus* en una reserva urbana de la ciudad de México. En C. Lorenzo, C. E. Espinoza, J. Ortega, y G. Ceballos (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos II* (pp. 377–390). México D.F.: Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C.
- Ceballos, G., Mazari-Hiriart, M., Bojórquez, L. A., Búrquez-Montijo, A., List, R., Mandujano, M. C., et al. (2011). Ecología y conservación: los grandes retos de este siglo. *Ciencias*, 103, 42–49.
- Ceballos, G. y Rodríguez, P. (1993). Diversidad y conservación de mamíferos de México II. Patrones de endemidad de mamíferos mexicanos. En R. A. Medellín y G. Ceballos (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos II* (pp. 87–108). México D.F.: Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C.
- Ceballos, G., Rodríguez, P. y Medellín, R. (1998). Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecological Applications*, 8, 8–17.

- Ceccon, E. y Martínez-Garza, C. (2016). *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. Ciudad de México: Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Universidad Nacional Autónoma de México; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Chacalo, A. y Nava, V. C. (2009). *Árboles y arbustos para ciudades*. México D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Chávez-Zichinelli, C. A., MacGregor-Fors, I., Quesada, J., Talamás-Rohana, P., Romano, M. C., Valdéz, R., et al. (2013). How stressed are birds in an urbanizing landscape? Relationships between the physiology of birds and three levels of habitat alteration. *The Condor*, *115*, 84–92.
- Colchero, F., Conde, D. A., Manterola, C., Chávez, C., Rivera, A. y Ceballos, G. (2011). Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation*, *14*, 158–166.
- Conanp (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2005). *Programa de conservación y manejo del Parque Nacional El Chico*. México, D.F.: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Cuarón, A. D. (2000). A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*, *14*, 1574–1579.
- Damián, A. (2010). La pobreza en México y en sus principales ciudades. En G. Garza y M. Scheingart (Eds.), *Los grandes problemas de México: desarrollo urbano y regional* (pp. 213–258). México D.F.: El Colegio de México.
- Dirzo, R. y García, M. C. (1992). Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in Southeast Mexico. *Conservation Biology*, *6*, 84–90.
- Dirzo, R. y Miranda, A. (1990). Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity—a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology*, *4*, 444–447.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B. y Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, *345*, 401–406.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (1994). Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL-1994). (1994). Determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. Diario Oficial de la Federación, 16 de mayo de 1994. Tomo 488.
- Dueñas-López, G., Rosas-Rosas, O. C., Chapa-Vargas, L., Bender, L. C., Tarango-Arámbula, L. A., Martínez-Montoya, J. F., et al. (2015). Connectivity among jaguar populations in the Sierra Madre Oriental México. *Therya*, *6*, 449–468.
- Dukes, J. S. y Mooney, H. A. (1999). Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution*, *4*, 135–139.
- Erikson, W. P., Johnson, G. D. y Young, Jr. D. P. (2005). A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with emphasis on collisions. Albany, California: USDA Forest Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191.
- Espíndola, S., Gaggioti, O., Cuarón, A. D. y Vázquez-Domínguez, E. (2014). High genetic structure in the Cozumel Harvest mice, an endangered island endemic: conservation implications. *Conservation Genetics*, *15*, 1393–1402.
- Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., DeFries, R., Gibbs, H. K., et al. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *5*, 25–32.
- Fragoso, C. y Rojas-Fernández, P. (2012). *Monitoreo ecológico de una cantera rehabilitada por cementos Holcim Apasco en Veracruz*. México D.F.: INECOL y Holcim Apasco, México.
- Franco, M. y Silvertown, J. (2004). A comparative demography of plants based upon elasticities of vital rates. *Ecology*, *85*, 531–538.
- Frankham, R. (2003). Genetics and conservation biology. *C. R. Biologies*, *326*, S22–S29.
- Garza, G. (2007). La urbanización metropolitana en México: normatividad y características socioeconómicas. *Papeles de Población*, *52*, 78–88.
- Garza, G. (2010). La transformación urbana de México 1970–2020. En G. Garza y M. Scheingart (Eds.), *Los grandes problemas de México: desarrollo urbano y regional* (pp. 31–86). México D.F.: El Colegio de México.
- Godínez-Álvarez, H., Valverde, T. y Ortega-Baes, P. (2003). Demographic trends in the Cactaceae. *The Botanical Review*, *69*, 173–203.
- Gómez-Pompa, A. y del Amo, S. (1985). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. México D.F.: Editorial Alhambra. Vol II.
- Gómez-Pompa, A., del Amo, S., Vázquez-Yañez, C. y Butanda-Cervera, C. (1976). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. México D.F.: Compañía Editorial Continental, S.A. Vol I.
- Gómez-Pompa, A., Vázquez-Yanes, C. y Guevara, S. (1972). The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science*, *177*, 762–765.
- González, A. I., Barrios, Y., Born-Schmidt, G. y Koleff, P. (2014). *El sistema de información sobre especies invasoras. Especies acuáticas invasoras en México*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Grigione, M. M., Menke, K., López-González, C., List, R., Banda, A., Carrera, J., et al. (2009). Identifying potential conservation areas in the U.S-Mexico border region for neotropical cats: integrating reliable knowledge at a landscape level. *Oryx*, *43*, 78–86.
- Guevara-Sada, S. (1994). Historia de la ecología terrestre en México. *Ciencias*, *4*, 89–95.
- Halfiter, G. y Moreno, C. (2005). Significado biológico de las diversidades alfa beta y gamma. En G. Halfiter, J. Soberón, P. Koleff, y A. Melic (Eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, Conabio, Diversitas, Conacyt.
- Halfiter, G., Soberón, J., Koleff, P. y Melic, A. (2005). *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, Conabio, Diversitas, Conacyt.
- Hanna, L., Midgley, G., Andelman, S., Araujo, M., Hughes, G., Martínez-Meyer, E., et al. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *3*, 131–138.
- Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E. y Aronson, J. (2006). Ecological restoration and global climate change. *Ecological Restoration*, *14*, 170–176.
- Hernández-Barrios, J. C., Anten, N. P. y Martínez-Ramos, M. (2015). Sustainable harvesting of non-timber forest products based on ecological and economic criteria. *Journal of Applied Ecology*, *52*, 389–401.
- Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, *46*, 10–18.
- Koleff, P., Soberón, J., Arita, H. T., Dávila, P., Flores-Villela, O., Golubov, J., et al. (2008). *Capital natural y bienestar social Volumen I. Conocimiento de la biodiversidad. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Koleff, P. y Urquiza-Haas, T. (Coords.). (2011). *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Kunz, T. H., Arnet, E. B., Erickson, W. P., Hoar, A. R., Johnson, G. D., Larkin, R. P., et al. (2007). Ecological impacts of wind energy development on bats. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *5*, 315–324.
- List, R. y Pelz, K.S. (2014). Species conservation in a violence and insecurity context. En North America Congress for Conservation Biology (NACCB). Missoula, Montana.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., Quesada, J. y Schondube, J. E. (2010). Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biological Invasions*, *12*, 87–96.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L. y Schondube, J. E. (2011). Does size really matter? Species-area relationships in human settlements. *Diversity and Distributions*, *12*, 372–381.
- MacGregor-Fors, I. y Schondube, J. E. (2011). Gray vs. green urbanization: relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, *12*, 372–381.
- MacGregor-Fors, I., Schondube, J. E. y Morales-Pérez, L. (2012). From forests to cities: effects of urbanization on tropical birds. En C. Lepczyk y P. S. Warren (Eds.), *Urban bird ecology and conservation studies in avian biology*. Berkeley: University of California Press.
- Martínez, M. L., Manson, R. H., Balvanera, P., Dirzo, R., Soberón, J., García-Barrios, L., et al. (2006). The evolution of ecology in Mexico: facing

- challenges and preparing for the future. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 259–267.
- Martínez, M. L., Pérez-Maqueo, O., Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., et al. (2009). Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258, 1856–1863.
- Martínez-Ballesté, A., Martorell, C., Martínez-Ramos, M. y Caballero, J. (2005). Applying retrospective demographic models to assess sustainable use: the Maya management of xa'an palms. *Ecology and Society*, 10, 17.
- Martínez-Garza, C., Bongers, F. y Poorter, L. (2013). Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? *Forest Ecology and Management*, 303, 35–45.
- Martínez-Garza, C. y Howe, H. F. (2003). Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology*, 40, 423–429.
- Martínez-Ramos, M. (1993). Estudios y perspectivas sobre ecología vegetal en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 55, 75–91.
- Martínez-Ramos, M. (1994). Regeneración natural y diversidad de especies en selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 54, 179–224.
- Martínez-Ramos, M. y Álvarez-Buylla, E. (1995). Seed dispersal and patch dynamics: a demographic approach. *Ecoscience*, 2, 223–229.
- Martínez-Ramos, M. y García-Orth, X. (2007). Sucesión ecológica y restauración: el caso de selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 69–84.
- Martínez-Ramos, M., Ortiz-Rodríguez, I. A., Piñero, D., Dirzo, R. y Sarukhán, J. (2016). Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 5323–5328.
- Martínez-Ramos, M., Pingarrón, A., Rodríguez-Velázquez, J., Toledo-Chelala, L., Zermeño-Hernández, I. y Bongers, F. (2016). Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 48, 745–757.
- Martínez-Ramos, M. y Soto-Castro, A. (1993). Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetatio*, 108, 299–318.
- McLachlan, J. S., Helmann, J. J. y Scharz, M. W. (2007). A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology*, 21, 297–302.
- Melo, F. P., Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, I., Martínez-Ramos, M. y Tabarelli, M. (2013). On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 462–468.
- Mendoza, E. y Dirzo, R. (1999). Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation*, 8, 1621–1641.
- Mendoza, E., Fuller, T. L., Thomassen, H. A., Buermann, W., Ramírez-Mejía, D. y Smith, T. B. (2013). A preliminary assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico. *Integrative Zoology*, 8, 35–47.
- Mendoza-Alfaro, R. E., Cudmore, B., Orr, R., Fisher, J. P., Balderas, S. C., Courtenay, P., et al. (2009). *Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species*. Montreal, QC: Commission for Environmental Cooperation.
- Montaño, N. M., Alarcón, A., Camargo-Ricalde, S. L., Hernández-Cuevas, L. V., Álvarez-Sánchez, J., González-Chávez, M. D. C. A., et al. (2012). Research on arbuscular mycorrhizae in Mexico: an historical synthesis and future prospects. *Symbiosis*, 57, 111–126.
- Muench, C. y Martínez-Ramos, M. (2016). Can community-protected areas conserve biodiversity in human-modified tropical landscapes? The case of terrestrial mammals in southern Mexico. *Tropical Conservation Science*, 9, 178–202.
- Negrete-Salas, M. E. (2010). Las metrópolis mexicanas: conceptualización gestión y agenda de políticas. En G. Garza y M. Scheingart (Eds.), *Los grandes problemas de México: desarrollo urbano y regional*. (pp. 173–212). México D.F.: El Colegio de México.
- Ochoa-Gaona, S., González-Espinosa, M., Meave, J. A. y Sorani, V. (2004). Effect of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 13, 867–884.
- OECD (2010). OECD Factbook 2010: economic, environmental and social statistics. OECD Publishing [consultado 15 Nov 2014]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1787/factbook-2010-en>
- Ortega-Álvarez, R., MacGregor-Fors, I., Pineda-López, R., Ramírez-Bastida, P. y Zuria, I. (2013). México. En I. MacGregor-Fors y R. Ortega-Álvarez (Eds.), *Ecología urbana. Experiencias en América Latina* (pp. 82–99). Xalapa [consultado 22 Nov 2014]. Disponible en: http://www1.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana/ecologia_urbana_experiencias_en_america_latina.pdf
- Pacheco, J., Ceballos, G. y List, R. (2002). Reintroducción del hurón de patas negras en las praderas de Janos Chihuahua. *Biodiversitas. Boletín informativo de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*, 42, 2–5.
- Petracca, L. S., Ramírez-Bravo, O. E. y Hernández-Santín, L. (2014). Occupancy estimation of jaguar *Panthera onca* to assess the value of east-central Mexico as a jaguar corridor. *Oryx*, 48, 133–140.
- Ramírez, J. M. y Safa, P. (2009). Tendencias y retos recientes en tres metrópolis mexicanas: Ciudad de México, Guadalajara y Monterrey. *Cuadernos de Antropología Social*, 30, 77–92.
- Reed, D. H. y Frankham, R. (2003). Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology*, 17, 230–237.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O. y Zarco-González, M. M. (2013). Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: conservation strategies. *Journal for Nature Conservation*, 21, 438–443.
- Ruiz-Guerra, B., Guevara, R., Mariano, N. A. y Dirzo, R. (2010). Insect herbivory declines with forest fragmentation and covaries with plant regeneration mode: evidence from a Mexican tropical rain forest. *Oikos*, 119, 317–325.
- Sáenz-Romero, C., Guzmán-Reyna, R. R. y Rehfeld, G. E. (2006). Altitudinal genetic variation among *Pinus oocarpa* populations in Michoacán Mexico: implications for seed zoning, conservation, tree breeding and global warming. *Forest Ecology and Management*, 229, 340–350.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., III, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the Year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.
- Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J., et al. (2009). *Capital Natural de México. Síntesis: conocimiento actual evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Silvertown, J., Franco, M. y Menges, E. (1996). Interpretation of elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology*, 10, 591–597.
- Simonian, L. (1999). *Defending the land of the jaguar: a history of conservation in Mexico*. Austin: University of Texas Press.
- Solís-Gracia, V. y List, R. (2014). Bionte americano. La biodiversidad en Chihuahua: estudio de estado. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sperr, E. B., Baballero-Martínez, L. A., Medellín, R. A. y Tschapka, M. (2011). Seasonal changes in species composition, resource use and reproductive patterns within a guild of nectar-feeding bats in a west Mexican dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 133–145.
- Stoner, K. E., Karla, A. S., Roxana, C. F. y Quesada, M. (2003). Population dynamics, reproduction, and diet of the lesser long-nosed bat (*Leptonycteris curasoae*) in Jalisco, Mexico: implications for conservation. *Biodiversity & Conservation*, 12, 357–373.
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J. y Martínez-Ramos, M. (2008). Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology*, 22, 362–374.
- Suzan, G., Marcé, E., Giermakowski, J. T., Mills, J. N., Ceballos, G., Ostfeld, R. S., et al. (2009). Experimental evidence for reduced rodent diversity causing increased hantavirus prevalence. *Plos One*, 4, e5461.
- Torres, I., Casas, A., Vega, E., Martínez-Ramos, M. y Delgado-Lemus, A. (2015). Population dynamics and sustainable management of mescal agaves in central Mexico: *Agave potatorum* in the Tehuacán-Cuicatlán Valley. *Economic Botany*, 69, 26–41.
- Trejo-Salazar, R. E., Eguiarte, L. E., Suro-Piñera, D. y Medellín, 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.
- Valiente-Banuet, A. y Ezcurra, E. (1991). Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ecology*, 79, 961–971.

- Valiente-Banuet, A. y Verdú, M. (2007). Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecology letters*, *10*, 1029–1036.
- Vázquez, L. B., Rodríguez, P. y Arita, H. T. (2008). Conservation planning in a subdivided world. *Biodiversity and Conservation*, *17*, 1367–1377.
- Vergara, C. H. y Badano, E. I. (2009). Pollinator diversity increases fruit production in Mexican coffee plantations: the importance of rustic management systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *129*, 117–123.
- Villa-Galaviz, E., Boege, K. y del Val, E. (2012). Resilience in plant-herbivore networks during secondary succession. *Plos One*. *7*, e53009.
- Wallace, M. P., Vargas, J., Porras, M. C., Zuba, J. R., de la Cruz, E., Peters, E., et al. (2009). Reintroducción y establecimiento del cóndor de California, *Gymnogyps californianus*, en la sierra de San Pedro Mártir. In *Baja California. Informe final del proyecto CONABIO DQ017*. México D.F.: Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y The Zoological Society of San Diego.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation in the Siskiyou mountains Oregon and California. *Ecological Monographs*, *30*, 279–338.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, *21*, 213–251.



Biodiversity, distribution, ecology and management of non-native weeds in Mexico: a review

Biodiversidad, distribución, ecología y manejo de malezas alóctonas en México: una revisión

Francisco J. Espinosa-García^{a,*}, José Luis Villaseñor^b

^a Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua carretera a Pátzcuaro Núm. 8701, 58190 Morelia, Michoacán, Mexico

^b Departamento de Botánica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior 2 s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Ciudad de México, Mexico

Received 19 January 2017; accepted 28 July 2017

Available online 23 November 2017

Abstract

The current knowledge on the richness, ecology, distribution and management of non-native flowering weeds in Mexico and some data on their possible environmental and economic impact are briefly reviewed. We reviewed 216 refereed publications, most indexed international articles. Most publications refer to management *sensu lato* (34.9%), floristics (19.5%), ecology (21.5%), and detection of new non-native weeds (13.3%). The most complete research area is floristics, along with species inventories with their incidence at the state level. The publications, although interesting and of high quality, are disjointed and rarely coordinated with decision makers, general public or policy makers. It is estimated that there are about 700 wild non-native species in Mexico; 80% naturalized and we estimate that there are between 58 and 180 invasive weed species that cause environmental or socioeconomic damage. The 700 species represent 2.8% of the 23,000 species of Mexican flora. Although there is no overall estimate of the cost of the losses caused by weeds introduced for Mexico, it is argued that it is high in terms of agriculture, environment and human health. A number of measures are suggested to generate the scientific knowledge needed to prevent and/or sustainably manage invasive weed invasions.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Invasive weeds in Mexico; Estimated socio-economic impact; Exotic plant species; Management of invasive weeds

Resumen

Se revisan brevemente los conocimientos actuales sobre la riqueza, ecología, distribución y manejo de las malezas con flores alóctonas en México y algunos datos sobre su posible impacto ambiental y económico. Revisamos 216 publicaciones, la mayoría artículos internacionales indizados; la mayoría se refieren a manejo *sensu lato* (34.9%), después florística (19.5%), ecología (21.5%) y detección de malezas exóticas nuevas (13.3%). El área de investigación más completa es florística, junto con inventarios de especies con su distribución a escala estatal. El resto de las investigaciones, aunque interesantes y de alta calidad, están desarticuladas y raras veces se coordinan con tomadores de decisiones, el público en general o los políticos. Se estima que hay cerca de 700 especies alóctonas silvestres en México; alrededor del 80% se ha naturalizado y estimamos que habría entre 58 y 180 especies invasoras. Las 700 especies representan el 2.8% de las 23,000 especies de la flora mexicana. Aunque faltan estimaciones del costo de las pérdidas causadas por las malezas introducidas para México, se argumenta que es alto en términos agropecuarios, ambientales y en

* Corresponding author.

E-mail address: espinosa@cieco.unam.mx (F.J. Espinosa-García).

la salud humana. Se sugieren una serie de medidas para generar el conocimiento científico necesario para prevenir y/o manejar sustentablemente las invasiones de plantas invasoras.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Malezas invasoras en México; Impacto socioeconómico estimado; Especies de malezas autóctonas; Manejo de malezas invasoras

Introduction

Non-native, also known as exotic, species are increasingly found in all ecosystems, mainly in those directly disturbed by humans. A small fraction of the bulk of non-native plant species introduced in a country become invaders (Williamson & Fitter, 1996), causing human health, environmental, or economic damage, mainly at the local scale (Powell, Chase, & Knight, 2011). Although the biological invasion process is well described (Richardson et al., 2000), including the major pathways naturalized plants follow in new ranges (van Kleunen et al., 2015), the prediction of which non-native species will behave as invasive in the new range is not accurate enough. The complexity of biological invasions has not allowed a full theoretical understanding of the phenomenon (Kueffer, Pysek, & Richardson, 2013), in spite of an exponential growth of research on biological invasions since 1990 (44,111 scientific papers published in the 2010–2015 period out of 70,400 studies published between 1900 and 2015) (ISI Web of Science search of “biological invasions” in December, 2015). Thus, management decisions ranging from prevention to mitigation have been based on a mixture of empirical and scientifically based information as not enough scientific knowledge is available for the myriad of conditions in which biological invasions occur.

The environmental and economic damage caused by invasive species is of such magnitude, at least 1.4 trillion US dollars globally (Diversitas, 2010), that it has prompted international attention through global initiatives that foster scientific research and societal attention to manage and prevent biological invasions. For example, the Global Invasive Species Programme (GISP) (1997–2010) sponsored by DIVERSITAS, was founded to provide support to the Convention of Biological Diversity (CBD). GISP proposed, among other things, a framework to investigate the ecology and the socioeconomic factors involved in biological invasions and their management (Mooney, 2005). For Mexico, the CBD and GISP were instrumental for the National Commission on Biodiversity (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Conabio) in fostering the National Strategy on Invasive Species in Mexico, prevention, control and eradication (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). Under these worldwide conditions of scientific and empirical knowledge on invasive species, we briefly review the research regarding non-native weeds in Mexico published up to 2015. We then evaluate the advances represented in the Mexican scientific literature on non-native weeds considering the strategic objectives on prevention, early detection and rapid response, containment and mitigation proposed by the National Strategy

on invasive species in Mexico: strategic objective 1, “Prevent, detect and reduce the risk of introduction, establishment and dispersal of invasive species”; strategic objective 2, “Establish control and eradication programs for invasive species’ populations, which minimize or eliminate their negative impacts and favor ecosystem restoration and conservation”; strategic objective 3, “Inform the public in an appropriate and efficient way to achieve a broad civil support and participation within their reach in actions to prevent, control and eradicate invasive species”.

Methods

We used references within previous accounts on research and management of non-native plant species in Mexico (Espinosa-García, 2009; Espinosa-García, Villaseñor, & Vibrans, 2009), as well as the authors’ personal libraries, and a key word search in the ISI Web of Science database encompassing published literature from 1950 to 2015. The keywords used for the search were “invasive plant* AND Mexico”; “invasive weed* AND Mexico”; “exotic plant* AND Mexico”; “exotic weed* AND Mexico”; “introduced plant* AND Mexico”; “introduced weed* AND Mexico”; “alien plant* AND Mexico”; “alien weed* AND Mexico”. In most cases these searches were limited to authors or coauthors with Mexican addresses, but we excluded studies performed in other countries with participation of authors from Mexican institutions. From personal libraries we included publications on non-native species in Mexico from researchers without Mexican addresses (e.g. Williams, 2010). We estimate that we included most refereed publications not indexed in the Web of Science, although it is very likely that some were missed. We are not including most B.Sc. and M.Sc. thesis, non-refereed-congress proceedings or abstracts (e.g. Memories of the Mexican Weed Society (ASOMECEMA) meetings), and technical reports from field research stations which are usually not refereed nor included in ISI Web of Science. Most of these publications report important research on weeds (mainly management) but the distinction between native and exotic weed species is usually lacking and they have very limited accessibility.

Results

We found 229 papers, chapters or books on: non-native algae (7), ferns (6) and flowering plants (216) published between 1939 and 2015. Here we review the publications of non-native wild flowering plants.

Publication topics

The publications' topics are represented in Figure 1. Most papers (34.5%) deal with management *sensu lato*, including restoration, and chemical, cultural or biological control; 21.5% with several ecological topics; 19.5% of papers deal with floristics; 13% with detection of new non-native weeds, usually accompanied by the distribution range when the non-native was discovered; 8% deal with actual and potential distribution of naturalized or invasive plants; 6% deal with the economic or ecological impact of non-native weeds; and finally 3% deal with non-native species uses or ethnobotany. Percentages add up to 105.5% as there were publications included in more than 2 topics. Publications that covered more than one topic were assigned to their predominant one; if 2 or more predominated equally, then the publications were considered in more than one topic.

Publications on non-native species throughout time

Schinus molle L., the pirú or pirul tree, was introduced in the New Spain, now Mexico, by the viceroy Antonio de Mendoza in the XVI century; the introduction, dispersal and uses were documented by Alzate and Ramírez 1791, Gómez 1889–1890, Jiménez 1873, Herrera 1896 and López y Parra 1899 (authors cited in Corkidi, Cacho, & Búrquez, 1991). Although no other purposeful introduction of a species was documented, botanists in Mexico have been well aware of introduced wild species since the early 20th century. For example, in “La Flora Excursoria en el Valle Central de México” (Reiche, 1926) several naturalized species are reported as coming from the “old world” such as *Avena fatua* L. and *Helminthotheca echioides* (L.) Gaertn (= *Picris echioides* L.). However, this kind of publications did not go beyond mentioning the continent of origin of the naturalized species. Thus, we concentrated on publications dedicated predominantly on non-native naturalized and/or invasive species or to those that compare native with non-native flora. Adding up the results of the ISI Web of Science and the bibliographic resources of the authors, we found 229 published articles or book chapters dealing with non-native algae (7), ferns (6) and flowering plants (216) in a period going from 1939 through 2015. The first two papers on invasive plants were published by the prominent agronomist Gabriel Itie (Cotter & Osborne, 1996). The first paper was published on *Urochloa mutica* (Forssk.) T.Q. Nguyen (= *Panicum purpurescens* Raddi), a grass introduced as forage and later escaped and became naturalized (Itié, 1939). In 1945 a paper appeared on *Melinis repens* (Willd.) Zizka, an African grass introduced in the 1930s to be tested as forage (Itié, 1945). This grass failed as a forage crop but escaped, mainly along roads and highways. It is now an invasive plant that has colonized roadsides all over Mexico encroaching on semi-desert scrublands, orchards and vegetation adjacent to roads and highways (Díaz-Romo et al., 2012; Melgoza-Castillo, Baladrán-Valladares, Mata-González, & Pinedo-Álvarez, 2014). There were no publications on non-native plants up to 1959, when Dr. Jerzy Rzedowsky directed his scholarly attention to invasive species documenting the spread of the invasive *Salsola kali* L. var. *tenuifolia* Tausch (Rzedowski,

1959). His attention continued to date, recognizing invasive species together with his wife in the Floras published by Rzedowski and Calderon-de Rzedowski (Flora Fanerogámica del Valle de México and Flora del Bajío), and detecting new non-native species (Calderón-de Rzedowski & Rzedowski, 2004; Calderón-de Rzedowski et al., 2001; Rzedowski & Calderón-de Rzedowski, 1985, 2005; Rzedowski, Vibrans, & Calderón-de Rzedowski, 2003). In 1971, a pioneer work on allelopathy of a non-native species, *S. molle* was published (Anaya & Gómez-Pompa, 1971). We detected no new publications until the 1980s, where 7 papers were published, one on urban floristics distinguishing native and non-native weeds (Rapoport, Díaz-Betancourt, & López-Moreno, 1983), 2 on non-native species detection (Espinosa-García, 1981; Lot, Novelo, & Cowan, 1980), 2 on chemical control (Magallanes, Ortiz, & Rojas-Garcidueñas, 1986; Tamayo-Esquer & Gaillardon, 1989) and 2 on ecological aspects of *Nicotiana glauca* Graham (Hernández, 1981) and *Eichhornia crassipes* (C. Mart.) Solms. (Niño-Sulkowska & Lot, 1983). In the 1990s, after Rzedowski and Calderón-de Rzedowski (1990) published an important paper on African weeds naturalized in Mexico, a paper on the dispersal of *S. molle* by birds (Corkidi et al., 1991) together with another important paper on the sinanthropic Asteraceae in Mexico (Rzedowski, 1993), a fluctuating increase in publication is observed through 2015 (Fig. 2). Although the publication increase is notorious since 1999, it is far from the huge increase in international publications. The fluctuations are probably related to the activity of a few individuals who have a primary, but not unique, interest on non-native plants. For example, the authors publishing new reports of non-native species (Table 2) are or were primarily agronomists, taxonomists, specialists in floristics, ethnobotanists or ecologists.

Floristics and detection of new non-native species for Mexico

Dealing with invasive weeds requires extensive knowledge of the identity and distribution of the non-native plant species that have entered a country, established, naturalized, and became invasive (i.e. cause damage) or pests (i.e. noxious or destructive). Although the number of publications on floristics or detection of new non-native weeds is not the majority (20% of total publications), the families with introduced species in Mexico is well known (Espejo-Serna, López-Ferrari, & Ugarte, 2004), as well as the list of most non-native species following the papers by Villaseñor and Espinosa-García (1998, 2004) and Espinosa-García et al. (2009).

In 2004, 618 non-native species were reported for Mexico (Villaseñor & Espinosa-García, 2004); with 22 species added in 2009 (Espinosa-García et al., 2009). In this review, 31 previously undetected species have been added (Table 1), but recent reviews of the non-native weedy Poaceae and Asteraceae (Sánchez-Ken, Zita-Padilla, & Mendoza-Cruz, 2012; Villaseñor, Ortiz, Hinojosa-Espinosa, & Segura-Hernández, 2012), changed the non-native status of 39 species, but reported 40 previously undetected wild species, many of them formerly known as ornamentals. Additionally, JLV has detected 26 more species in

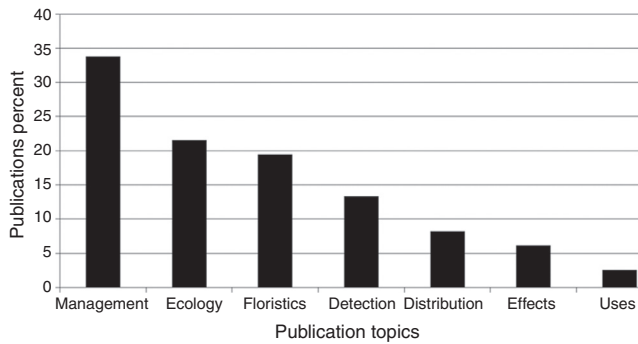


Figure 1. Percentage of publications on non-native weedy flowering plants in Mexico in 1939–2015 on major research topics. Percentages add up to 105.5% as there were publications included in more than 2 topics. Sources: ISI Web of Knowledge; Espinosa-García (2009); Espinosa-García et al. (2009); FJE and JLV personal libraries.

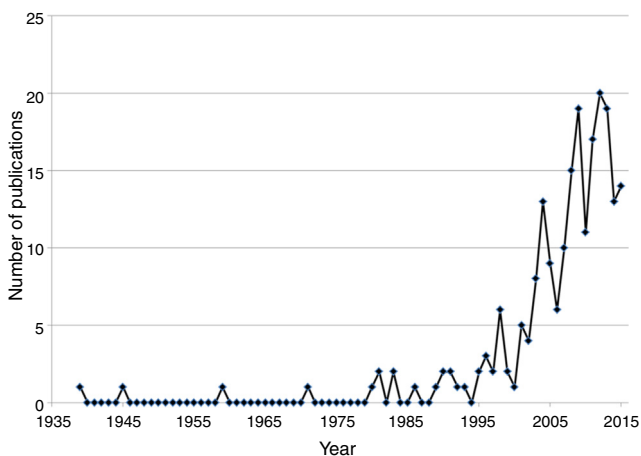


Figure 2. Refereed publications on non-native flowering plants published by authors with Mexican address (n=216). Data obtained from 216 publications obtained from the sources mentioned in Figure 1.

his database (not reported here). These data add up to 698 non-native species registered for Mexico, but recent publications (not included in this review) enlist additional non-native species with unknown wild or cultivated status. We are currently revising the entire list of wild non-native species in Mexico for a future publication, but we estimate that the actual figure for wild non-native species for Mexico to be in the order of 700–750 species.

It is likely that several newly detected species have been present in Mexico long before and had not been detected due to under exploration or because they were overlooked or misidentified in herbarium collections (Villaseñor et al., 2012). For example, Williams (2010) reported 24 non-native species for Mexico not listed by Villaseñor and Espinosa-García (2004) based on herbarium records and field work. Herbarium records were also of crucial importance in the studies of Sánchez-Ken et al. (2012) and Villaseñor et al. (2012). Other potential sources of newly naturalized non-native species are the cultivated or ornamental species becoming feral. Ornamental, forage or crop escapees constitute a large proportion of naturalized non-native species in various floras (Dehnen-Schmutz, Touza, Perrings, &

Williamson, 2007; Mack, 2000), but they are often overlooked when they become feral. Thus, we suspect that between one third and one half of the detected species between 2004 and 2015 arrived recently to Mexican territory.

Assuming that the non-native status change for 39 species (Sánchez-Ken et al., 2012) is confirmed, and the actual species number is ca. 700, then 121 new non-native species for Mexico were added between 2004 and 2015; this means that, on average, around 13 species per year were recorded. This number doubles the estimate by Espinosa-García et al. (2009) and is much higher than the 5 species per year calculated for the 1930–2008 period in the United States Pacific Northwest (Stohlgren, Barnett, Jarnevich, Flather, & Kartesz, 2008).

The detection of most new non-native species has been mainly the result of the activity of few professional botanists with long trajectory in floristics and/or taxonomy, such as J. Rzedowski and G. Calderón-de Rzedowski, Heike Vibrans, José Luis Villaseñor and Tom Van Devender among others (Table 2). This activity is adequate but insufficient, as Mexico is a large country (1,964,375 km²) and a formal early detection program is needed.

Other important sources of new non-native species detection are the papers dealing with floristics that distinguish native and non-native species. There are floristic accounts concerned exclusively with non-native species (Garcillán, de la Luz, Rebman, & Delgadillo, 2013; González-Elizondo, González-Elizondo, Tena-Flores, López-Enriquez, & Bacon, 2009; León-de la Luz, Domínguez, & Domínguez, 2009; Serrano-Cárdenas, Balderas-Aguilar, & Pelz-Marín, 2009; Villaseñor et al., 2012). An increasing number of floristic studies in specific ecosystems or regions have contributed to the knowledge of the distribution of non-native species. For specific ecosystems or landscapes: cities and surrounding areas (Alfaro-Rodríguez & Arriaga, 2009; Corral-Díaz & Pelayo, 2009; Díaz-Betancourt, 1999; Martínez-de la Cruz et al., 2015; Vibrans, 1998); agroecosystems (Martínez-Díaz & Jiménez-León, 2009; Sánchez-Blanco & Guevara-Féfer, 2013); pastures or grazing lands (Gómez-Sánchez, Suárez-Martínez, & Martínez-Montes, 2011; Harker, García-Rubio, & Riojas-López, 2008; Lira-Noriega, Guevara, Laborde, & Sánchez-Ríos, 2007); wetlands (Lot, 2012; Mora-Olivo, Villaseñor, & Martínez, 2013); savanna (Ortiz-Díaz, Tun-Garrido, Arnelas-Seco, & García-Gil, 2014); and cloud forest and their edges (López-Pérez, Tejero-Díez, Torres-Díaz, & Luna-Vega, 2011).

Some recent floristic accounts from regions of Nuevo León (Guzmán-Lucio et al., 2013) and Guerrero (Morales-Saldaña, Martínez-Ambríz, & Valencia, 2015), exemplify the increasing awareness about the importance of non-native species among botanists and ecologists. A similar phenomenon is occurring with taxonomists, reviewing genera with native and non-native species (Martínez-Bernal, Duno-de Stefano, & Lorena-Can, 2011; Saarela, Peterson, & Valdes-Reyna, 2014; Sánchez-del Pino, Espadas, & Pool, 2013).

The question of how many undetected non-native species are to be discovered in Mexico, remains to be answered after further floristic exploration and an implementation of an early detection and rapid response program operated by personnel

Table 1
Recently detected non-native weed species not enlisted in Villaseñor and Espinosa-García (2004). Update from the list published in Espinosa-García et al. (2009).

Family	Species	Origin	Comments
Alismataceae	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	Europe	EDOMEX http://www.edomexico.gob.mx/sma/se/BIO_INTERNET/monografias.html seen on 25/04/2007; http://www.issg.org/database/species/distribution_display.asp?si=858&ri=18917&pc=*%&sts=sss&status=Alien#Alien seen on 5/03/2007
Apiaceae	<i>Cuminum cyminum</i> L.	Mediterranean	CHIH, VER (Williams, 2010)
Asteraceae	<i>Arctotheca prostrata</i> (Salisb.) Britten	South Africa	DF (Hinojosa-Espinosa & Villaseñor, 2015)
Asteraceae	<i>Carduus nutans</i> L.	Eurasia	HGO (Williams, 2010)
Asteraceae	<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	Europe	VER. Naturalizada, ruderal y en agostaderos (Rzedowski & Calderón-de Rzedowski, 2005)
Brassicaceae	<i>Chorispora tenella</i> (Pall.) DC.	Eurasia	SON (Van Devender & Reina, 2007)
Brassicaceae	<i>Sisymbrium erysimoides</i>	Mediterranean	EDOMEX, Heike Vibrans (Vibrans 8076, MEXU, CHAPA) (Vibrans, 2010)
Caesalpiniaceae	<i>Senna polyantha</i> (Collad.) H.S. Irwin & Barneby	Africa	BC 11 estados (Villaseñor & Espinosa-García, unpublished data)
Chenopodiaceae	<i>Dysphania botrys</i> (L.) Mosyakin & Clemants = <i>Chenopodium botrys</i> L.	Mediterranean	CHIH (Williams, 2010)
Chenopodiaceae	<i>Salsola paulsenii</i> Litv.	Asia	CHIH (Williams, 2010)
Convolvulaceae	<i>Convolvulus crenatifolius</i> Ruiz & Pavón	South America	DF, EDOMEX, GTO, HGO, JAL, MICH, QRO (Carranza-González, 2005)
Convolvulaceae	<i>Ipomoea wrightii</i> A. Gray.	Unknown	CAM, JAL, SON, TAB, YUC (Williams, 2010) (http://bios.conabio.gob.mx/especies/6076916)
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus urinaria</i> L.	Sri Lanka and southeast Asia.	CHIS, OAX, VER (Williams, 2010)
Fabaceae	<i>Abrus precatorius</i> L.	India	CAM, VER, YUC. (Villaseñor & Espinosa-García, unpublished data)
Fabaceae	<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	Tropical Asia	CAM, SIN, TAM (Williams, 2010)
Fabaceae	<i>Lotus corniculatus</i> L.	Eurasia	BC (Williams, 2010)
Fumariaceae	<i>Fumaria officinalis</i> L.	Europe	SON (Van Devender & Reina, 2007)
Lamiaceae	<i>Vitex agnus-castus</i> L.	Mediterranean	NL (Williams, 2010)
Liliaceae	<i>Nothoscordum inodorum</i> (Ait.) Nicholson	South America	MICH (Williams, 2010)
Malvaceae	<i>Abutilon theophrasti</i> Medik.	Southern Asia	EDOMEX (Domínguez & Pitalúa, unpublished data; Vibrans, unpublished data), SON (Van Devender & Reina, 2007)
Mimosaceae	<i>Acacia tortuosa</i> (L.) Willd.	Tropical Asia	COL, DGO, HGO, JAL, MICH, OAX, SLP, TAM, SLP (Villaseñor & Espinosa-García, unpublished data)
Moraceae	<i>Morus alba</i> L.	China	COAH, SON, TAMS (Williams, 2010)
Papaveraceae	<i>Fumaria officinalis</i> L.	Europe	SON (Williams, 2010)
Papaveraceae	<i>Glaucium corniculatum</i> (L.) Rudolph	Eurasia	SON (Van Devender & Reina, 2007)
Poaceae	<i>Cenchrus brownii</i> Roem. & Schult.	South Africa or Tropical America	All México (Villaseñor & Espinosa-García, unpublished data)
Poaceae	<i>Chloris barbata</i> Sw.	Africa	VER (Williams, 2010)
Poaceae	<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn.	South America	Widely cultivated, feral in EDOMEX (Vibrans 8055, CHAPA)
Poaceae	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R. Br.	Cosmopolitan	BC, CAM, CHIS, COL, GRO, JAL, MEX, MICH, MOR, NAY, OAX, PUE, QROO, SLP, SIN, SON, TAB, TAM, VER, YUC (Martin et al., 1998; http://mobot.mobot.org/cgi-bin/search_vast#meso seen on November 13, 2007)
Poaceae	<i>Eragrostis echinochloidea</i> Stapf	Africa	SON (Van Devender & Reina, 2007)
Poaceae	<i>Hyparrhenia cymbaria</i> (L.) Stapf,	Africa	Vibrans, García-Moya, Clayton, & Sánchez-Ken (2014)
Poaceae	<i>Hyparrhenia variabilis</i> Stapf	Africa	Vibrans et al. (2014)
Poaceae	<i>Panicum coloratum</i> L.	Africa	NL (Williams, 2010)
Poaceae	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.	Eurasia	NL, SON (Williams, 2010)
Poaceae	<i>Themeda quadrivalvis</i> (L.) Kuntze	Africa	MOR (Sánchez-Ken, Cerros-Tlatilpa, & Vibrans, 2013)
Polygonaceae	<i>Polygonum nepalense</i> Meisn.	Asia	EDOMEX (Vibrans & Alipi, 2008, Vibrans 8036, MEXU, CHAPA)
Polygonaceae	<i>Rumex dentatus</i> L.	Eurasia	SON, TAM (Villaseñor & Espinosa-García, unpublished data)
Polygonaceae	<i>Rumex stenophyllus</i> Ledeb.	Europe	SON (Martin et al., 1998)
Ranunculaceae	<i>Ranunculus sardous</i> Crantz	Old World	PUE (Hanan-Alipi, Mondragón-Pichardo, & Vibrans, 2005)
Rosaceae	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	Asia	SON (Van Devender & Reina, 2007)
Rubiaceae	<i>Pentodon pentandrus</i> (Schumach. & Thonn.) Vatke	Brazil	TAM, VER, NL (Villaseñor & Espinosa-García, unpublished data)
Scrophulariaceae	<i>Verbascum blattaria</i> L.	Eurasia	CHIH (Williams, 2010)
Simaroubaceae	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	China	CHIH, COAH (Williams, 2010)
Solanaceae	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	South America	CAM, CHIH, JAL, SON, VER (Martin et al., 1998; Van Devender & Reina, 2007)
Verbenaceae	<i>Glandularia tenuisecta</i> (Briq.) Small	South America	SON (Martin et al., 1998)
Verbenaceae	<i>Verbena brasiliensis</i> Vell.	South America	NAY, NL (Williams, 2010)

Table 2

Publications reporting previously undetected non-native species from 1939 to 2015.

1939	Itié (1939), <i>Urochloa mutica</i> (Forssk.) T.Q. Nguyen (Poaceae)
1945	Itié (1945), <i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka (Poaceae)
1959	Rzedowski (1959), <i>Salsola kali</i> L. var. <i>teniufolia</i> Tausch (Amaranthaceae)
1980	Lot, Novelo & Cowan (1980), <i>Phyllanthus fluitans</i> Benth. ex Müll.Arg. (Euphorbiaceae)
1981	Espinosa-García (1981), <i>Kickxia elatine</i> (L.) Dumort. ssp. <i>crinita</i> (Mabille) Greuter (Plantaginaceae); <i>Polygonum convolvulus</i> L. (Convolvulaceae)
1990	Rzedowski, & Calderón-de Rzedowski (1990), Several species of African origin
1993	Rzedowski (1993), Several Asteraceae species
1995	Vibrans (1995), <i>Silene noctiflora</i> L. (Caryophyllaceae)
1996	Vibrans (1996), <i>Bellis perennis</i> L., <i>Guizotia abyssinica</i> (Lf) Cass., <i>Hypochaeris radicata</i> L. (Asteraceae)
1997	Van Devender, Felger, Búrquez (1997), Several species in the Sonoran Desert
1998	Martin, Yetman, Fishbein, Jenkins, Van Devender & R. Wilson (1998), Several species in the Sonoran Desert
2001	Estrada & Yen (2001), <i>Lespedeza cuneata</i> (Dum.Cours.) G.Don (Fabaceae)
2003	Colmenero-Robles & Fernández-Nava (2003) <i>Corchorus</i> sp1 y sp2 (Tiliaceae)
2003	Rzedowski, Vibrans & G. Calderón-de Rzedowski (2003), <i>Senecio inaequidens</i> DC. (Asteraceae)
2003	Vibrans (2003), Several species of Brassicaceae.
2005	Carranza-González (2005), <i>Convolvulus crenatifolius</i> Ruiz & Pavón (Convolvulaceae)
2005	Hanan-Alipi, Mondragón-Pichardo & Vibrans (2005), <i>Ranunculus sardous</i> Crantz. (Ranunculaceae)
2005	Rzedowski & Calderón-de Rzedowski (2005), <i>Crepis capillaris</i> Wallr. (Asteraceae).
2007	Van Devender & Reina (2007). Sonoran Noteworthy Records, several species.
2008	Martínez, Mora-Olivo & Daniel (2008), <i>Hygrophila polysperma</i> Anderson (Acanthaceae),
2008	Vibrans & Hanan-Alipi (2008), <i>Polygonum nepalense</i> Meisn. (Polygonaceae).
2009	Dimmitt, M. A., & T. R. Van Devender (2009), <i>Brassica tournefortii</i> Gouan. (Brassicaceae)
2010	Williams (2010), twenty four exotic species not reported by Villaseñor and Espinosa-García (2004)
2013	Sánchez-Ken, G., J., Cerros-Tlatilpa, & Vibrans (2013), <i>Themeda quadrivalvis</i> (L.) Kuntze (Poaceae)
2014	Mora-Olivo and Sánchez-Del Pino (2014), <i>Alternanthera philoxeroides</i> Griseb. (Amaranthaceae)
2014	Vibrans, García-Moya, Clayton & Sánchez-Ken (2014), <i>Hyparrhenia variabilis</i> (L.) Stapf. and <i>Hyparrhenia cymbaria</i> Stapf. (Poaceae).
2015	Hinojosa-Espinosa & Villaseñor (2015), <i>Arctotheca prostrata</i> (Salisb.) Britten (Asteraceae).

familiarized with the local floras. However, a positive and significant correlation between native and non-native weed richness, and between non-weed native species and native weed richness has been found (Espinosa-García, Villaseñor, & Vibrans, 2004b; Villaseñor, 2013). The estimated number of weeds in Mexico in 2012 was 683 introduced and 2,523 native species (Villaseñor, 2013). Mexico has 23,314 documented species of flowering plants although this number could reach 29,000 (Villaseñor, 2016). Considering that the non-native species represent between 2.6 and 10.3 (mean = 5.2 + 1.75%) of

the Mexican States' flora (data calculated from Villaseñor & Espinosa-García, 2004), and that the actual estimates of native plus non-native flora is between 24,014 and 24,064, we should expect to have approximately 1,260 non-native weed species (in the range between 834 and 1676). Thus, between 134 and 976 non-native weed species may yet to be documented in Mexico or are expected to arrive.

The estimates on the number of naturalized species that become invasive pests vary from 10% (Williamson & Fitter, 1996), 12% (Caley, Groves, & Barker, 2008) to 15–30% (Rejmánek & Randall, 2004). Thus, assuming that 20% (Villaseñor & Espinosa-García, 2004) of the 700–750 non-native weeds in Mexico have naturalized (560–600), then an estimated number of invasive pest species in Mexico would be between 56 and 180. From the results of this review and our personal experience, we can clearly detect 37 highly problematic species, which need to be contained or have their negative effects mitigated (Table 3). This list includes 8 invasive weeds that were identified formerly (de Ita, Torres, Calderón, Luna, & Peralta, 1992). In a previous work, 33 invasive or invasive plant pests of high priority for Mexico were identified by a panel of scientists, NGOs' personnel and government officials (Aguilar et al., 2008); many of these species were not yet present in Mexico or some had been detected recently. Thus, the list of Table 3 and that of Aguilar et al. (2008) show little agreement. In a very recent contribution, Vibrans (2016) mentioned a number of highly problematic species that probably should be added to those in Table 3: *Asphodelus fistulosus* L., *Canna indica* L., *Cyperus papyrus* L., *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Willd., *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop., *Digitaria velutina* (Forsk.) Beauv., *Eragrostis curvula* (Schrad.) Ness, *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf, *Leonotis nepetifolia* and *Ricinus communis*. Vibrans mentioned other non-native species that may be problematic in reduced areas, and others with widespread distribution but without evidence of causing environmental or economic damage. The UNIBIO survey of the biological invasions of plants (<http://www.unibio.unam.mx/invasoras/>) listed 700 species of introduced plants, out of which 226 were classified as invasive, a greater number than the upper estimate obtained from the literature reviewed. The invasive species attributed high (133) and extreme invasiveness (7) represents 62% of the UNIBIOS' invasive species pool. UNIBIO's page, however, does not explain how the invasive category was assigned by the 67 floristic experts consulted to build the database because such category should be assigned according to their definition: “Una especie invasora es aquella que, como consecuencia de las actividades humanas, se ha expandido fuera de su rango de distribución natural, ha aumentado su densidad dentro de comunidades naturales de especies nativas y/o tiene impactos negativos en la biodiversidad de dichas comunidades” (an invasive species is one that, as a result of human activities, has expanded outside its natural range, has increased its density within natural communities of native species and/or has negative impacts on the biodiversity of these communities).

Aside of the important divergences of UNIBIO's definition with the commonly accepted definitions in scientific literature (e.g. Richardson et al., 2000) or in official publications

Table 3
Preliminary list of major invasive species detected in Mexico. The list was obtained from the results of this review and the authors' experience. The suggested management options were determined based on the distribution extent: EDRR (early detection and rapid response) for incipient colonization of new ranges; local eradication for early stages of colonization; containment for non-eradicable species well established in an area but absent in other susceptible areas; mitigation for non-eradicable species occupying all the susceptible areas in the new range.

Family	Scientific name	Introduction mode	Management options
Amaranthaceae	<i>Althernanthera phyloxeroides</i>	Accidental introduction	EDRR, Containment
Amaranthaceae	<i>Atriplex</i> spp	Forage escapee	Containment
Amaranthaceae	<i>Kochia scoparia</i>	Forage escapee	Mitigation
Amaranthaceae	<i>Salsola tragus</i>	Forage escapee	Mitigation
Apocynaceae	<i>Cryptostegia grandiflora</i>	Ornamental escapee	Containment, Local eradication
Apocynaceae	<i>Vinca major</i>	Ornamental escapee	Containment
Araceae	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Ornamental escapee	Containment, Local eradication
Asteraceae	<i>Centaurea melitensis</i>	Accidental introduction	Containment, Local eradication
Asteraceae	<i>Senecio inaequidens</i>	Accidental introduction	Containment, Mitigation
Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>	Accidental introduction	Mitigation
Brassicaceae	<i>Brassica tournefortii</i>	Accidental introduction	Containment
Casuarinaceae	<i>Casuarina equisetifolia</i>	Ornamental escapee	Containment, Local eradication
Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i>	Accidental introduction	Mitigation, Biological control
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i>	Accidental introduction?	Mitigation, Biological control
Poaceae	<i>Arundo donax</i>	Utilitarian introduction	Containment, Local eradication, Biological control
Poaceae	<i>Avena fatua</i>	Accidental introduction	Mitigation, Biological control
Poaceae	<i>Brachiaria mutica</i>	Forage escapee	Mitigation
Poaceae	<i>Bromus rubens</i>	Accidental introduction	Containment, Mitigation
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i>	Forage escapee	Mitigation, Biological control
Poaceae	<i>Digitaria decumbens</i>	Forage escapee	Mitigation
Poaceae	<i>Echinochloa crusgalli</i>	Accidental introduction	Mitigation, Biological control
Poaceae	<i>Echinochloa pyramidalis</i>	Forage escapee	Mitigation, Cultural control
Poaceae	<i>Hyparrhenia cymbaria</i>	Accidental introduction	Eradication, Containment
Poaceae	<i>Hyparrhenia rufa</i>	Forage escapee	Mitigation
Poaceae	<i>Hyparrhenia variabilis</i>	Accidental introduction	Eradication, Containment
Poaceae	<i>Megathirus maximus</i>	Forage escapee	Mitigation
Poaceae	<i>Melinis repens</i>	Forage escapee	Mitigation, Cultural control
Poaceae	<i>Pennisetum ciliaris</i>	Forage escapee	Containment, Mitigation
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Ornamental and forage escapee	Mitigation
Poaceae	<i>Phalaris minor</i>	Accidental introduction	Mitigation, Containment for herbicide resistant varieties
Poaceae	<i>Rottboellia cochinchinensis</i>	Accidental introduction	Containment, Mitigation, Biological control
Poaceae	<i>Schismus barbatus</i>	Accidental introduction	Containment, Mitigation, Biological control
Poaceae	<i>Sorghum halepense</i>	Accidental introduction?	Mitigation, Biological control
Poaceae	<i>Themeda quadrivalvis</i>	Accidental introduction	Eradication, Containment
Polygonaceae	<i>Polygonum convolvulus</i>	Accidental introduction	Eradication, Containment
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>	Ornamental escapee	Containment, Mitigation, Biological control
Tamaricaceae	<i>Tamarix chinensis</i>	Ornamental escapee	Containment, Local eradication

(CDB, 2009; DOF, 2015), the change in density should be determined by periodical observations of the same site. Also, the negative impacts should be documented. Since no indications of the qualification or quantification procedures for damage and density change are provided, the invasive and degree of invasiveness categorizations should be taken with caution.

In Mexico there is a small number of introduced species that are causing serious damage to agricultural and livestock systems and other ecosystems. This is the case of the Sonoran agricultural area where most of the problematic weeds were introduced purposely as forage or ornamental (Martínez-Díaz & Jiménez-León, 2009). These are grasses like buffelgrass (*Cenchrus ciliaris* L.), rose Natal grass (*M. repens* [= *Rhynchelytrum repens* (Willd.) C. E. Hubb.]), kikuyu grass (*Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov.), Johnson grass (*Sorghum halepense* (L.) Pers.), and those causing the “Africanization of Americas tropics” (Parsons, 1972). Amaranthaceae introduced for forage are some salt-bush species *Atriplex* spp., fireweed or burning bush *Kochia scoparia*

(L.) Schrad., and tumbleweed *Salsola tragus* L. Notorious ornamentals that had escaped and naturalized are water hyacinth (*E. crassipes*), white arum hyacinth (*Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng.), vinca or periwinkle (*Vinca major* L.) and the rubber vine (*Cryptostegia grandiflora* R. Br.) (Pérez-Panduro, 1998; Rodríguez-Estrella, Pérez-Navarro, Granados, & Rivera, 2010). In a publication on agricultural weeds of northern Mexico and the Mexican plateau (de Ita et al., 1992), 10 of 22 species cited are non-native (*A. fatua*, *Chenopodium album* L. Bosc ex Moq., *Convolvulus arvensis* L., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Cyperus esculentus* L., *Echinochloa crusgalli* (L.) P. Beauv., *Phalaris minor* Retz., *Rumex crispus* L., *S. halepense*, and *Taraxacum officinale* G. H. Weber ex Wigg.).

Distribution

Most introduced species have a restricted distribution in Mexico compared with native weeds; moreover, the distribution

pattern of introduced weeds at the state scale is similar to that of native non-weeds, that is, most species are reported from 1–2 states (Espinosa-García, Villaseñor, & Vibrans, 2004a). This pattern has to be confirmed because the number of botanists interested in non-native weeds is limited. However, we pose the hypothesis that most introduced species with wide distribution are a problem in cultivated or natural areas such as those species mentioned in the previous section.

Biogeographical studies of the Mexican flora including non-native weeds are few (Luna-Vega, 2008). Most temperate non-native species come from Eurasia and the Mediterranean region, whereas most tropical ones come from Africa, via South America (Rzedowski, 1993; Rzedowski & Calderón-de Rzedowski, 1990; Villaseñor & Espinosa-García, 2004). The diversity of native and introduced weed species is closely correlated with the diversity of native non-weed species ($r=0.7-0.9$) (Espinosa-García et al., 2004b; Villaseñor, 2013). This agrees with the global pattern in which “the rich get richer” that implies that the regions with more native diversity have more introduced species (Stohlgren, Barnett, & Kartesz, 2003). However, the distribution of the invasive pest species is probably not strongly related to native plant biodiversity but with the invasibility of the territory and the propagule pressure for each region (del Val et al., 2015). The potential distribution patterns of the invasive pest species according to their invasivity degree are still to be described in order to sustainably manage the areas threatened by these species.

Studies on the current or potential distribution of specific non-native species in Mexico range from distribution patterns at the local scale, for example a university campus (Zavala-Hurtado, Portilla-Gutiérrez, Ayala-Fernández, & Bravo-Rivera, 2003), to the national scale, modeling the potential distribution of the introduced Asteraceae in Mexico and the actual and potential distribution of *S. molle* (Ramírez-Albores, Bustamante, & Badano, 2016; Villaseñor et al., 2012). The distribution of most non-native species has been recorded at the state scale (Espinosa-García et al., 2009; Villaseñor & Espinosa-García, 1998), but few detailed actual and potential distributions of non-native species are known: buffel grass (*C. ciliaris*) in Sonora and the Baja California Peninsula (Arriaga, Castellanos, Moreno, & Alarcón, 2004); testing the effectiveness of various potential distribution models with *Brassica tournefortii* Gouan and *Schismus arabicus* Nees in the Sonoran Desert (Sánchez-Flores, 2007; Sánchez-Flores, Rodríguez-Gallegos, & Yool, 2008); *Hypochoeris radicata* L. actual distribution in Mexico city (Hinojosa-Espinosa & Cruz-Durán, 2008); *Arundo donax* L., tracing its multiple introductions and identifying the origin of the genotypes that invaded the Río Bravo Basin (Tarín et al., 2013); and *Atriplex semibaccata* R. Br., *B. tournefortii*, *Bromus rubens* L., *Centaurea melitensis* L., *C. dactylon*, *S. tragus*, *Schismus barbatus*, and *Tamarix chinensis* Lour (= *T. ramossissima* Ledeb.), in Baja California (Palma-Ordaz & Delgadillo-Rodríguez, 2014). A special mention is for the Villaseñor et al. (2012) comprehensive work for the potential distribution for 30 of the 61 species of the non-native Asteraceae in the whole country performed with ecological niche models using MaxEnt.

Actual and potential distribution studies are very important for management prioritization, early detection, eradication, containment and mitigation. The knowledge on actual or potential distribution of non-native weeds in Mexico is fragmented and disarticulated with decision makers. However, the completion of the analysis of the distribution of non-native weeds and its linkage to decision makers is included in the National Strategy for Invasive Species (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010) and in the recent National Biodiversity Strategy for Mexico (Conabio, 2016). A major effort is needed to promote these studies with the co-participation of researchers and decision makers.

Ecology

Ecological publications cover a wide range of topics, often focusing on one aspect of a single species, with the notable exception of the publications of Patricia Moreno-Casasola and her research group, focusing on the invasion of a marsh by *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitch. & Chase. They have documented the invasion (Castillo & Moreno-Casasola, 1996), explored the impact of cattle ranching practices on the invasion (Travieso-Bello, Moreno-Casasola, & Campos, 2005), and studied the relationships of hydroperiod and water physico-chemical properties with competition among hydrophytes in the marsh (López-Rosas & Moreno-Casasola, 2012; Peralta-Pelaez, Moreno-Casasola, & López-Rosas, 2014). This group used these studies and others in restoration ecology (López-Rosas, Moreno-Casasola, & Espejel-González, 2015) to reverse the invasion by *E. pyramidalis* with partial success and they continue the restoration efforts (see the management section). Focusing in one ecological aspect of a single invasive species is frequent in Mexican ecologists: reproductive ecology of *N. glauca* (Hernández, 1981); demography of *E. crassipes* (Niño-Sulkowska & Lot, 1983); ecophysiology of gas exchange of *C. ciliaris* (De la Barrera & Castellanos, 2007); oil contamination effects on *M. repens* and *C. ciliaris* (Reynoso-Cuevas, Gallegos-Martínez, Cruz-Sosa, & Gutiérrez-Rojas, 2008); population genetics of ruderal and cultivated populations of *C. ciliaris* (Gutiérrez-Ozuna, Eguiarte, & Molina-Freaner, 2009); fate of *M. repens* in the soil seed bank of Neo-Tropical pastures (Maza-Villalobos, Lemus-Herrera, & Martínez-Ramos, 2011); fitness of *M. repens* growing under different regimes of soil humidity (Díaz-Romo et al., 2012); reproductive ecology of the orchid *Oncidium poikilostalix* (Kränzl.) M.W. Chase & N.H. Williams (García-González, Damon, Iturbide, & Olalde-Portugal, 2013), and invasion by clonal spread of *Kalanchoe delagoensis* Eckl. & Zeyh. (Guerra-García, Golubov, & Mandujano, 2015). Competition between herbicide-resistant and herbicide-susceptible accessions of *P. minor* has been studied (Torres-García et al., 2015) as well as the herbicide resistance traits presented by this grass in wheat fields (Cruz-Hipólito, Domínguez-Valenzuela, Osuna, & De Prado, 2012; García-Franco et al., 2014).

Other authors have focused on communities or groups of invasive species: for example, how changes in the hydrological regime and salinity have caused *T. chinensis* invasion of the Colorado River delta and how the reversal of those changes

allow the regeneration of the native plant communities (Glenn et al., 1998; Nagler et al., 2005); life-history diversity of native and non-native species in heterogeneous vegetation (Pérez-García, Meave, Villaseñor, Gallardo-Cruz, & Lebría-Trejos, 2010); incidence of non-native weed species along an altitudinal gradient (Sánchez-González & López-Mata, 2005); plant richness analysis of areas where non-native grasses are abundant (Cano-Santana, Castillo-Arguero, Martínez-Orea, & Juárez-Orozco, 2008); incidence of non-native species in small patches in fragmented forests (Arroyo-Rodríguez, Pineda, Escobar, & Benitez-Malvido, 2009); population genetics of *Sinorhizobium* spp. mutualists isolated from *Medicago* spp. (Silva, Kan, & Martínez-Romero, 2007); and seed bank ecology of agricultural fields in the tropical dry forest (Meave, Flores-Rodríguez, Pérez-García, & Romero-Romero, 2012). Few authors have focused on non-native weed ecology either by studying the combination of factors influencing non-native richness (Espinosa-García et al., 2004b) or by combining several ecological variables to build a model to identify risk areas in Mexico (del Val et al., 2015). Santibañez-Andrade, Castillo-Arguero, and Martínez-Orea (2015) determined that the importance index of weeds, native and non-native, is an important aid to assess the conservation status of temperate forests.

There is a group of studies testing hypotheses on invasiveness by comparing populations of Mexican native species that are invasive elsewhere in the world such as *Ageratina adenophora* (Spreng.) King & H. Rob. and *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob. For example, the EICA (Evolution of Increased Competitive Ability) hypothesis and the Novel Weapons hypothesis (NWH) were tested with both species (Feng et al., 2009, 2011; Inderjit et al., 2011; Qin et al., 2013; Zheng et al., 2015). EICA postulates that change in resource allocation in invasive species produces high competitive ability, which in turn determines a successful invasion; the NWH postulates that invasive success is determined by biochemical weapons (allelopathy) of the invasive that are novel for the invaded native plants. The comparison of native and invasive populations of *A. adenophora* and *C. odorata* made by the previously cited authors suggest that both increased competitive ability and the possession of novel weapons operate in the success of these species as invasives.

Research on the ecology of native species that are invasive elsewhere has also been published, such as the demography of *Prosopis glandulosa* Torr. (Golubov et al., 1999); bacterial symbionts of *Mimosa* spp. (Elliott et al., 2009) and the relationship of herbivory with terpenoid variability at local and regional scales for *Mikania micrantha* Kunth and the specialist insect herbivore *Stolas punicea* (Boheman, 1850) (Bravo-Monzón, Ríos-Vásquez, Delgado-Lamas, & Espinosa-García, 2014, 2016).

Although the operative definition of invasive species conveys the introduction of the plant to a new country, i.e. an exotic or alien plant, there are cases where a native plant species is introduced to a new range within a country. These plants are called “translocated”, but others call them “invasives” in agreement with the Convention on Biological Diversity definition, as it is the case of the authors that contributed to the theory

of ecological invasions. *Ruellia nudiflora* (Engelm. & A. Gray) Urb. is a native species in many states of Mexico, but not in Yucatan, where it behaves as invasive. Víctor Parra-Tabla and his research group have compared Yucatan’s native *Ruellia* species with *R. nudiflora* on germination, seedling survival, reproductive phenology and niche width (Cervera & Parra-Tabla, 2009; Munguía-Rosas, Parra-Tabla, Ollerton, & Carlos Cervera, 2012; Vargas-Mendoza, Ortegón-Campos, Manufo-Zapata, Herrera, & Parra-Tabla, 2015). Roberto Lindig-Cisneros’ research group has worked with “translocated” or “invasive” *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., and *Typha dominguensis* Pers. in wetlands. Both species have a widespread original range, the former a nearctic one and the latter in the Americas, but these species colonize wetlands behaving like invasives displacing native species particularly after perturbations in the nutrient regime by eutrophication (*P. australis*) or fire (*T. dominguensis*) (Escutia-Lara & Lindig-Cisneros, 2012; López-Arcos, Gómez-Romero, Lindig-Cisneros, & Zedler, 2012). Another case of a translocated species is *Stenocereus griseus* (Haw.) Buxb., introduced as crop in a part of Oaxaca, but now becoming feral and apparently displacing *Escontria chiotilla* (F.A.C. Weber ex K. Schum.) Rose, in the wild (Ramírez-Galindo, Barbosa-Martínez, & Ponce-de León, 2011).

We found publications in which native species are labeled as “native invasive” species *Tithonia tubiformis* (Jacq.) Cass. and *T. rotundifolia* (P. Mill.) S.F. Blake (Tovar-Sánchez et al., 2012) and as invasive species, *Ferocactus latispinus* (Haw.) Britton & Rose and *Viguiera dentata* (Cav.) Spreng. (Aquino-Soto, Zavala-Hurtado, Pérez-Moreno, & Camargo-Ricalde, 2012). In contrast with the possibly invasive or translocated species, in the *Tithonia* spp., *F. latispinus* and *V. dentata* cases there is no evidence of a condition of insularity (such as wetlands), peninsularity (such as Yucatán) or other physiographic traits that could function as barriers. Barriers are important in isolating the invasive species from their natural enemies; the release from natural enemies is supposed to be one of the main mechanisms that allow invasive species to become more competitive in the new range by real-locating to competition resources previously used for defense against natural enemies (Moles et al., 2012). Thus, we suggest that the term “native invasive” is inadequate to qualify the mentioned *Tithonia* species or their hybrid in Mexico, and that *F. latispinus* and *V. dentata* should not be labeled as invasive in Puebla.

Economic and environmental impact of non-native weeds

There are numerous agricultural publications in Mexico, not included in this review, showing the negative effects of weeds on crops, either by causing severe harvest reduction by competition or as refuge for crop pests and pathogens. However, most of these studies are mainly at a small landowner scale without separating the effects of native vs. non-native weeds, and as far as we know, none quantifies the economic impact of weeds at a regional or national scale. A general review of the potential impacts caused by invasive plants impacts was briefly addressed by Aguirre-Muñoz and Mendoza-Alfaro (2009), based mainly on the information of Espinosa-García et al. (2009). Cost estimates

of weed effects and control were presumed high (Espinosa-García et al., 2009) by observing weed-associated losses in United States, where 34,660 million dollars was the combined cost (losses and control) of weeds in 2003 (Pimentel et al., 2002; Pimentel, Zúñiga, & Morrison, 2005; Westbrooks, 1998). However, it is difficult to extrapolate costs due to the big differences in weed flora (Espinosa-García et al., 2009) and the diversity of agricultural production models prevalent in both countries. Still, potential yield losses of 38–73% (average 52%) in corn produced in United States were estimated for a non-weed control condition (Dille, Sikkema, Everman, Davis, & Burke, 2015); the magnitude of the loss is probably similar for conventional corn production in Mexico. Some invasive weeds are a big problem in Mexico. For example, Johnson grass (*S. halepense*) is a highly competitive perennial grass that aside from causing strong yield reductions in several crops in northern Mexico and the Bajío (Gámez-González et al., 2002), also hosts *Claviceps africana* and the pepper huasteco geminivirus (Garzón-Tiznado et al., 2002; Montes-Belmont, Flores-Moctezuma, & Nava-Juarez, 2013). Again, there is no national cost estimation for Johnson grass or any other weed, especially the invasive species mentioned here (see the section “Floristics and detection of new non-native species for Mexico”) except for the water hyacinth, *E. crassipes* (Pérez-Panduro, 1998). Four hundred and forty one million dollars were the annual estimated losses in weed control and the direct and indirect effects caused by the water hyacinth (see Espinosa-García et al., 2009). Additional non-native weeds, such as *Marrubium vulgare* L., have been reported as hosts of the African cluster bug *Agnoscelis puberula* Spinola, 1837 (Ortega-León, Thomas, & Soriano, 2006; Thomas, Eger, Jones, & Ortega-León, 2003). *L. nepetifolia* (L.) R. Br., formerly used as ornamental, is now a ruderal weed in almost all Mexico (Villaseñor & Espinosa-García, 1998), and it is an important virus reservoir for phytopathogenic virus (Piedra-Ibarra, de la Torre-Almaraz, Zúñiga, Xoconostle-Cazares, & Ruiz-Medrano, 2005).

Aside from direct and indirect economic losses caused by non-indigenous weeds, it is very difficult to monetarily evaluate several collateral costs such as harmful effects on human health, water and soil pollution by herbicides, and disruption of ecosystem services (Bejarano-González, 2002; Hansen et al., 2013). In the USA, chemical control for all pests cost \$5,000 million dollars per year, meaning \$20,000 in savings in crop yields (Pimentel et al., 2005). Environmental pollution and human health costs are not included and there is no clear means of identifying or quantifying the additional cost.

Costs associated to non-native weed in Mexico must be significant considering the expenses in other countries, especially since ecological and human health problems related to pesticides are bigger and more expensive in third world countries (Jeschke et al., 2014; Pimentel et al., 2002). In Mexico, 15,719 ton of herbicides were used in 1995 (Inegi-Semarnap, 1999); 4,472 tons of the most popular herbicides (2,4-D, paraquat, atrazine, picloram, and glyphosate) were used in 1999. Sales figures for such herbicides in 1999 (except Atrazine) were 537 million MXP (Bejarano-González, 2002). It is impossible to calculate the share linked to introduced species; 22% of weeds are introduced,

but almost half of the 24 species cited as problematic for intensive agriculture in the Mexican plateau and northern Mexico are introduced (de Ita et al., 1992). In addition, agrochemical companies jealously guard their sales figures, making it difficult to estimate the actual weed control costs related directly to productivity and those indirectly related with negative effects on ecosystem services, human health and soil and water contamination.

Quantification of environmental and economic impacts becomes very difficult when the invasive species has an important economic use. This is the case of invasive African grasses introduced as forage such as *E. pyramidalis* (German grass), a forage plant introduced in the Mexican tropics for cattle raising that became invasive in marshes (López-Rosas, Moreno-Casasola, & Mendelsohn, 2005, 2006), *C. ciliaris* (buffel grass) that has been sown in Sonora and other northern Mexican states for cattle raising (Durán-Puga et al., 2011; Marshall, Friedel, van Klinken, & Grice, 2011; Quero-Carrillo, Enríquez-Quiroz, Morales-Nieto, & Miranda-Jiménez, 2010; Ramírez, Haenlein, García-Castillo, & Núñez-González, 2004). However, this grass became wild and, being prone to fire, has caused the elimination of non-fire adapted vegetation (Búrquez-Montijo, Miller, & Martínez-Yrizar, 2002; Franklin et al., 2006; Van Deventer, Espinosa-García, Harper-Lore, & Hubbard, 2009). The grasses identified by Parsons (1972) as those causing the africanization of the Americas tropics: *Megathirus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs (Guinea grass), *Urochloa mutica* (Forssk.) T.Q. Nguyen (= *Brachiaria mutica*; Pará grass), *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grass.), *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf (jaraguá), *P. clandestinum* Hochst. ex Chiov. (Kikuyu grass), *Digitaria eriantha* Steud. (= *D. decumbens* Stent; Pangola grass), have also become invasive. The effect of grasses, with little or no forage value, has been documented in Mexico; they affect local biodiversity by direct displacement or interference with seedling establishment; for example, *M. repens* in grasslands in Durango (Herrera-Arrieta, Pámanes-García, Herrera-Corral, Chairez-Hernandez, & Cortés-Ortiz, 2011), several invasive grasses in humid montane forests (Ortega-Pieck, López-Barrera, Ramírez-Marcial, & García-Franco, 2011), and *E. pyramidalis* in a tropical freshwater marsh (López-Rosas et al., 2006). The removal of some of those grasses in abandoned tropical pastures allows the establishment and growth of native trees (Román-Dañobeytia et al., 2012).

In agricultural systems, invasive grasses affect crop growth, for example, *C. dactylon*, *S. halepense* (Gámez-González et al., 2002), and *Rottboellia cochinchinensis* (Lour.) Clayton (Contreras-Ramos et al., 2013; Tucuch-Cauich, Orona-Castro, Almeyda-León, & Aguirre-Urbe, 2013). In Oasis, the invasive vine *C. grandiflora*, makes the habitat unsuitable for birds and reptiles (Rodríguez-Estrella et al., 2010). The environmental effects of *E. crassipes* are mixed, as it may harbor *Anopheles albimannus* C. R. G. Wiedemann, 1820, a malarial vector (Savage, Rejmankova, Arredondo-Jiménez, Roberts, & Rodríguez, 1990), some free living amoebae pathogenic to humans (Ramírez, Robles, & Martínez, 2010), reduce water quality (Gutiérrez, Huerto, Saldana, & Arreguín, 1996; Lind & Davalos-Lind, 2002), or become inhospitable to small migratory

birds (Villamagna, Murphy, & Karpanty, 2012), but *E. crassipes* also may harbor a great diversity of invertebrates and function as preferred foraging habitat for coots (Hernández et al., 2015; Rocha-Ramírez, Ramírez-Rojas, & Chávez-López, 2007; Rocha-Ramírez, Robles-Valderrama, & Ramírez-Flores, 2014; Román-Contreras, Rocha-Ramírez, & Cházaro-Olvera, 2008; Villamagna, Murphy, & Trauger, 2010). Water hyacinth also removes heavy metals and insecticides from water (see management and use section).

Environmental impacts are difficult to measure and do not necessarily increase proportionally with invasive species biomass (Jeschke et al., 2014), however, a new classification scheme for invasive species environmental impacts (Blackburn et al., 2014) could be useful to evaluate invasive impact for Mexican conditions. Considering that many non-native species never become invasive, and that even when they are invasive some of them cause environmental change directly (drivers) while others just prosper in an already changed one (passengers) (MacDougall & Turkington, 2005), it is imperative to develop or adapt a classification scheme suited for Mexico that distinguish the actual or potential ecological role of the evaluated species in heterogeneous regions. Apart from the expensive cost of losing ecosystem services (water retention, recreation, pollination, pest control and soil conservation), native biodiversity is also impacted. For example, loss of native vegetation, directly or through fire, has been documented for buffelgrass and Sahara mustard (*B. tournefortii*), invasive species occupying huge regions in northwestern Mexico (Búrquez-Montijo et al., 2002; Dimmitt & Van Devender, 2009).

Summarizing, the negative effects of invasive species on the environment, productive systems and human health are important and diverse, but complete damage quantification for most invasive species is lacking, and it is imperative to allocate economic and human resources to prevent and mitigate the noxious effects of these non-native species.

Management of non-native weeds

Proper management of non-native weeds includes prevention, early detection, eradication, containment and mitigation. All these tasks should be integrated in a National weed management strategy able to deal with native and non-native weeds at various spatial and time scales (Espinosa-García & Vibrans, 2009). The national strategy is only viable if all the stakeholders, individuals and institutions are well aware of the needs for weed control and the effects of weed invasions (Espinosa-García, 2009). In spite of having a National Invasive Species Strategy (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010), the individualistic weed management model is still prevalent among producers and the articulation among government institutions, producers and academia is still poor, but it has some improvement since 2008 (Espinosa-García, 2009). For example, prior to 2008, there was not a single eradication campaign for invasive weeds in spite of published reports of quarantine weeds growing in Mexico such as *Polygonum convolvulus* (Espinosa-García, 1981) or *Rottboellia cochinchinensis* (Esqueda-Esquivel, 2000; Medina-Pitalúa &

Domínguez-Valenzuela, 2001). Then, after Juan Carlos Delgado and his team of the “Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Guanajuato” detected several *P. convolvulus* infestations in wheat fields in Guanajuato (Delgado-Castillo, 2010), an official eradication campaign, promoted by Delgado, was started, resulting in a very strong reduction of the weed in the infested fields (Vibrans & Delgado, 2010). Eradication campaigns have followed since in several states for *P. convolvulus*, *Cuscuta indecora* Choisy, *R. cochinchinensis* and *Themeda quadrivalvis*, although in many cases eradication was not achieved and in some states the quarantined weeds have increased their density (see internet reports of “Campañas contra Malezas Cuarentenarias” or “Campañas contra malezas reglamentadas” for Mexico or for the “Comités Estatales de Sanidad Vegetal”, for example <http://www.gob.mx/senasica/acciones-y-programas/malezas-reglamentadas>).

Advances in Mexico on general management issues have been concentrated in diagnostic studies involving the identification of threatening species (Aguilar et al., 2008; Peña-Jiménez & Neyra-González, 1998; Semarnat, 2016); biodiversity estimates, distribution and possible impacts of non-native weeds for Mexico (Espinosa-García et al., 2009); policies on invasives (Arriaga, 2009); and management strategies and cooperation at national and international scales (Espinosa-García & Van Devender, 2009; Espinosa-García & Vibrans, 2009). There are also methodological proposals exemplified with taxonomic groups, specific regions or countries or invasive species, mainly for species prioritization for management actions (Sánchez-Blanco, Sánchez-Blanco, Mario Sousa, & Espinosa-García, 2012), distribution modeling (Sánchez-Flores, 2007; Sánchez-Flores et al., 2008), and infestation monitoring modeling (Sonntag et al., 2011).

Control and use of non-native weeds

Weed control generally involves drastic abundance reduction or elimination from a generally small area, under an individualistic weed management model that promotes the misuse or abuse of herbicides and poor control of noxious or invasive weeds (Espinosa-García & Vibrans, 2009). The prevalent weed control mode has been chemical (not covered in this review), although weed herbicide resistance and the negative effects on non-target species have fostered control efforts by biological, mechanical, solarization (Lira-Saldívar et al., 2004) or integrated control, mainly for some invasive weeds.

Most publications on weed management deal with biological control of *E. crassipes*, *C. arvensis*, *S. halepense*, *A. donax* (Goolsby et al., 2011) and *Althernanthera phyloxeroides* (Mart.) Griseb. (Lara-Villalón, Mora-Olivo, Sánchez-Ramos, & Martínez-Ávalos, 2014). Water hyacinth is the most studied invasive weed, testing insects (Aguilar, Camarena, Center, & Bojórquez, 2003; Martínez-Jiménez, Gutiérrez-López, Huerto-Delgadillo, & Ruiz-Franco, 2001; Martínez-Morales, Estrada-Venegas, Equihua-Martínez, & Valdez-Carrasco, 2014; Pérez-Panduro, 1998), fungi (Martínez-Jiménez & Charudattan, 1998; Martínez-Jiménez & Gutiérrez-López, 2001; Martínez-Jiménez, Gutiérrez-López, et al., 2001; Martínez-Jiménez,

Brown et al., 2001) or both kinds of natural enemies for control purposes (Martínez-Jiménez & Gómez-Balandra, 2007). Even with some successes in biological control, water hyacinth still is one of the most troublesome invasive species that is mostly managed with mechanical control (Mangas-Ramírez & Elías-Gutiérrez, 2004) that many times reduces temporarily water hyacinth abundance, making the removal of this plant a permanent activity or business for those that own and operate the machinery needed for this task. Chemical control has been applied also, but concerns about herbicide toxicity in water have limited this kind of management (see Santibañez-Aguilar, Ponce-Ortega, González-Campos, Serna-González, & El Hawagi, 2013). Moreover, the seed bank of *E. crassipes* in the sediments provides new recruits when successful removal of the floating plants has been achieved (Santibañez-Aguilar et al., 2013). Some attempts or proposals have been made to use water hyacinth as forage, mulch or as a phytoremediation agent to remove heavy metals or organophosphorus and organochlorine pesticides from water (Fileto-Perez et al., 2015; Mercado-Borrayo, Heydrich, Pérez, Quiroz, & Hill, 2015; Rodríguez, Avila-Pérez, & Barceló-Quintal, 1998; Santibañez-Aguilar et al., 2013; Tejeda, Zarazua, Avila-Pérez, Carapia-Morales, & Martínez, 2010). In spite of calls for integrated management of water hyacinth (Gutiérrez et al., 1996) and many proposed uses for this plant, the problems caused by *E. crassipes* continue. A recent proposal for biorefining networks to process *E. crassipes* biomass for profit might contribute strongly to prevent or mitigate water hyacinth damage to water bodies (Santibañez-Aguilar et al., 2013), but still that proposal has yet to become a reality. The theme of finding uses or beneficial environmental effects for invasive plants has also been repeated for tamarisk (*Tamarix ramosissima* Ledeb.) (MacGregor-Fors, Ortega-Álvarez, Barrera-Guzman, Sevillano, & del Val, 2013), field bindweed, Johnson grass, natal grass and other escaped forage grasses (see section ahead). Still a cost-benefit analysis of the effects of these invasives could show that the negative effects will probably outweigh the positive ones.

Chemical control of field bindweed or correhuela (*C. arvensis*), a highly problematic weed, has been frequently studied (e.g. Tamayo-Esquer & Gaillardon, 1989); also cultural control (Robles et al., 2006) and biological control with mites (Rodríguez-Navarro, Flores-Macías, & Torres-Martínez, 2008; Rodríguez-Navarro, Rodríguez-Morell, Alemán-Martínez, Flores-Macías, & Torres-Martínez, 2011; Rodríguez-Navarro, Torres-Martínez, & Olivares-Orozco, 2004) have been studied, but as far as we know, the biological control for this weed has not been generalized. The use of *C. arvensis* also has been explored for phytoremediation by heavy metal accumulation (Cruz-Jiménez et al., 2005; Gardea-Torresdey, Peralta-Videa, Montes, de la Rosa, & Corral-Díaz, 2004; Montes, Peralta-Videa, Parsons, Corral Díaz, & Gardea-Torresdey, 2013; Montes-Holguin et al., 2006). A similar pattern of studies as that found with correhuela is the one with Johnson grass (*S. halepense*) with studies on chemical control (Esqueda-Esquivel, Uresti-Durán, & Hernández-Aragón, 2015; Magallanes et al., 1986; Vera-Núñez, Grageda-Cabrera, Altamirano-Hernández, & Peña-Cabriales, 2010); biological

control (Iracheta-Cárdenas, Galan-Wong, & Pereyra-Alferez, 1995; Martínez-Mendoza et al., 2012); and use as forage (Castro-González, Alayon-Gamboa, Ayala-Burgos, & Ramírez-Aviles, 2008; Gutiérrez et al., 2008; Ramírez-Vera et al., 2012).

M. minutiflora is so widely distributed that novel attempts for its use have been evaluated: first as repellent for *Rhipicephalus microplus* (Canestrini, 1888) (= *Boophilus microplus*), a cattle tick pest in the tropics (Fernández-Ruvalcaba et al., 2003; Fernández-Ruvalcaba, Preciado-de la Torre, Cruz-Vázquez, & García-Vázquez, 2004; Muro-Castrejón, Cruz-Vázquez, Fernández-Ruvalcaba, & Torres, 2004), and later again as forage (Durán-Puga et al., 2011; Murillo-Ortiz, Mellado-Bosque, Herrera-Torres, Reyes-Estrada, & Carrete-Carreón, 2014; Ramírez et al., 2009).

As Mexico is within the area of origin for important invasive plants elsewhere, we found five publications prospecting for natural enemies of invasive species mainly in Australia: *Sida acuta* Burm. f. and *Sida rhombifolia* L. (Gillett, Harley, Kasulke, & Miranda, 1991); *Mimosa pigra* L. (Heard et al., 2010; Heard, Mira, Fichera, & Segura, 2012); *Parkinsonia aculeata* L. (Brown, Segura, Santiago-Jiménez, Rota, & Heard, 2011); *Lantana camara* L. (Manners, Palmer, Burgos, McCarthy, & Walter, 2011) and *Jatropha gossypifolia* L. (Heard, Dhileepan, Bebawi, Bell, & Segura, 2012). In addition, a neotropical nematode was detected as a promising biocontrol against native Melastomataceae: *Clidemia hirta* (L.) D. Don, *Miconia calvescens* DC., and *Tibouchina herbacea* (DC.) Cogn. (Oliveira et al., 2013).

Many non-native weeds naturalized long time ago are now used by Mexican ethnic groups as medicinal plants, for rituals, or emergency food (Blancas, Casas, Pérez-Salicipup, Caballero, & Vega, 2013; Blancas et al., 2010; Blanckaert et al., 2007; Flores & Kantun-Balam, 1997; Sánchez-González, Granados-Sánchez, & Simón-Nabor, 2008). A special case is that of the pirú (*S. molle*), a tree naturalized long ago and widespread in the Mexican plateau, which has cultural and medicinal importance in Mexico (Ramírez-Albores & Badano, 2013). The invasive label for the pirú is valid if the invasive definition is based on the formation of new populations 100 m or more away of the original population (Richardson et al., 2000), but that label does not hold considering the requisite of proof of economic or environmental damage or threat (CDB, 2009; DOF, 2015). Although allelopathic effects were suggested for pirú (Anaya & Gómez-Pompa, 1971), and the tree is frequently found growing in several ecosystems, there is no evidence of local extirpations or extinctions caused by this tree. Perhaps we are witnessing a naturalization case more than an invasion by this non-native tree.

Research on management of invasive plants for restoration purposes

Although few papers have been published on the management of invasive plants for restoration purposes, a series of studies in a wetland invaded by *E. pyramidalis* is remarkable. These studies include description, damage evaluation, invasive dynamics and restoration methods (López-Rosas & Moreno-Casasola, 2012; López-Rosas et al., 2006; Moreno-Casasola et al., 2016).

Other restoration programs, particularly in the Humid Forests Biome and tropical dry forests, include invasive weeds removal (particularly grasses and ferns) to facilitate the establishment of desired plant species (López-Barrera et al., 2016; Martínez-Garza, Osorio-Beristain, Alcalá-Martínez, Valenzuela-Galván, & Mariano, 2016; Román-Dañobeytia et al., 2012; Williams-Linera & Álvarez-Aquino, 2016). In the cases where the invasive species prospers only after the environment has been disturbed, i.e. passenger species (MacDougall & Turkington, 2005), the restoration occurs after the disturbance factors are removed. For example, native trees return displacing *T. chinensis* in the Colorado River delta when the hydrological and salinity regimes return to pre-invasion levels (Nagler et al., 2005).

General overview of the scientific knowledge on non-native species

The National Strategy on Invasive Species for Mexico emphasizes that scientific information is imperative to achieve an adequate knowledge and management of plant invasions and non-native weed species (strategic transversal actions: knowledge and information). This review shows that there are significant advances in the scientific knowledge on non-native species across many topics, mainly the check-list of the species present in Mexico and their incidence at a state scale. There has also been a constant addition of previously undetected species to the checklist of non-native weeds in Mexico, but these contributions result from the activity of few researchers that divide their interests between invasive species and several other academic fields. Although this approach has yielded acceptable results, it should be complementary of a dedicated and permanent early detection program led by federal agencies in which botanists and the general public participate (e.g. Citizen Science, <http://www.naturalista.mx/>).

Very few studies on the detailed distribution, actual or potential, are available for invasive weeds, but none of them have been used to take preventive or management actions by policy or decision makers. The information on weed distribution is imperative for risk analysis and management, but it is lacking for most non-native weeds in Mexico. Similarly, the information on risk analysis to prevent the entrance of invasive species or to prioritize attention to the invasive species already present in Mexico is still incomplete and missing for most species present in the country. The knowledge of the impacts by non-native species on the environment, economy or human health, is necessary for risk analysis and prioritization of management. However, as seen in this review, this knowledge is limited to a few species, studied locally and has not been quantified at the regional or national scales, except for the water hyacinth (Pérez-Panduro, 1998), although this quantification should be updated. A particularly difficult challenge is that of the control of the widely used invasive species that escape cultivation causing noxious effects, such as the grasses introduced for forage reviewed previously. Most of these grasses are very important for cattle rising, and the control measures are strongly opposed by ranchers. For example, there are numerous studies on the distribution, ecology and negative effects of buffel grass (*C. ciliaris*), but the areas planted

with this grass have not diminished. Furthermore, the Mexican official research institution for agriculture and cattle rising (INIFAP) promotes *C. ciliaris* cultivation by developing new buffel varieties. The conflicts caused by useful-noxious invasive species point to the need of coordination and cooperation among government agencies and to the research needed to provide alternatives to the people that depend on those invasive species.

Regarding the ecological research on invasive species, the environments that they invade and the plant invasion processes, these research topics in Mexico are still limited, disarticulated and clearly insufficient for the challenges posed by a megadiverse country as Mexico. With the exception of the marsh invaded by *E. pyramidalis*, there are few continued efforts to study and restore environments invaded by invasive weeds. Taken as a group, the restoration studies involving invasive weeds are also disarticulated and performed by very few specialized researchers in restoration ecology.

The largest set of publications reviewed here is concerned with invasive management, mainly about biological control concentrated in few high-impact invasive species such as *E. crassipes*, *S. halepense* or *C. arvensis*. Unfortunately most management studies concentrate in one invasive weed and one control agent. The problems posed by non-native species are complex and varied, but they cannot and should not be treated with an approach exclusively focused on an invasive species. Instead, an ecosystemic approach should be used to prevent and treat biological invasions. For example, a review of Australian ecosystem responses to invasive weed removal, indicated that in most cases recolonization of the sites with other weeds, native or non-native, was observed and in few cases plant recolonization was conducive to the local ecosystem restoration (Reid, Morin, Downey, French, & Virtue, 2009).

The scientific knowledge generated by Mexican researchers for plant invasions in Mexico is not enough, although most of it is of high quality, and the goals concerning scientific knowledge set for 2020 in the National Strategy on Invasive species probably will not be met.

A valid question can be raised on the need for developing scientific information on invasives and plant invasions in Mexico when thousands of papers on these topics are available in the international scientific literature. Unfortunately, although much of the international literature is useful to understand general patterns and process in biological invasions, the state of the art on understanding invasions is not well integrated (Jeschke, 2014). Moreover, a recent review on the scientific support for the main hypotheses that try to explain the nature of invasive species, the invaded ecosystems and the interactions between invaders and ecosystems, found incomplete support, and in many cases evidence that does not support or contradict those hypothesis (Moles et al., 2012). The reasons offered for the incomplete support or contradictory evidence, are the idiosyncratic nature of each invasive species and the invaded environments. This means that the experimental results vary depending on the taxonomic and/or ecological group to which invasive species belong. Also, results on ecosystem invasibility or ecosystemic impacts are also idiosyncratic, change with time and depend on the history of

the invasion and the invaded ecosystem (Kueffer et al., 2013; Moles et al., 2012). To face the idiosyncratic and dynamic nature of invasive species, invaded ecosystems and the interactions between them, integrated studies with selected model species and model ecosystems repeated around the world have been proposed, as well as meta-analysis of the thousands of papers on invasives and invasions (Kueffer et al., 2013).

The Mexican research on non-native weeds and invasions has made some contributions to the management and policy on invasive plants and invasions, but most of the management has been empirically based, reproducing the empirical management mostly developed in the first world. For example, the widely accepted scheme of early detection and eradication of invasive weeds and the cost associated to this scheme has been developed in Australia and the United States (Mendoza et al., 2009; Panetta, 2015; Rejmánek & Pitcairn, 2002). Risk analysis in Mexico for unwanted weeds is based mainly in the Australian scheme (Panetta, 1993; Pheloung, Williams, & Halloy, 1999), which has been adapted for other countries such as the United States (Gordon, Tancig, Onderdonk, & Gantz, 2011). A preliminary effort to contribute to risk analysis for non-native species already present species in Mexico was developed for Fabaceae (*s.l.*) species (Sánchez-Blanco et al., 2012).

Perspectives on invasive weed research

Given the incomplete knowledge of plant invasions and their idiosyncratic and dynamic nature, invasive weed management in Mexico should continue adjusting the empirical knowledge generated abroad and devising new empirical approaches derived from the scientific knowledge developed specifically for Mexican ecosystems affected by invasions. For example, among the many areas in which Mexican and International research can be integrated is that of determination of vulnerability to invasions. A map predicting the vulnerability to invasions for Mexico was obtained overlapping maps with propagule availability, vegetation type, anthropic disturbance and native plant species richness (del Val et al., 2015); the correlation of the four variables with non-native plant incidence was obtained previously by international researchers, and the confirmation of the correlations was obtained for Mexico (Espinosa-García et al., 2004b). A further improvement of this model can be obtained by indicating which vulnerable regions are prone to be invaded by weeds imported from different parts of the world in a similar way as the work done for India by modeling susceptibility of its regions to weeds from North America, South America, Europe, Africa and Australia (Adhikari, Tiwary, & Barik, 2015). The improved model would be very useful for prevention and surveillance in early detection programs.

The publications included in this review are of high quality showing that Mexico has an important, but not sufficient, number of researchers able to generate the scientific knowledge important for the prevention and management of the non-native weeds. However, the prevalent pattern of the Mexican research on non-native weeds for all research topics reflects research produced by few academic groups, but mostly disarticulated and few times connected with decision makers. Thus, a primary task to meet the

scientific knowledge needs to prevent and/or manage biological invasions in Mexico is to engage young researchers on invasions and coordinate them with the existent researchers to investigate a highly selected series of topics identified in the National Strategy for Biological Invasions (see Espinosa-García, 2009; Espinosa-García et al., 2009). This can be achieved opening new academic positions in universities and research institutions and through competitive research funds administrated by the National Commission on the Knowledge and use of Biodiversity (Conabio) or the National Commission of Science and Technology (Conacyt).

Another key task is capacity building at all levels, from the general public to recognize and report invasive species, to post-graduate students specializing in invasive species and biological invasions. The existing and future Mexican researchers should integrate also with international researchers to study model invaded ecosystems and model invasive species to advance the theory on biological invasions.

Final observations

Summarizing, the last few years we had made considerable advances collecting basic information on non-native weeds. Introduced species' impact in Mexico is perhaps lower than that in countries that are our main trade partners. However, there are species such as water lily and several African grasses, which cause considerable damage to agricultural and natural landscapes. An urgent task is a full assessment of the actual and potential impact of non-native species on Mexican ecosystems to prioritize the weeds and regions that require immediate attention. Of course, this task cannot be completed without a previous full knowledge of the identity, abundance and distribution of the weeds introduced in Mexico.

Acknowledgements

The authors thank Miguel Martínez Ramos for the invitation to elaborate this review. We also thank Yolanda M. García Rodríguez for help in the references formatting and to Heberto Ferreira and Alberto Valencia for their help with databases and computing. We acknowledge the corrections and comments from two anonymous reviewers of an earlier version of this manuscript. This work was supported by IIES-UNAM-POFJEG.

References

- Adhikari, D., Tiwary, R., & Barik, S. K. (2015). Modelling hotspots for invasive alien plants in India. *Plos One*, *10*, e0134665.
- Aguilar, V., Aguirre, A., Alarcón, J., Bomer, A., Contreras, S., del Val, E., et al. (2008). *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México*. Jiutepec, Morelos: IMTA, The Nature Conservancy, Conabio, Aridamérica, GECI.
- Aguilar, J. A., Camarena, O. M., Center, T. D., & Bojórquez, G. (2003). Biological control of waterhyacinth in Sinaloa, Mexico with the weevils *Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*. *Biocontrol*, *48*, 595–608.
- Aguirre-Muñoz, A., & Mendoza-Alfaro, R. (2009). Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. In *Capital Natural de México. Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. México, DF: Conabio.

- Alfaro-Rodríguez, L., & Arriaga, L. (2009). Weeds and disturbed habitats of the Cape Region of Baja California Sur, Mexico. In T. R. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America* (pp. 209–222). Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum.
- Anaya, A. L., & Gómez-Pompa, A. (1971). Inhibición del crecimiento producido por el "pirú" (*Schinus molle* L.). *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 32, 99–109.
- Aquino-Soto, V. H., Zavala-Hurtado, J. A., Pérez-Moreno, J., & Camargo-Ricalde, S. L. (2012). Estacionalidad de bacterias y hongos en la rizósfera de dos especies de plantas en el Valle semiárido de Zapotitlán, Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3, 1231–1245.
- Arriaga, L. (2009). The invasive species problem in Mexico: current policy response. In T. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America* (pp. 33–42). Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum.
- Arriaga, L., Castellanos, A. E., Moreno, E., & Alarcón, J. (2004). Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: a case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology*, 18, 1504–1514.
- Arroyo-Rodríguez, V., Pineda, E., Escobar, F., & Benitez-Malvido, J. (2009). Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology*, 23, 729–739.
- Bejarano-González, F. (2002). *La espiral del veneno. Guía crítica ciudadana sobre plaguicidas*. México, DF: Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México.
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kuehn, I., et al. (2014). A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology*, 12, e1001850.
- Blancas, J., Casas, A., Pérez-Salicrup, D., Caballero, J., & Vega, E. (2013). Ecological and socio-cultural factors influencing plant management in Nahuatl communities of the Tehuacan Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 9 <http://dx.doi.org/10.1186/1746-4269-9-39>
- Blancas, J., Casas, A., Rangel-Landa, S., Moreno-Calles, A., Torres, I., Pérez-Negron, E., et al. (2010). Plant management in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany*, 64, 287–302.
- Blanckaert, I., Vancraeynest, K., Swennen, R. L., Espinosa-García, F. J., Piñero, D., & Lira-Saade, R. (2007). Non-crop resources and the role of indigenous knowledge in semi-arid production of Mexico. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119, 39–48.
- Bravo-Monzón, A. E., Ríos-Vásquez, E., Delgado-Lamas, G., & Espinosa-García, F. J. (2014). Chemical diversity among populations of *Mikania micrantha*: geographic mosaic structure and herbivory. *Oecologia*, 174, 195–203.
- Bravo-Monzón, A. E., Ríos-Vásquez, E., Delgado-Lamas, G., & Espinosa-García, F. J. (2016). Differential herbivory of the specialist beetle *Stolas punicea* on chemical phenotypes of its host *Mikania micrantha*. *Biocontrol Science and Technology*, 26, 419–425.
- Brown, J. W., Segura, R., Santiago-Jiménez, Q., Rota, J., & Heard, T. A. (2011). Tortricid moths reared from the invasive weed Mexican palo verde, *Parkinsonia aculeata*, with comments on their host specificity, biology, geographic distribution, and systematics. *Journal of Insect Science*, 11, 1–17.
- Búrquez-Montijo, A., Miller, M. E., & Martínez-Yrizar, A. (2002). Mexican grasslands, thornscrub and the transformation of the Sonoran Desert by invasive exotic buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). In B. Tellman (Ed.), *Invasive exotic species in the Sonoran Region* (pp. 126–146). Tucson: University of Arizona Press.
- Calderón-de Rzedowski, G., & Rzedowski, J. (2004). Manual de malezas de la región de Salvatierra, Guanajuato. *Flora del Bajío y Regiones Adyacentes*, 20, 11–315.
- Calderón-de Rzedowski, G., Rzedowski, J., Acosta-Castellanos, S., Aguilar-Rodríguez, S., Aguilar Santelices, R., Lerner-de Sheinvar, L. A., et al. (2001). *Flora fanerogámica del Valle de México* (2 ed.). Pátzcuaro, Michoacán: Instituto de Ecología, A.C., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Caley, P., Groves, R. H., & Barker, R. (2008). Estimating the invasion success of introduced plants. *Diversity and Distributions*, 14, 196–203.
- Cano-Santana, Z., Castillo-Arguero, S., Martínez-Orea, Y., & Juárez-Orozco, S. (2008). Analysis of plant richness and conservation value of the three areas added to the Pedregal de San Ángel Ecological Reserve Federal District (Mexico). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 82, 1–14.
- Carranza-González, E. (2005). Registro de *Convolvulus crenatifolius* Ruiz & Pavón (Convolvulaceae) en México. *Acta Botanica Mexicana*, 73, 59–68.
- Castillo, S. A., & Moreno-Casasola, P. (1996). Coastal sand dune vegetation: an extreme case of species invasion. *Journal of Coastal Conservation*, 2, 13–22.
- Castro-González, A., Alayon-Gamboa, J. A., Ayala-Burgos, A., & Ramírez-Aviles, L. (2008). Effects of *Brosimum alicastrum* and *Lysiloma latissiliquum* mixtures on voluntary intake, nutrient digestibility and nitrogen balance in sheep fed tropical pastures. *Animal Feed Science and Technology*, 141, 246–258.
- CDB. (2009). *What are invasive alien species?* Retrieved from: <https://www.cbd.int/invasive/WhatAreIAS.shtml>
- Cervera, J. C., & Parra-Tabla, V. (2009). Seed germination and seedling survival traits of invasive and non-invasive congeneric *Ruellia* species (Acanthaceae) in Yucatán, Mexico. *Plant Ecology*, 205, 285–293.
- Colmenero-Robles, J. A., & Fernández-Nava, R. (2003). New records of *Corchorus* (Tiliaceae) for Mexico. *SIDA, Contributions to Botany*, 1299–1309.
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. (2010). *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención control y erradicación*. México, DF: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Comisión Nacional para el Conocimiento Uso de la Biodiversidad (Conabio). (2016). *Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México (ENBioMex) y Plan de Acción 2016-2030*. México, DF: Conabio.
- Contreras-Ramos, S. M., Rodríguez-Campos, J., Saucedo-García, A., Cruz-Ortega, R., Macías-Rubalcava, M. L., Hernández-Bautista, B. E., et al. (2013). Mutual effects of *Rottboellia cochinchinensis* and maize grown together at different densities. *Agronomy Journal*, 105, 1545–1554.
- Corkidi, L., Cacho, S., & Búrquez, A. (1991). Dispersión del pirú (*Schinus molle* L., Anacardiaceae) por aves en Teotihuacán, México. *Acta Botanica Mexicana*, 15, 17–22.
- Corral-Díaz, R., & Pelayo, H. (2009). Description of the plant communities of the Río Grande in the urban zone of Ciudad Juárez, Chihuahua. In T. R. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America* (pp. 189–198). Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum.
- Cotter, J., & Osborne, M. A. (1996). Agronomía afranceada (sic): the French contribution to Mexican agronomy, 1880–1940. *Science Technology & Society*, 1, 25–49.
- Cruz-Hipólito, H., Domínguez-Valenzuela, J. A., Osuna, M. D., & De Prado, R. (2012). Resistance mechanism to acetyl coenzyme A carboxylase inhibiting herbicides in *Phalaris paradoxa* collected in Mexican wheat fields. *Plant and Soil*, 355, 121–130.
- Cruz-Jiménez, G., Peralta-Videa, J. R., de la Rosa, G., Meitzner, G., Parsons, J. G., & Gardea-Torresdey, J. L. (2005). Effect of sulfate on selenium uptake and chemical speciation in *Convolvulus arvensis* L. *Environmental Chemistry*, 2, 100–107.
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C., & Williamson, M. (2007). The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. *Conservation Biology*, 21, 224–231.
- de Ita, G., Torres, G., Calderón, O., Luna, E., & Peralta, F. (1992). *Malezas comunes en cultivos agrícolas. Descripción, distribución importancia económica y control*. México, DF: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- De la Barrera, E., & Castellanos, A. E. (2007). High temperature effects on gas exchange for the invasive buffel grass (*Pennisetum ciliare* L Link). *Weed Biology and Management*, 7, 128–131.
- del Val, E., Balvanera, P., Castellarini, F., Espinosa-García, F. J., Murguía, M., & Pacheco, C. (2015). Identifying areas of high invasion risk: a general model and an application to Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 208–216.
- Delgado-Castillo, J. C. (2010). *Especies de malezas asociadas a cultivos del bajío de Guanajuato, México*. Celaya, Gto: Programa de

- Sanidad Vegetal, SAGARPA-Gto. <http://www.agricolaunam.org.mx/colecciones%20virtuales/Malezas%20del%20Bajo%20JUAN%20CARLOS%20DELGADO.pdf>
- Díaz-Betancourt, M. E. (1999). *Estudio florístico y ecológico de los terrenos baldíos de la Ciudad de México (M.Sc. thesis)*. México, DF: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Díaz-Romo, A., Flores-Ancira, E., de Luna-Jiménez, A., Luna-Ruiz, J. J., Frías-Hernández, J. T., & Olalde-Portugal, V. (2012). Biomasa aérea, cantidad y calidad de semilla de *Melinis repens* (Willd.) Zizka, en Aguascalientes, México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 3, 33–47.
- Dille, J. A., Sikkema, P. H., Everman, W. J., Davis, V. M., & Burke, I. C. (2015). *Perspectives on corn yield losses due to weeds in North America*. Retrieved from <http://wssa.net/wp-content/uploads/WSSA-2015-Corn-Yield-Loss-poster-updated-calc.pdf>
- Dimmitt, M. A., & Van Devender, T. R. (2009). Sahara mustard (*Brassica tournefortii*): a new serious threat to low desert ecosystems in the southwestern United States and northwestern Mexico. In T. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America* (pp. 241–250). Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum.
- Diversitas. (2010). *Global invasive species programme – Diversitas*. (27 January 2016). Available online at <http://www.diversitas-international.org/activities/past-projects/global-invasive-species-programme-gisp>
- DOF. (2015). *Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente y de la Ley General de Vida Silvestre*. México, DF: Diario Oficial de la Federación, DOF: 09/01/2015.
- Durán-Puga, N., Ruiz-Corral, J. A., González-Eguiarte, D. R., Núñez-Hernández, G., Padilla-Ramírez, F. J., & Contreras-Rodríguez, S. H. (2011). Development cardinal temperatures of the planting-emergence stage for 11 forage grasses. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 2, 347–357.
- Elliott, G. N., Chou, J. H., Chen, W. M., Bloembergen, G. V., Bontemps, C., Martínez-Romero, E., et al. (2009). *Burkholderia* spp. are the most competitive symbionts of *Mimosa*, particularly under N-limited conditions. *Environmental Microbiology*, 11, 762–778.
- Escutia-Lara, Y., & Lindig-Cisneros, R. (2012). Dynamics of *Phragmites australis* and *Schoenoplectus americanus* in response to the addition of phosphorus and nitrogen in experimental wetlands. *Botanical Sciences*, 90, 459–467.
- Espejo-Serna, A., López-Ferrari, A. R., & Ugarte, I. S. (2004). A current estimate of angiosperm diversity in Mexico. *Taxon*, 53, 127–130.
- Espinosa-García, F. J. (1981). Adiciones a la flora arvense del Valle de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 41, 27–32.
- Espinosa-García, F. J. (2009). Invasive weeds in Mexico: overview of awareness management and legal aspects. In S. J. Darbyshire, & R. Prasad (Eds.), *Proceedings of the weeds across borders 2008. Conference, Banff, Alberta* (pp. 17–29). Lethbridge, AB, Canada: Alberta Invasive Plants Council.
- Espinosa-García, F. J., & Van Devender, T. R. (2009). Cooperation among North American countries dealing with weeds: advances and challenges. In T. Van Devender, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America*. Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum, xxi–xxvii
- Espinosa-García, F. J., & Vibrans, H. (2009). The need of a national weed management strategy in Mexico. In T. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America* (pp. 23–32). Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum.
- Espinosa-García, F. J., Villaseñor, J. L., & Vibrans, H. (2004a). Geographical patterns in native and exotic weeds of Mexico. *Weed Technology*, 18, 1552–1558.
- Espinosa-García, F. J., Villaseñor, J. L., & Vibrans, H. (2004b). The rich generally get richer, but there are exceptions: correlations between species richness of native plant species and alien weeds in Mexico. *Diversity and Distributions*, 10, 399–407.
- Espinosa-García, F. J., Villaseñor, J. L., & Vibrans, H. (2009). Biodiversity, distribution and possible impacts of exotic weeds in Mexico. In T. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America* (pp. 43–52). Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum.
- Esqueda-Esquivel, V. (2000). Las malezas del cultivo de arroz (*Oryza sativa* L.) en México. *Revista Mexicana de la Ciencia de la Maleza, Número Especial*, 63–81.
- Esqueda-Esquivel, V. A., Uresti-Durán, D., & Hernández-Aragón, L. (2015). Alternativas al fenoxaprop-etil para el control del zacate Johnson (*Sorghum halepense*) en arroz de riego. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 2, 317–325.
- Estrada, C. E., & Yen, M. C. (2001). *Lespedeza cuneata* (Fabaceae), a first record of its occurrence in Mexico. *SIDA, Contributions to Botany*, 19, 741–743.
- Feng, Y. L., Lei, Y. B., Wang, R. F., Callaway, R. M., Valiente-Banuet, A., Li, Y. P., et al. (2009). Evolutionary tradeoffs for nitrogen allocation to photosynthesis versus cell walls in an invasive plant. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, 106, 1853–1856.
- Feng, Y. L., Li, Y. P., Wang, R. F., Callaway, R. M., Valiente-Banuet, A., & Inderjit. (2011). A quicker return energy-use strategy by populations of a subtropical invader in the non-native range: a potential mechanism for the evolution of increased competitive ability. *Journal of Ecology*, 99, 1116–1123.
- Fernández-Ruvalcaba, M., Preciado-de la Torre, J. F., Córdoba-Juárez, G., García-Vázquez, Z., Rosario-Cruz, R., & Saltijeral-Oaxaca, J. (2003). Animal bait effect on the recovery of *Boophilus microplus* larvae from experimentally infested grass in Morelos, Mexico. *Parasitologia Latinoamericana*, 58, 54–58.
- Fernández-Ruvalcaba, M., Preciado-de la Torre, F., Cruz-Vázquez, C., & García-Vázquez, Z. (2004). Anti-tick effects of *Melinis minutiflora* and *Andropogon gayanus* grasses on plots experimentally infested with *Boophilus microplus* larvae. *Experimental and Applied Acarology*, 32, 293–299.
- Fileto-Perez, H. A., Rutiaga-Quinones, O. M., Sytsma, M. D. I., Lorne, M., Luo, W. T., Pankow, J. F., et al. (2015). GC/MS analysis of some extractives from *Eichhornia crassipes*. *Bioresources*, 10, 7353–7360.
- Flores, S. J., & Kantun-Balam, J. (1997). Importance of plants in the Ch'A Chaak Maya ritual in the Peninsula of Yucatán. *Journal of Ethnobiology*, 17, 97–108.
- Franklin, K. A., Lyons, K., Nagler, P. L., Lampkin, D., Glenn, E. P., Molina-Freaner, F., et al. (2006). Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation*, 127, 62–71.
- Gámez-González, H., Zavala-García, F., Maiti, R. K., Moreno-Limón, S., Lozano-del Río, D. E., & Martínez-Lozano, S. (2002). Effect of extracts of *Cynodon dactylon* L. and *Sorghum halepense* L. on cultivated plants. *Crop Research (Hisar)*, 23, 382–388.
- García-Franco, J. L., Uscanga-Mortera, E., Kohashi-Shibata, J., García-Esteva, A., Yáñez-Jiménez, P., & Ortega-Escobar, H. M. (2014). Morphological characterization of resistant and susceptible *Phalaris minor* biotypes to ACCase inhibitors. *Botanical Sciences*, 92, 169–176.
- García-González, A., Damon, A., Iturbide, F. A., & Olalde-Portugal, V. (2013). Reproduction of *Oncidium poikilostalex* (Orchidaceae), potentially invading coffee plantations in Soconusco, Chiapas, Mexico. *Plant Ecology and Evolution*, 146, 36–44.
- Garcillán, P. P., de la Luz, J. L. L., Rebman, J. P., & Delgadillo, J. (2013). Naturalized non-native plants of Baja California Peninsula, Mexico. *Botanical Sciences*, 91, 461–475.
- Gardea-Torresdey, J. L., Peralta-Videa, J. R., Montes, M., de la Rosa, G., & Corral-Díaz, B. (2004). Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis* L.: impact on plant growth and uptake of nutritional elements. *Bioresource Technology*, 92, 229–235.
- Garzón-Tiznado, J. A., Acosta-García, G., Torres-Pacheco, I., González-Chavira, M., Rivera-Bustamante, R. F., Maya-Hernández, V., et al. (2002). Presence of geminivirus, pepper huasteco virus (PHV), texas pepper virus-variant Tamaulipas (TPV-T), and Chino del tomate virus (CdTV) in the states of Guanajuato, Jalisco and San Luis Potosí, Mexico. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 20, 45–52.
- Gillett, J. D., Harley, K. L., Kassulke, R. C., & Miranda, H. J. (1991). Natural enemies of *Sida acuta* and *S. rhombifolia* (Malvaceae) in Mexico and their potential for biological control of these weeds in Australia. *Environmental Entomology*, 20, 882–888.

- Glenn, E., Tanner, R., Méndez, S., Kehret, T., Moore, D., García, J., et al. (1998). Growth rates, salt tolerance and water use characteristics of native and invasive riparian plants from the delta of the Colorado River, Mexico. *Journal of Arid Environments*, 40, 281–294.
- Golubov, J., Mandujano, M. D. C., Franco, M., Montaña, C., Eguiarte, L. E., & López-Portillo, J. (1999). Demography of the invasive woody perennial *Prosopis glandulosa* (honey mesquite). *Journal of Ecology*, 87, 955–962.
- Gómez-Sánchez, M., Suárez-Martínez, L., & Martínez-Montes, A. I. E. (2011). Floristic analysis of grazing land in Querétaro, Mexico. *SO Journal of the Botanical Research Institute of Texas*, 5, 707–717.
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J. A., López-Enriquez, I. L., & Bacon, J. R. (2009). Invasive alien plants in Durango, México. In T. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America*. Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum.
- Goolsby, J. A., Kirk, A. A., Moran, P. J., Racelis, A. E., Adamczyk, J. J., Cortés, E., et al. (2011). Establishment of the armored scale. *Rhizaspidiotus donacis*, a biological control agent of *Arundo donax*. *Southwestern Entomologist*, 36, 373–374.
- Gordon, D., Tancig, K., Onderdonk, D., & Gantz, C. (2011). Assessing the invasive potential of biofuel species proposed for Florida and the United States using the Australian Weed Risk Assessment. *Biomass and Bioenergy*, 35, 74–79.
- Guerra-García, A., Golubov, J., & Mandujano, M. C. (2015). Invasion of *Kalanchoe* by clonal spread. *Biological Invasions*, 17, 1615–1622.
- Gutiérrez, E., Huerto, R., Saldana, P., & Arreguín, F. (1996). Strategies for waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) control in Mexico. *Hydrobiologia*, 340, 181–185.
- Gutiérrez, D., Mendoza, S., Serrano, V., Bah, M., Pelz, R., Balderas, P., et al. (2008). Proximate composition, mineral content, and antioxidant properties of 14 Mexican weeds used as fodder. *Weed Biology and Management*, 8, 291–296.
- Gutiérrez-Ozuna, R., Eguiarte, L. E., & Molina-Freaner, F. (2009). Genotypic diversity among pasture and roadside populations of the invasive buffelgrass (*Pennisetum ciliare* L. Link) in north-western Mexico. *Journal of Arid Environments*, 73, 26–32.
- Guzmán-Lucio, M. A., Wendt, T., Simpson, B., Alvarado-Vázquez, M. A., Foroughbakhch-Pournavab, R., González-Álvarez, M., et al. (2013). Floristic list of winter-flowering annuals in northeastern Nuevo León, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 884–893.
- Hanan-Alipi, A. M., Mondragón-Pichardo, J., & Vibrans, H. (2005). *Ranunculus sardous* Crantz. In H. Vibrans (Ed.), *Malezas de México*. Available online at <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/ranunculaceae/ranunculus-sardous/fichas/pagina1.htm>
- Hansen, A. M., Quintanilla, L. G. T., Pacheco, H. M., Canela, M. V., Márquez, L. C. G., Garcés, R. A. G., et al. (2013). Atrazina: un herbicida polémico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 65–84.
- Harker, M., García-Rubio, L. A., & Ríos-López, M. E. (2008). Floristic composition of four habitats in the Papas de Arriba ranch, municipality of Ojuelos de Jalisco, Jalisco, Mexico. *Acta Botanica Mexicana*, 85, 1–29.
- Heard, T. A., Dhileepan, K., Bebawi, F., Bell, K. L., & Segura, R. (2012). *Jatropha gossypifolia* L. – Bellyache bush. In J. Cullen, M. Julien, & R. McFadyen (Eds.), *Biological control of weeds in Australia* (pp. 324–333). Melbourne: CSIRO, Publishing.
- Heard, T. A., Elliott, L. P., Anderson, B., White, L., Burrows, N., Mira, A., et al. (2010). Biology, host specificity, release and establishment of *Macaria pallidata* and *Leuciris fimbriaria* (Lepidoptera: Geometridae), biological control agents of the weed *Mimosa pigra*. *Biological Control*, 55, 248–255.
- Heard, T. A., Mira, A., Fichera, G., & Segura, R. (2012). *Nesaecrepida infuscata*: a biological control agent of the invasive plant *Mimosa pigra*. *Biocontrol*, 57, 573–580.
- Hernández, H. M. (1981). Sobre la ecología reproductiva de *Nicotiana glauca*: una maleza de distribución cosmopolita. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 41, 47–74.
- Hernández, S. V. M., Ruiz, L. J. R., Aguilar, J. G., de la Cruz, J. A. A., Moreno, J. M., Morales, M. G., et al. (2015). Freshwater mollusk species richness in the Río Grijalva, Villahermosa and Río Tonalá, Lagunas del Carmen-Machona Watersheds from Tabasco, Mexico. *Hidrobiologia*, 25, 239–247.
- Herrera-Arrieta, Y., Pámanes-García, D. S., Herrera-Corral, J., Chairez-Hernandez, I., & Cortés-Ortiz, A. (2011). Changes of vegetation and diversity in grasslands along 28 years of continuous grazing in the semi-arid Durango Region, North Mexico. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 10, 2913–2920.
- Hinojosa-Espinosa, O., & Cruz-Durán, R. (2008). Nota sobre la presencia de *Hypochoeris radicata* L. (Asteraceae: Lactuceae) en la flora del Distrito Federal, Mexico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 82, 63–65.
- Hinojosa-Espinosa, O., & Villaseñor, J. L. (2015). *Arctotheca prostrata* (Asteraceae: Arctotideae), una especie sudafricana ahora en México. *Botanical Sciences*, 93, 877–880.
- Inderjit, Evans, H., Crocoll, C., Bajpai, D., Kaur, R., Feng, Y. L., et al. (2011). Volatile chemicals from leaf litter are associated with invasiveness of a Neotropical weed in Asia. *Ecology*, 92, 316–324.
- Inegi-Semarnap. (1999). *Estadísticas del Medio Ambiente. México, 1997*. México, DF: Secretaría de Ecología, Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Retrieved from http://www.semarnat.gob.mx/estadisticas_2000/naturaleza/estadistica-am/informe/acrobat/capitulo3-3-5.pdf
- Iracheta-Cárdenas, M. M., Galan-Wong, L. J., & Pereyra-Alferez, B. (1995). Spore production by *Helminthosporium triseptatum* and its use for biological control of johnsongrass (*Sorghum halepense*). *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 37, 101–108.
- Itié, G. (1939). Introducción del zacate pará, *Panicum purpurascens* Raddi. en México y área de dispersión del mismo. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 1, 29–32.
- Itié, G. (1945). Un zacate emigrante (*Tricholaena rosea* Nees). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 2, 19–20.
- Jeschke, J. M. (2014). General hypotheses in invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 20, 1229–1234.
- Jeschke, J. M., Bacher, S., Blackburn, T. M., Dick, J. T. A., Essl, F., Evans, T., et al. (2014). Defining the impact of non-native species. *Conservation Biology*, 28, 1188–1194.
- Kueffer, C., Pysek, P., & Richardson, D. M. (2013). Integrative invasion science: model systems, multi-site studies, focused meta-analysis and invasion syndromes. *New Phytologist*, 200, 615–633.
- Lara-Villalón, M., Mora-Olivo, A., Sánchez-Ramos, G., & Martínez-Ávalos, J. G. (2014). Registro de *Herpetogramma bipunctalis* (Lepidoptera: Pyralidae: Crambidae) sobre la invasora *Alternanthera philoxeroides* (Amaranthaceae) en Tamaulipas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 621–623.
- León-de la Luz, J. L., Domínguez, L. M., & Domínguez, C. R. (2009). Invasive weeds in Baja California Sur. In T. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America*. Tucson: University of Arizona Press.
- Lind, O. T., & Davalos-Lind, L. O. (2002). Interaction of water quantity with water quality: the Lake Chapala example. *Hydrobiologia*, 467, 159–167.
- Lira-Noriega, A., Guevara, S., Laborde, J., & Sánchez-Ríos, G. (2007). Floristic composition in pastures of Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Acta Botanica Mexicana*, 80, 59–87.
- Lira-Saldívar, R. H., Salas, M. A., Cruz, J., Coronado, A., Hernández, F. D., & Guerrero, E. (2004). Solarization and goat manure on weeds management and melon yield. *Phyton (Buenos Aires)*, 73, 205–211.
- López-Arcos, D., Gómez-Romero, M., Lindig-Cisneros, R., & Zedler, P. H. (2012). Fire-mobilized nutrients from hydrophyte leaves favor differentially *Typha domingensis* seedling growth. *Environmental and Experimental Botany*, 78, 33–38.
- López-Barrera, F., García-Franco, J. G., Rojas-Soto, O., Aguirre, A., Landgrave, R., Ortega-Pieck, A., et al. (2016). Ecología de la restauración del bosque nublado en el centro de Veracruz. In C. Eliane, & C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 103–129). Cuernavaca, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- López-Pérez, Y., Tejero-Diez, J. D., Torres-Díaz, A. N., & Luna-Vega, I. (2011). Floristics of the cloud forest and border vegetation in Avándaro, Valle de Bravo, Mexico State, Mexico. *Botanical Sciences*, 88, 35–53.

- López-Rosas, H., & Moreno-Casasola, P. (2012). Invader versus natives: effects of hydroperiod on competition between hydrophytes in a tropical freshwater marsh. *Basic and Applied Ecology*, 13, 40–49.
- López-Rosas, H., Moreno-Casasola, P., & Espejel-González, V. E. (2015). Shade treatment affects structure and recovery of invasive C4 African grass *Echinochloa pyramidalis*. *Ecology and Evolution*, 5, 1327–1342.
- López-Rosas, H., Moreno-Casasola, P., & Mendelssohn, I. (2005). Effects of an African grass invasion on vegetation, soil and interstitial water characteristics in a tropical freshwater marsh in La Mancha, Veracruz (Mexico). *Journal of Plant Interactions*, 1, 187–195.
- López-Rosas, H., Moreno-Casasola, P., & Mendelssohn, I. (2006). Plant invasion of a tropical freshwater marsh: response of the invaded community to experimental disturbances. *Wetlands*, 26, 593–604.
- Lot, A. (2012). Las monocotiledóneas acuáticas y subacuáticas de México. *Acta Botanica Mexicana*, 100, 135–148.
- Lot, A., Novelo, A., & Cowan, C. P. (1980). Hallazgo en México de una euforbiacea acuática (*Phyllanthus fluitans*) originaria de sudamérica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 39, 83–90.
- Luna-Vega, I. (2008). Historical biogeography applied to the distribution of Mexican plants. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79, 217–241.
- MacDougall, A. S., & Turkington, R. (2005). Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*, 86, 42–55.
- MacGregor-Fors, I., Ortega-Álvarez, R., Barrera-Guzman, A., Sevillano, L., & del Val, E. K. (2013). Tama-risk? Avian responses to the invasion of saltcedars (*Tamarix ramosissima*) in Sonora, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 1284–1291.
- Mack, R. N. (2000). Cultivation fosters plant naturalization by reducing environmental stochasticity. *Biological Invasions*, 2, 111–122.
- Magallanes, M. E., Ortiz, G., & Rojas-Garcidueñas, M. (1986). Algunos efectos causados por el herbicida fluazifop-butil sobre la fisiología del zacate Johnson (*Sorghum halepense* (L.) Pers.). *Turrialba*, 36, 469–472.
- Mangas-Ramírez, E., & Elías-Gutiérrez, M. (2004). Effect of mechanical removal of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the water quality and biological communities in a Mexican reservoir. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7, 161–168.
- Manners, A. G., Palmer, W. A., Burgos, A., McCarthy, J., & Walter, G. H. (2011). Relative host plant species use by the lantana biological control agent *Aconophora compressa* (Membracidae) across its native and introduced ranges. *Biological Control*, 58, 262–270.
- Marshall, N. A., Friedel, M., van Klinken, R. D., & Grice, A. C. (2011). Considering the social dimension of invasive species: the case of buffel grass. *Environmental Science & Policy*, 14, 327–338.
- Martin, P., Yetman, D., Fishbein, M., Jenkins, P., Van Devender, T., & Wilson, R. (1998). *Gentry's Rio Mayo plants: the tropical deciduous forest and environs of northwest Mexico*. Tucson: University of Arizona Press.
- Martínez, M., Mora-Olivo, A., & Daniel, T. F. (2008). *Hygrophila polysperma* (Acanthaceae), una maleza acuática registrada por primera vez para la flora mexicana. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79, 285–289.
- Martínez-Bernal, A., Duno-de Stefano, R., & Lorena-Can, L. (2011). The genera *Cajanus* and *Rhynchosia* (Leguminosae, Papilionoideae, Phaseoleae, Cajaniinae) in the Yucatán Peninsula, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1098–1107.
- Martínez-de la Cruz, I., Vibrans, H., Lozada-Pérez, L., Romero-Manzanares, A., Aguilera-Gómez, L. I., & Rivas-Manzano, I. V. (2015). Plantas ruderales del área urbana de Malinalco, Estado de México, México. *Botanical Sciences*, 93, 907–919.
- Martínez-Díaz, G., & Jiménez-León, J. (2009). Weeds in agricultural crops in La Costa de Hermosillo, Sonora, Mexico. In T. R. Van Devender, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America* (pp. 199–208). Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum.
- Martínez-Garza, C., Osorio-Beristain, M., Alcalá-Martínez, R. E., Valenzuela-Galván, D., & Mariano, N. (2016). Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. In C. Eliane, & C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (p. 385–405). Cuernavaca, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Martínez-Jiménez, M., Brown, B. E., Cussans, H., Devine, G. W., Duke, M. D., Fernández-Quintanilla, S. O., et al. (2001). Identification of indigenous fungi for biocontrol of waterhyacinth in Mexico. In *Second International Weed Control Congress – Proceedings, 1–4. BP 1301*.
- Martínez-Jiménez, M., & Charudattan, R. (1998). Survey and evaluation of Mexican native fungi for potential biocontrol of waterhyacinth. *Journal of Aquatic Plant Management*, 36, 145–148.
- Martínez-Jiménez, M., & Gómez-Balandra, M. A. (2007). Integrated control of *Eichhornia crassipes* by using insects and plant pathogens in Mexico. *Crop Protection*, 26, 1234–1238.
- Martínez-Jiménez, M., & Gutiérrez-López, E. (2001). Host range of *Cercospora piropi* and *Acremonium zonatum*, potential fungal biocontrol agents for waterhyacinth in Mexico. *Phytoparasitica*, 29, 175–177.
- Martínez-Jiménez, M., Gutiérrez-López, E., Huerto-Delgadillo, R., & Ruiz-Franco, E. (2001). Importation, rearing, release and establishment of *Neochetina bruchi* (Coleoptera Curculionidae) for the biological control of waterhyacinth in Mexico. *Journal of Aquatic Plant Management*, 39, 140–143.
- Martínez-Mendoza, E. K., Mena-Violante, H. G., Mendez-Inocencio, C., Oyoque-Salcedo, G., Cortez-Madriz, H., Olalde-Portugal, V., et al. (2012). Effects of *Bacillus subtilis* extracts on weed seed germination of *Sorghum halepense* and *Amaranthus hybridus*. *African Journal of Microbiology Research*, 6, 1887–1892.
- Martínez-Morales, O., Estrada-Venegas, E. G., Equihua-Martínez, A., & Valdez-Carrasco, J. (2014). Morfología de *Neochetina eichhorniae* (Warner) (Coleoptera: Curculionidae). *Acta Zoológica Mexicana*, 30, 247–267.
- Maza-Villalobos, S., Lemus-Herrera, C., & Martínez-Ramos, M. (2011). Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 35–49.
- Meave, J. A., Flores-Rodríguez, C., Pérez-García, E. A., & Romero-Romero, M. (2012). Edaphic and seasonal heterogeneity of seed banks in agricultural fields of a tropical dry forest region in Southern Mexico. *Botanical Sciences*, 90, 313–329.
- Medina-Pitalúa, J. L., & Domínguez-Valenzuela, J. A. (2001). *Rottboellia cochinchinensis* en México: una maleza fuera de la ley. *Revista Mexicana de la Ciencia de la Maleza*, 1, 15–18.
- Melgoza-Castillo, A., Balandrán-Valladares, M. I., Mata-González, R., & Pinedo-Álvarez, C. (2014). Biología del pasto rosado *Melinis repens* (Willd.) e implicaciones para su aprovechamiento o control: revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 5, 429–442.
- Mendoza, R., Cudmore, B., Orr, R., Fisher, J., Balderas, S. C., Courtenay, W., et al. (2009). *Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras*. Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte.
- Mercado-Borrayo, B. M., Heydrich, S. C., Pérez, I. R., Quiroz, M. H., & Hill, C. P. D. (2015). Organophosphorus and organochlorine pesticides bioaccumulation by *Eichhornia crassipes* in irrigation canals in an urban agricultural system. *International Journal of Phytoremediation*, 17, 701–708.
- Moles, A. T., Flores-Moreno, H., Bonser, S. P., Warton, D. I., Helm, A., Warman, L., et al. (2012). Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology*, 100, 116–127.
- Montes, M. O., Peralta-Videa, J. R., Parsons, J. G., Corral Díaz, B., & Gardea-Torresdey, J. L. (2013). Spectroscopic determination of the toxicity, absorption, reduction, and translocation of Cr(VI) in two *Magnoliopsida* species. *International Journal of Phytoremediation*, 15, 168–187.
- Montes-Belmont, R., Flores-Moctezuma, H. E., & Nava-Juarez, R. A. (2003). Alternate hosts of *Claviceps africana* Frederickson, Mantle and de Millano, causal agent of sorghum “ergot” in the state of Morelos, Mexico. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 21, 63–66.
- Montes-Holguin, M. O., Peralta-Videa, J. R., Meitzner, G., Martínez-Martínez, A., de la Rosa, G., Castillo-Michel, H. A., et al. (2006). Biochemical and spectroscopic studies of the response of *Convolvulus arvensis* L. to chromium(III) and chromium(VI) stress. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, 220–226.
- Mooney, H. A. (2005). *Invasive alien species: a new synthesis*. Washington, DC: Island Press.

- Mora-Olivo, A., & Sánchez-Del Pino, I. (2014). First record of the aquatic weed *Alternanthera philoxeroides* (Amaranthaceae) for Mexico. *Botanical Sciences*, 92, 189–192.
- Mora-Olivo, A., Villaseñor, J. L., & Martínez, M. (2013). Las plantas vasculares acuáticas estrictas y su conservación en México. *Acta Botanica Mexicana*, 103, 27–63.
- Morales-Saldaña, S., Martínez-Ambríz, E., & Valencia, A. S. (2015). Floristic study and vegetation of Buenavista de Cuellar Municipality, Guerrero, Mexico. *Botanical Sciences*, 93, 73–95.
- Moreno-Casasola, P., López-Rosas, H., Vázquez-Benavides, J., López-Barrera, F., Espejel-González, V. E., & Sánchez-Higueredo, L. (2016). Restauración de un popal: estado de la vegetación y nivel de inundación después de siete años del manejo de una gramínea invasora en Veracruz. In C. Eliane, & C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 433–455). Cuernavaca, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Munguía-Rosas, M. A., Parra-Tabla, V., Ollerton, J., & Carlos Cervera, J. (2012). Environmental control of reproductive phenology and the effect of pollen supplementation on resource allocation in the cleistogamous weed, *Ruellia nudiflora* (Acanthaceae). *Annals of Botany*, 109, 343–350.
- Murillo-Ortiz, M., Mellado-Bosque, M., Herrera-Torres, E., Reyes-Estrada, O., & Carrete-Carreón, F. O. (2014). Seasonal diet quality and metabolic profiles of steers grazing on Chihuahuan desert rangeland. *Livestock Science*, 165, 61–65.
- Muro-Castrejón, F. J., Cruz-Vázquez, C., Fernández-Ruvalcaba, M., & Torres, J. M. (2004). Repellent effect of *Melinis minutiflora* extract on *Boophilus microplus* tick larvae. *Veterinaria Mexico*, 35, 153–159.
- Nagler, P. L., Hinojosa-Huerta, O., Glenn, E. P., García-Hernández, J., Romo, R., Curtis, C., et al. (2005). Regeneration of native trees in the presence of invasive saltcedar in the Colorado River delta, Mexico. *Conservation Biology*, 19, 1842–1852.
- Niño-Sulkowska, M. S., & Lot, A. (1983). Estudio demográfico del lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms: dinámica de crecimiento en dos localidades selectas de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 45, 71–84.
- Oliveira, R. D., Santin, Â. M., Seni, D. J., Dietrich, A., Salazar, L. A., Subbotin, S. A., et al. (2013). *Ditylenchus gallaeformans* sp. n. (Tylenchida: Anguinidae) – A neotropical nematode with biocontrol potential against weedy Melastomataceae. *Nematology*, 15, 179–196.
- Ortega-León, G., Thomas, D. B., & Soriano, E. G. (2006). A description of the nymphal stages of the African cluster bug *Agonoscelis puberula* Stal. *Southwestern Entomologist*, 31, 245–249.
- Ortega-Pieck, A., López-Barrera, F., Ramírez-Marcial, N., & García-Franco, J. G. (2011). Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: the role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management*, 261, 1336–1343.
- Ortiz-Díaz, J. J., Tun-Garrido, J., Arnelas-Seco, I., & García-Gil, G. (2014). Phanerogamic flora of two enclaves of savanna of the Yucatán Peninsula, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 665–676.
- Palma-Ordaz, S., & Delgadillo-Rodríguez, J. (2014). Potential distribution to eight alien species with invasive nature in the state of Baja California, Mexico. *Botanical Sciences*, 92, 587–597.
- Panetta, F. (1993). A system of assessing proposed plant introductions for weed potential. *Plant Protection Quarterly*, 8, 10–14.
- Panetta, F. D. (2015). Weed eradication feasibility: lessons of the 21st century. *Weed Research*, 55, 226–238.
- Parsons, J. J. (1972). Spread of African pasture grasses to America tropics. *Journal of Range Management*, 25, 12–17.
- Peña-Jiménez, A., & Neyra-González, L. (1998). Amenazas a la biodiversidad. In Conabio (Ed.), *La diversidad biológica de México: estudio de País* (pp. 157–182). México, DF: Comisión para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.
- Peralta-Pelaez, L. A., Moreno-Casasola, P., & López-Rosas, H. (2014). Hydrophyte composition of dune lakes and its relationship to land-use and water physicochemistry in Veracruz, Mexico. *Marine and Freshwater Research*, 65, 312–326.
- Pérez-García, E. A., Meave, J. A., Villaseñor, J. L., Gallardo-Cruz, J. A., & Lebría-Trejos, E. E. (2010). Vegetation heterogeneity and life-strategy diversity in the flora of the heterogeneous landscape of Nizanda, Oaxaca, Mexico. *Folia Geobotanica*, 45, 143–161.
- Pérez-Panduro, A. (1998). Primera experiencia exitosa de control biológico de lirio acuático en México. *El Entomólogo*, 8, 3–4.
- Pheloung, P., Williams, P., & Halloy, S. (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57, 239–251.
- Piedra-Ibarra, E., de la Torre-Almaraz, R., Zúñiga, G., Xoconostle-Cazares, B., & Ruiz-Medrano, R. (2005). *Leonotis nepetaefolia*: an important plant virus reservoir in central Mexico. *Phytoparasitica*, 33, 480–494.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., et al. (2002). Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions. In D. Pimentel (Ed.), *Biological invasions. Economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species* (pp. 307–329). Boca Raton: CRC Press.
- Pimentel, D., Zúñiga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52, 273–288.
- Powell, K. I., Chase, J. M., & Knight, T. M. (2011). A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, 98, 539–548.
- Qin, R. M., Zheng, Y. L., Valiente-Banuet, A., Callaway, R. M., Barclay, G. F., Silva-Pereyra, C., et al. (2013). The evolution of increased competitive ability, innate competitive advantages, and novel biochemical weapons act in concert for a tropical invader. *New Phytologist*, 197, 979–988.
- Quero-Carrillo, A. R., Enríquez-Quiroz, J. F., Morales-Nieto, C. R., & Miranda-Jiménez, L. (2010). Apomixis y su importancia en la selección y mejoramiento de gramíneas forrajeras tropicales: revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 1, 25–42.
- Ramírez, R. G., González-Rodríguez, H., Morales-Rodríguez, R., Cerrillo-Soto, A., Juárez-Reyes, A., García-Dessommes, G. J., et al. (2009). Chemical composition and dry matter digestion of some native and cultivated grasses in Mexico. *Czech Journal of Animal Science*, 54, 150–162.
- Ramírez, R. G., Haenlein, G. F. W., García-Castillo, C. G., & Núñez-González, M. A. (2004). Protein, lignin and mineral contents and in situ dry matter digestibility of native Mexican grasses consumed by range goats. *Small Ruminant Research*, 52, 261–269.
- Ramírez, E., Robles, E., & Martínez, B. (2010). Free-living amoebae isolated from water-hyacinth root (*Eichhornia crassipes*). *Experimental Parasitology*, 126, 42–44.
- Ramírez-Albores, J. E., & Badano, E. I. (2013). Perspectiva histórica, sociocultural y ecológica de una invasión biológica: el caso del Pirúl (*Schinus molle* L., Anacardiaceae) en México. *Boletín de la Red Latinoamericana para el Estudio de Especies Invasoras*, 3, 5–15.
- Ramírez-Albores, J. E., Bustamante, R. O., & Badano, E. I. (2016). Improved predictions of the geographic distribution of invasive plants using climatic niche models. *Plos One*, 11, e0156029.
- Ramírez-Galindo, J., Barbosa-Martínez, C., & Ponce-de León, L. (2011). Study of in situ germination of *Escontria chiotilla* (Weber) rose and *Stenocereus griseus* Haworth, cacti from the arid tropical scrub in Mexico. In J. A. Pascual, & F. P. Alfocea (Eds.), *V International Symposium on Seed, Transplant and Stand Establishment of Horticultural Crops*.
- Ramírez-Vera, S., Terrazas, A., Delgadillo, J. A., Serafin, N., Flores, J. A., Elizundia, J. M., et al. (2012). Feeding corn during the last 12 days of gestation improved colostrum production and neonatal activity in goats grazing subtropical semi-arid rangeland. *Journal of Animal Science*, 90, 2362–2370.
- Rapopot, E., Díaz-Betancourt, M., & López-Moreno, I. (1983). *Aspectos de la ecología urbana en la ciudad de México: flora de las calles y baldíos*. México, DF: Limusa.
- Reiche, C. (1926). *Flora excursoria en el Valle Central de México*. México, DF: Manuel Porrúa, S.A.
- Reid, A. M., Morin, L., Downey, P. O., French, K., & Virtue, J. G. (2009). Does invasive plant management aid the restoration of natural ecosystems? *Biological Conservation*, 142, 2342–2349.
- Rejmánek, M., & Pitcairn, M. (2002). When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? In C. R. Veitch, & M. N. Clout (Eds.), *Turning the tide: the*

- eradication of invasive species (pp. 249–253). Switzerland and Cambridge, UK: IUCN SSC Invasive Species Group, IUCN Gland.
- Rejmánek, M., & Randall, J. M. (2004). The total number of naturalized species can be a reliable predictor of the number of alien pest species. *Diversity and Distributions*, *10*, 367–369.
- Reynoso-Cuevas, L., Gallegos-Martínez, M. E., Cruz-Sosa, F., & Gutiérrez-Rojas, M. (2008). In vitro evaluation of germination and growth of five plant species on medium supplemented with hydrocarbons associated with contaminated soils. *Bioresource Technology*, *99*, 6379–6385.
- Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, *6*, 93–107.
- Robles, E. R., de la Cruz, R. S., Salinas-García, J. R., Pecina-Quintero, V., Loera-Gallardo, J., & Esqueda-Esquivel, V. A. (2006). Critical period of competition of field bindweed (*Convolvulus arvensis* L.) in grain sorghum. *Revista Fitotecnia Mexicana*, *29*, 47–53.
- Rocha-Ramírez, A., Ramírez-Rojas, A., & Chávez-López, R. (2007). Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach 1883 in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Aquatic Ecology*, *41*, 319–333.
- Rocha-Ramírez, A., Robles-Valderrama, E., & Ramírez-Flores, E. (2014). Invasive alien species water hyacinth *Eichhornia crassipes* as abode for macroinvertebrates in hypertrophic Ramsar Site, Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Environmental Biology*, *35*, 1071–1080.
- Rodríguez, A., Avila-Pérez, P., & Barceló-Quintal, I. D. (1998). Bioaccumulation of chemical elements by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) found in “Jose Antonio Alzate” dam samples in the State of Mexico, Mexico. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, *238*, 91–95.
- Rodríguez-Estrella, R., Pérez-Navarro, J. J., Granados, B., & Rivera, L. (2010). The distribution of an invasive plant in a fragile ecosystem: the rubber vine (*Cryptostegia grandiflora*) in oases of the Baja California peninsula. *Biological Invasions*, *12*, 3389–3393.
- Rodríguez-Navarro, S., Flores-Macías, A., & Torres-Martínez, G. (2008). Evaluation of infesting field bindweed (*Convolvulus arvensis* L.) with *Aceria malherbae* Nuzzaci (Acari: Eriophyidae) under glasshouse conditions. *International Journal of Acarology*, *34*, 151–154.
- Rodríguez-Navarro, S., Rodríguez-Morell, H., Alemán-Martínez, J. A., Flores-Macías, A., & Torres-Martínez, G. J. (2011). Valuation of quality parameters for rearing *Aceria malherbae* Nuzzaci (Acari: Eriophyidae), a biological control agent of field bindweed, *Convolvulus arvensis* L. *International Journal of Acarology*, *37*, 235–243.
- Rodríguez-Navarro, S., Torres-Martínez, G., & Olivares-Orozco, J. (2004). Biological control of field bindweed (*Convolvulus arvensis* L.) using *Aceria malherbae* (Acari: Eriophyidae) in Mexico. *International Journal of Acarology*, *30*, 153–155.
- Román-Contreras, R., Rocha-Ramírez, A., & Cházaro-Olvera, S. (2008). Effects of hurricane “Pauline” (1997) on the fauna associated with the plant *Eichhornia crassipes* in Laguna Coyuca, South Pacific of Mexico. *Revista de Biología Tropical*, *56*, 603–611.
- Román-Dañobeytia, F. J., Castellanos-Albores, J., Levy-Tacher, S. I., Aronson, J., Ramírez-Marcial, N., & Rodríguez, R. R. (2012). Responses of transplanted native tree species to invasive alien grass removals in an abandoned cattle pasture in the Lacandon region, Mexico. *Tropical Conservation Science*, *5*, 192–207.
- Rzedowski, J. (1959). *Salsola kali* var. *tenuifolia*: una peligrosa maleza exótica que está extendiéndose hacia el centro de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, *24*, 53–59.
- Rzedowski, J. (1993). El papel de la familia Compositae en la flora sinantrópica de México. *Fragmenta Florística et Geobotánica*, *2*(Suppl.), 123–138.
- Rzedowski, J. & Calderón-de Rzedowski, G. (1985). In J. Rzedowski & G. Calderón-de Rzedowski (Series Ed.), Flora del Bajío y regiones adyacentes. Pátzcuaro, Michoacán: Instituto de Ecología, A.C.
- Rzedowski, J., & Calderón-de Rzedowski, G. (1990). Nota sobre el elemento africano en la flora adventicia de México. *Acta Botanica Mexicana*, *12*, 21–24.
- Rzedowski, J., & Calderón-de Rzedowski, G. (2005). *Crepis capillaris* Wallr. (Compositae, Lactuceae), una adición a la flora adventicia de México. *Acta Botanica Mexicana*, *73*, 69–73.
- Rzedowski, J., Vibrans, H., & Calderón-de Rzedowski, G. (2003). *Senecio inaequidens* DC. (Compositae, Senecioneae), una maleza perjudicial introducida en México. *Acta Botanica Mexicana*, *63*, 83–96.
- Saarela, J. M., Peterson, P. I. M., & Valdes-Reyna, J. (2014). A taxonomic revision of *Bromus* (Poaceae: Pooideae: Bromeae) in Mexico and Central America. *Phytotaxa*, *185*, 1–147.
- Sánchez-Blanco, J., & Guevara-Féfer, F. (2013). Plantas arvenses asociadas a cultivos de maíz de temporal en suelos salinos de la ribera del Lago de Cuitzeo, Michoacán, México. *Acta Botanica Mexicana*, *105*, 107–129.
- Sánchez-Blanco, J., Sánchez-Blanco, C., Sousa, S. M., & Espinosa-García, F. J. (2012). Assessing introduced leguminosae in Mexico to identify potentially high-impact invasive species. *Acta Botanica Mexicana*, *100*, 41–77.
- Sánchez-del Pino, I., Espadas, C., & Pool, R. (2013). Taxonomy and richness of nine genera of Amaranthaceae ss (Caryophyllales) in the Yucatán Peninsula Biotic Province. *Phytotaxa*, *107*, 1–74.
- Sánchez-Flores, E. (2007). GARP modeling of natural and human factors affecting the potential distribution of the invasives *Schismus arabicus* and *Brassica tournefortii* in ‘El Pinacate y Gran Desierto de Altar’ Biosphere Reserve. *Ecological Modelling*, *204*, 457–474.
- Sánchez-Flores, E., Rodríguez-Gallegos, H., & Yool, S. R. (2008). Plant invasions in dynamic desert landscapes. A field and remote sensing assessment of predictive and change modeling. *Journal of Arid Environments*, *72*, 189–206.
- Sánchez-González, A., Granados-Sánchez, D., & Simón-Nabor, R. (2008). Uso medicinal de las plantas por los otomíes del municipio de Nicolás Flores, Hidalgo, México. *Revista Chapingo. Serie Horticultura*, *14*, 271–279.
- Sánchez-González, A., & López-Mata, L. (2005). Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, Mexico. *Diversity and Distributions*, *11*, 567–575.
- Sánchez-Ken, J. G., Cerros-Flatilpa, R., & Vibrans, H. (2013). *Themeda quadrivalvis* (Saccharaeae, Panicoidae, Poaceae), una maleza reglamentada presente y establecida en el estado de Morelos, México. *Botanical Sciences*, *91*, 531–536.
- Sánchez-Ken, J. G., Zita-Padilla, G., & Mendoza-Cruz, M. (2012). *Catálogo de las gramíneas malezas nativas e introducidas de México*. México, DF: Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario, Conacofi-Sagarpa, ASOMECEMA, UNAM.
- Santibañez-Aguilar, J. E., Ponce-Ortega, J. M., González-Campos, J. B., Serna-González, M., & El Hawagi, M. M. (2013). Synthesis of distributed biorefining networks for the value-added processing of water hyacinth. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, *1*, 284–305.
- Santibañez-Andrade, G., Castillo-Arguero, S., & Martínez-Orea, Y. (2015). Assessing the conservation status of the vegetation in forests of a highly heterogeneous watershed of Mexico Valley. *Bosque*, *36*, 299–313.
- Savage, H. M., Rejmankova, E., Arredondo-Jiménez, J. I., Roberts, D. R., & Rodríguez, M. H. (1990). Limnological and botanical characterization of larval habitats for 2 primary malarial vectors, *Anopheles albimanus* and *Anopheles pseudopunctipennis*, in coastal areas of Chiapas State, Mexico. *Journal of the American Mosquito Control Association*, *6*, 612–620.
- Semarnat (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2016). *Acuerdo por el que se determina la Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México*. Ciudad de México, México: Diario Oficial de la Federación DOF: 07/12/2016.
- Serrano-Cárdenas, V., Balderas-Aguilar, P., & Pelz-Marín, R. (2009). Invasive weeds of wild areas in the semidesert of Querétaro, Mexico. In T. Van Deventer, F. J. Espinosa-García, B. L. Harper-Lore, & T. Hubbard (Eds.), *Invasive plants on the move. Controlling them in North America*. Tucson: University of Arizona Press.
- Silva, C., Kan, F. L., & Martínez-Romero, E. (2007). Population genetic structure of *Sinorhizobium meliloti* and *S. medicae* isolated from nodules of *Medicago* spp. in Mexico. *FEMS Microbiology Ecology*, *60*, 477–489.
- Sonnentag, O., Detto, M., Vargas, R., Ryu, Y., Runkle, B. R. K., Kelly, M., et al. (2011). Tracking the structural and functional development of a perennial pepperweed (*Lepidium latifolium* L.) infestation using a multi-year archive of webcam imagery and eddy covariance measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, *151*, 916–926.
- Stohlgren, T. J., Barnett, D. T., Jarnevich, C. S., Flather, C., & Kartesz, J. (2008). The myth of plant species saturation. *Ecology Letters*, *11*, 313–322.

- Stohlgren, T. J., Barnett, D. T., & Kartesz, J. T. (2003). The rich get richer: patterns of plant invasions in the United States. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 11–14.
- Tamayo-Esquer, L. M., & Gaillardon, P. (1989). Relationships between plant growth stage and 2, 4-D and glyphosate behaviour in field bindweed (*Convolvulus arvensis* L.). *Agronomie*, 9, 91–100.
- Tarin, D., Pepper, A. E., Goolsby, J. A., Moran, P. J., Contreras-Arquieta, A., Kirk, A. E., et al. (2013). Microsatellites uncover multiple introductions of clonal giant reed (*Arundo donax*). *Invasive Plant Science and Management*, 6, 328–338.
- Tejeda, S., Zarazua, G., Avila-Pérez, P., Carapia-Morales, L., & Martínez, T. (2010). Total reflection X-ray fluorescence spectrometric determination of elements in water hyacinth from the Lerma River. *Spectrochimica Acta Part B-Atomic Spectroscopy*, 65, 483–488.
- Thomas, D. B., Eger, J. E., Jones, W., & Ortega-León, G. (2003). The African cluster bug, *Agonoscelis puberula* (Heteroptera: Pentatomidae), established in the new world. *Florida Entomologist*, 86, 151–153.
- Torres-García, J. R., Núñez-Farfán, J., Uscanga-Mortera, E., Trejo, C., Conde-Martínez, V., Kohashi-Shibata, J., et al. (2015). Competition for canopy cover between accessions of *Phalaris minor* that are susceptible and resistant to ACCase inhibiting herbicides. *Nordic Journal of Botany*, 33, 615–623.
- Tovar-Sánchez, E., Rodríguez-Carmona, F., Aguilar-Mendiola, V., Mussali-Galante, P., López-Caamal, A., & Valencia-Cuevas, L. (2012). Molecular evidence of hybridization in two native invasive species: *Tithonia tubaeformis* and *T. rotundifolia* (Asteraceae) in Mexico. *Plant Systematics and Evolution*, 298, 1947–1959.
- Travieso-Bello, A. C., Moreno-Casasola, P., & Campos, A. (2005). Impact produced by different cattle ranching practices on soil and vegetation from wetlands turned into pastures. *Interiencia*, 30, 12–18.
- Tucuch-Cauich, F. M., Orona-Castro, F., Almeyda-León, I. H., & Aguirre-Urbe, L. A. (2013). Ecological indicators of the weed community in the cultivation of mango *Mangifera indica* L. in Campeche State, Mexico. *Phyton-International Journal of Experimental Botany*, 82, 145–149.
- Van Devender, T. R., Espinosa-García, F. J., Harper-Lore, B. L., & Hubbard, T. (2009). *Invasive plants on the move. Controlling them in North America*. Tucson: Arizona-Sonora Desert Museum Press.
- Van Devender, T. R., Felger, R. S., & Búrquez, M. A. (1997). Exotic plants in the Sonoran Desert Region Arizona and Sonora, 1997. In *Symposium proceedings of the California Exotic Pest Plant Council*.
- Van Devender, T. R., & Reina, A. L. (2007). Sonoran noteworthy records. *Madroño*, 54, 102–104.
- van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., et al. (2015). Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*, 525, 100.
- Vargas-Mendoza, C. F., Ortegón-Campos, I., Manufo-Zapata, D., Herrera, C. M., & Parra-Tabla, V. (2015). Genetic diversity, outcrossing rate, and demographic history along a climatic gradient in the ruderal plant *Ruellia nudiflora* (Acanthaceae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 508–520.
- Vera-Núñez, J. A., Grageda-Cabrera, O. A., Altamirano-Hernández, J., & Peña-Cabriales, J. J. (2010). Efecto de los surfactantes sobre la absorción de agroquímicos en plantas. *Nova Scientia*, 2, 14–36.
- Vibrans, H. (1995). Notas sobre neófitas I. *Silene noctiflora* L. (Caryophyllaceae) registrada para México. *Acta Botanica Mexicana*, 31, 79–83.
- Vibrans, H. (1996). Notes on Neophytes 2. New records for Asteraceae from the center of Mexico. *Phytologia*, 81, 369–381.
- Vibrans, H. (1998). Urban weeds of México City. Floristic composition and important families. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*, 69, 37–69.
- Vibrans, H. (2003). Notas sobre neófitas 3. Distribución de algunas Brassicaceae de reciente introducción en el centro de México. *Acta Botanica Mexicana*, 63, 83–96.
- Vibrans, H. (2010). *Malezas de México*. Available online at <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm>
- Vibrans, H. (2016). *Un listado oficial de plantas invasoras - ¡favor de checarlo y comentar!*. Retrieved from <http://jehuete.blogspot.mx/2016/11/un-listado-oficial-de-plantas-invasoras.html>
- Vibrans, H., & Alipi, A. M. H. (2008). Notes on neophytes: 4 *Polygonum nepalense* (Polygonaceae), an invasive plant new for Mexico. *Acta Botanica Mexicana*, 82, 1–6.
- Vibrans, H., & Delgado, J. C. (2010). A first attempt to eradicate a quarantined weed in Mexico: the example of *Polygonum convolvulus* in Guanajuato. In E. Rindos (Ed.), *Plant invasions: politics, policies and practices. Proceedings of the 5th biennial weeds across borders conference*.
- Vibrans, H., García-Moya, E., Clayton, D., & Sánchez-Ken, J. G. (2014). *Hyparrhenia variabilis* and *Hyparrhenia cymbaria* (Poaceae): new for the Americas, successful in Mexico. *Invasive Plant Science and Management*, 7, 222–228.
- Villamagna, A. M., Murphy, B. R., & Karpanty, S. M. (2012). Community-level waterbird responses to water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Invasive Plant Science and Management*, 5, 353–362.
- Villamagna, A. M., Murphy, B. R., & Trauger, D. L. (2010). Behavioral response of American coots (*Fulica americana*) to water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Lake Chapala, Mexico. *Waterbirds*, 33, 550–555.
- Villaseñor, J.L. (2013). Are the hotspots of the floristic richness of Mexico also the hotspots for the synanthropic richness? Paper presented at the *Proceedings of the 2012 weeds across borders conference, meeting the challenges of the future April, Cancún, Quintana Roo, México*.
- Villaseñor, J. L. (2016). Checklist of the native vascular plants of México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 559–902.
- Villaseñor, J. L., & Espinosa-García, F. J. (1998). *Catálogo de malezas de México*. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo Consultivo Fitosanitario, Fondo de Cultura Económica.
- Villaseñor, J. L., & Espinosa-García, F. J. (2004). The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions*, 10, 113–123.
- Villaseñor, J. L., Ortiz, E., Hinojosa-Espinosa, O., & Segura-Hernández, G. (2012). *Especies de la familia Asteraceae exóticas a la flora de México*. México, DF: Sagarpa, Senasica, Conacofi, Instituto de Biología, UNAM, Asomecima.
- Westbrooks, R. D. (1998). Invasive plants. In *Changing the landscape of America. Fact book*. Washington, DC: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds.
- Williams, J. K. (2010). Additions to the alien vascular flora of Mexico, with comments on the shared species of Texas, Mexico, and Belize. *Phytoneuron*, 3, 1–7.
- Williams-Linera, G., & Álvarez-Aquino, C. (2016). Evaluación del éxito de la restauración del bosque nublado en la región de Xalapa, Veracruz. In E. Ceccon, & C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de ecosistemas* (pp. 81–101). Cuernavaca, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Williamson, M., & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77, 1661–1666.
- Zavala-Hurtado, J., Portilla-Gutiérrez, E., Ayala-Fernández, Y., & Bravo-Rivera, M. (2003). Mala, mala, no tan mala maleza. Patrones de distribución espacial de las malezas en el campus Iztapalapa de la UAM. *ContactoS*, 49, 5–14.
- Zheng, Y. L., Feng, Y. L., Zhang, L. K., Callaway, R. M., Valiente-Banuet, A., Luo, D. Q., et al. (2015). Integrating novel chemical weapons and evolutionarily increased competitive ability in success of a tropical invader. *New Phytologist*, 205, 1350–1359.



Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas

Restoration ecology in Mexico: state of the art and perspectives

Fabiola López-Barrera^{a,*}, Cristina Martínez-Garza^b y Eliane Ceccon^c

^a Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C., Carretera Antigua a Coatepec Núm. 351, El Haya, 91070, Xalapa, Veracruz, México

^b Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Avenida Universidad 1001, Colonia Chamilpa, 62209, Cuernavaca, Morelos, México

^c Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad s/n, Circuito 2, Colonia Chamilpa, 62210, Cuernavaca, Morelos, México

Recibido el 2 de marzo de 2016; aceptado el 13 de septiembre de 2016

Disponible en Internet el 8 de noviembre de 2017

Resumen

La ecología de la restauración es una disciplina científica que a partir de la teoría ecológica desarrolla principios para guiar la práctica de la restauración de los ecosistemas. El objetivo de esta revisión es exponer una síntesis de la situación actual y las perspectivas de la ecología de la restauración en México, así como los retos de la investigación ante el escenario ambiental de nuestro país. Se realizó una revisión de diversos indicadores, como publicaciones, congresos, instituciones, investigadores y oferta de formación de recursos humanos. La revisión arrojó un total de 206 artículos (1995-2016), de los cuales el 78% correspondió a artículos de investigación, el 18% a artículos de opinión y propuestas metodológicas y el 4% fueron metaanálisis. En el 82% de las publicaciones, el primer autor tuvo su adscripción en una institución mexicana, y de ellos el 57% correspondió a hombres y el 43% a mujeres. Los estudios sobre ecosistemas forestales representaron el 71%, abordando principalmente la recuperación de especies de árboles y arbustos. La evaluación mostró que algunos indicadores tuvieron incrementos pero otros se mantuvieron constantes. También se hizo evidente que la oferta académica no ha sido suficiente, y se discute la necesidad de una política científica nacional de restauración así como fuentes de financiamiento a largo plazo.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Restauración de ecosistemas; Formación de capacidades; Restauración ecológica

Abstract

Restoration ecology is a scientific discipline which develops principles to guide the restoration of ecosystems based in ecological theory. The objective of this review is to synthesize the current situation and the perspective of the restoration ecology in Mexico and the challenge of this area of research given the environmental conditions in our country. A review of different indicators as scientific publications, meetings, institutions, researchers and the offer of academic programs was carried out. This review resulted in a total of 206 articles from which 78% were research articles (1995-2016), 18% opinions or methodological proposals and 4% were meta-analyses. In 82% of the publications, the first authors were working at a Mexican institution and from them, 57% were men and 43% women. The studies on forest ecosystems represented 71% and the principal topic was the recovery of woody species. The evaluation showed that some indicators increased whereas other stayed constant. The results showed that the academic offer was not enough; the need of a national scientific policy of restoration and long-term sources of funding is discussed.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Ecosystem restoration; Capacity building; Restoration ecology

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: fabiola.lopez@inecol.mx (F. López-Barrera).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Introducción

México cuenta con una alta heterogeneidad ambiental que propicia una gran diversidad biológica y un capital natural considerable. El país se encuentra entre las 5 primeras naciones con mayor riqueza biológica y cultural; sin embargo, dicho capital natural ha sufrido un alarmante deterioro por factores de cambio directos e indirectos, así como por las interacciones de estos (Challenger, Dirzo, López, Mendoza y Lira-Noriega, 2009; Domínguez et al., 2009; Sarukhán et al., 2015). Entre los principales factores de cambio directos se encuentra la conversión de los hábitats naturales a otros usos de suelo y su consecuente fragmentación y degradación; por ejemplo, ya para 1993 solo existía el 54% de la cobertura original de la vegetación natural del país, llegando en 2002 a ocupar solo el 38% del territorio, y de esa cobertura, alrededor del 50% se consideraba vegetación degradada (Challenger et al., 2009).

En una reciente evaluación forestal internacional se reconoció que en los últimos 5 años (2010-2015) la tasa de deforestación en México disminuyó (-0.1% /año) con respecto al período de 1990 a 2000 (-0.3% /año; FAO, 2015a, 2015b); sin embargo, nuestro país continúa perdiendo la poca superficie de bosque primario que aún le queda (-0.7% /año) y se ha registrado una intensificación reciente en la degradación de los bosques debido a causas antropogénicas directas (FAO, 2015a). Por ejemplo, en un muestreo del inventario forestal nacional se estimó que del 70 al 80% de las parcelas evaluadas tenían uno o más indicadores de disturbio, como daño por fuego, presencia de tocones, pastoreo o extracción selectiva, entre otros (Morales-Barquero et al., 2014). Por otra parte, aunque existen menos indicadores de la degradación de ecosistemas costeros y marinos, en México se han documentado para los manglares tasas de pérdida de cobertura anual que van del -0.08% al -3.94% entre 1970 y 2005 (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013). En cuanto a las dunas costeras, se ha estimado que en México existen aproximadamente 800,000 ha (el 1% de la superficie del país), y cerca del 50% han sido transformadas para uso agropecuario o han sido urbanizadas (Martínez et al., 2014). Igual de desalentador es el caso de los humedales, ya que se estima que el país ha perdido el 62% de los humedales, que son ecosistemas prioritarios por brindar múltiples servicios ambientales (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012).

Otro factor de cambio es la invasión de especies exóticas; actualmente en el país residen al menos 46 de las 100 especies invasoras más dañinas del mundo y afectan todos los ecosistemas (Aguirre-Muñoz et al., 2009). En México, un total de 127 especies de plantas y animales ya se han extinguido o han sido extirpadas (Baena y Halfiter, 2008) y más de 2,000 se encuentran registradas en diferentes grados de amenaza en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010). Otro aspecto preocupante es la pérdida o el decremento de poblaciones de animales y plantas; estas extinciones locales no se reflejan en los indicadores nacionales de degradación y constituyen una pérdida del acervo genético local (Sarukhán et al., 2015). Entre los factores indirectos, el cambio climático se ha convertido en una amenaza cercana para la biodiversidad. Por ejemplo, México alberga 373 especies de anfibios, y contamos con el

mayor número de endemismos en el mundo para este grupo ($> 65\%$); sin embargo, siendo un grupo biológico con requerimientos microambientales muy específicos, se estima que bajo escenarios de cambio climático se darán extinciones intensas de este grupo, particularmente en el período de 2020 a 2050 (Ochoa-Ochoa, Rodríguez, Mora, Flores-Villela y Whittaker, 2012).

La pérdida del capital natural también se refleja en un decremento en la calidad de vida y la seguridad alimentaria. Por ejemplo, se estima que al menos la cuarta parte de los mexicanos tiene un acceso deficiente a la alimentación (Urquía-Fernández, 2014). Los problemas de producción de alimentos se relacionan con los suelos degradados o improductivos que prevalecen en el 45% del territorio mexicano (Conabio, 2009) y procesos de desertificación en el 14% del suelo (Bollo-Manent, Hernández-Santana y Méndez-Linares, 2014). En un informe reciente de la Comisión Nacional del Agua se encontró que, en algunas regiones hidrológicas del país, hasta el 55% de sus cuerpos de agua superficiales se encontraban contaminados por materia orgánica, y a nivel nacional el 16.3% de los acuíferos se encontraban sobreexplotados (CNA, 2013).

Esta grave alteración en los ecosistemas de México y sus efectos en la sociedad resaltan la urgencia de desarrollar estrategias de conservación y restauración. La restauración puede prevenir y revertir la pérdida de la diversidad biológica así como promover la recuperación de los servicios ecosistémicos (SER, 2004). Ante este escenario, es inaplazable establecer una agenda de investigación con temas prioritarios con el fin de determinar el umbral crítico donde los cambios en la estructura y función de los ecosistemas ya han sido o serán irreversibles (Cantarello et al., 2011). La ecología de la restauración es una disciplina científica que, a partir de la teoría ecológica, desarrolla principios para guiar la práctica de la restauración (fig. 1); la restauración ecológica se define como el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido (SER, 2004). Desde la conceptualización de la ecología de la restauración por Bradshaw (1987) surgió una oportunidad única de experimentación para probar hipótesis sobre los procesos de recuperación y resiliencia de la estructura y función de los ecosistemas.

La ecología de la restauración se ha convertido en una disciplina científica que ya no solo observa y documenta, sino también explica y predice (Howe y Martínez-Garza, 2014). Esto se ve reflejado en el crecimiento de revistas indizadas especializadas sobre el tema, publicaciones, programas de investigación y de formación de recursos humanos en México y el mundo (Martínez y López-Barrera, 2008). Por ejemplo, en solo 15 años (1990-2004) los artículos de restauración llegaron a representar el 5% de los artículos de ecología a nivel mundial (Young, Petersen y Clary, 2005). Actualmente, en la base JCR-WoS (www.webofknowledge.com) se pueden encontrar más de 3,700 artículos de ecología que en su título mencionan la restauración y/o la rehabilitación. En este momento, Estados Unidos es la potencia en este campo y China se encuentra en segundo lugar, mientras que México ocupa el lugar número 13 (fig. 2).

Considerando los escenarios ambientales en México y el auge de la ecología de la restauración en el mundo, el objetivo de esta revisión es exponer una síntesis de la situación actual y las

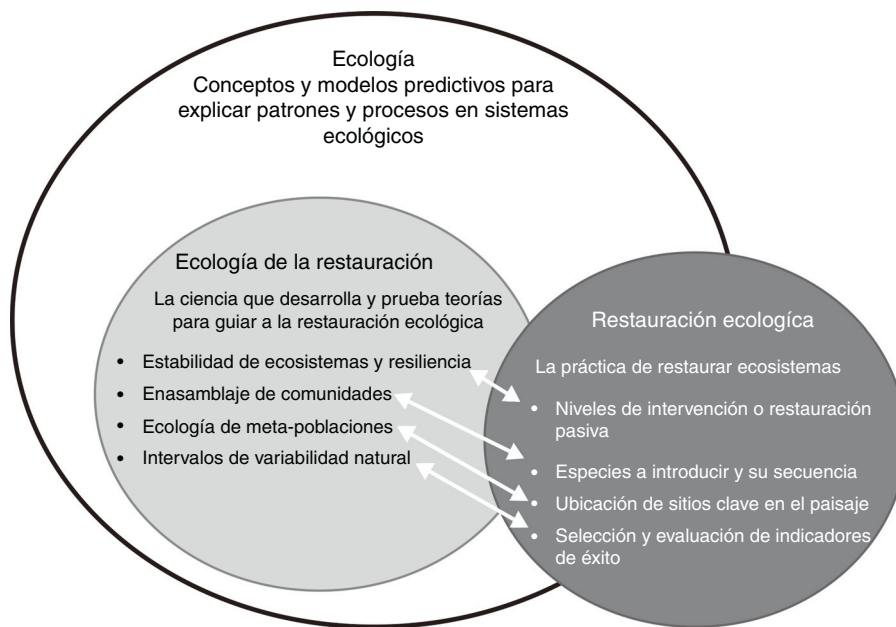


Figura 1. Relación entre la ecología, la ecología de la restauración y la práctica de la restauración ecológica. Modificado de Palmer (2009).

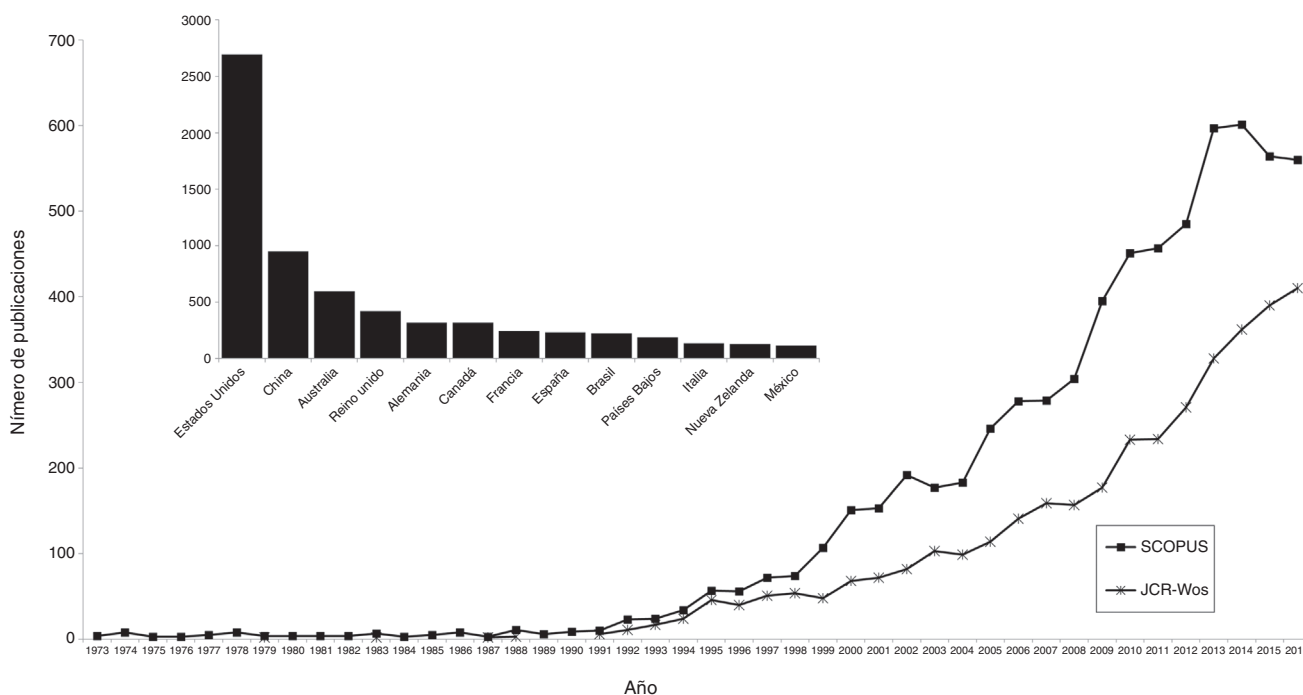


Figura 2. Crecimiento en el número de publicaciones según la base de datos SCOPUS (consulta: título [restor* or rehab*] y título+resumen+palabras clave [ecolo*]) y en la base JCR-WoS (consulta: título [restor* or rehab*] y tema [ecolo*]). Se muestran los países con más publicaciones acumuladas según la base de datos de SCOPUS (1973-2016).

perspectivas de la ecología de la restauración en nuestro país. Nuestra meta es exponer algunos de los aportes básicos y aplicados para responder las siguientes preguntas: ¿cuáles son las bases sobre las que se desarrolló la ecología de la restauración en México como ciencia?, ¿cuál es la visión actual de la ecología de la restauración en México?, ¿hacia dónde se dirige?, y ¿cuáles son los retos, nuevas tendencias y perspectivas a futuro?

Métodos

Con el fin de conocer el número y el tipo de investigación que se realiza sobre ecología de la restauración por autores adscritos a instituciones mexicanas, en enero de 2017 se realizó una consulta solo de artículos en la base de datos SCOPUS (www.scopus.com) con los siguientes criterios de inclusión: restor* or rehab* en el título and ecolo* en el

título, resumen y/o palabras clave. También se consultó la base JCR-WoS (www.webofknowledge.com), incluyendo en la búsqueda *restor** or *rehab** en el título *and* *ecolo** en el tema. Después, en ambos casos se filtraron aquellos artículos que presentaron alguna institución mexicana, como la adscripción de alguno de los autores. Ambas bases se conjuntaron y se eliminaron las referencias repetidas. Posteriormente se hizo una búsqueda ampliada usando las bases de Google académico (<https://scholar.google.es/>) y la Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal (www.redalyc.org) usando las palabras *restau**, *rehab** y México en la búsqueda. Adicionalmente, se consultó la lista bibliográfica de una compilación de Bonfil, Fernández y Fernández y González-Espinosa (2015) para completar la base. Cabe mencionar que dicha compilación cuenta con 322 referencias reportadas como estudios y artículos de difusión relacionados con la restauración ecológica en México. Los criterios del presente estudio fueron más acotados y estrictos, específicamente se buscó que los estudios pertenecieran a la ecología de la restauración y que explícitamente abordaran preguntas, opiniones o revisiones sobre la restauración de ecosistemas por autores con adscripción en instituciones mexicanas. La base final de referencias fue clasificada de acuerdo al tipo de aportación (investigación, metaanálisis, revisión, opinión o propuesta metodológica), grupos biológicos, ecosistemas, revista, instituciones académicas, género del primer autor, género y posición del autor mexicano y número total de autores de las publicaciones.

Con el fin de estimar el impacto de la ecología de la restauración en la práctica se compilaron los manuales y libros generados en México relacionados tanto con la teoría como con la práctica. En enero de 2017 se consultó la base de Google Books (<https://books.google.com.mx/>) y la sección de novedades editoriales de los boletines electrónicos de la Red Mexicana para la restauración ambiental (www1.inecol.edu.mx/repara/). Con el fin de conocer la aportación de libros y manuales en México con respecto a lo generado en el mundo se hizo una búsqueda ampliada en Google Books usando los términos *restauración*, *rehabilitación* y *recuperación* en español, inglés y portugués. Los libros encontrados fueron depurados para seleccionar los relacionados o vinculados a la ecología de la restauración.

Para conocer el crecimiento de la investigación en torno a la recuperación de los ecosistemas, además del análisis temporal de las publicaciones se contabilizaron los trabajos de este tema que se presentaron como posters o ponencias en simposios o sesiones orales en los congresos de ecología de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología, A.C., de 2006 a 2015. Con el fin de estimar qué proporción de investigadores definen su línea de investigación como «restauración ecológica» o «ecología de la restauración», se realizó una revisión de las páginas personales de los investigadores en 4 institutos de investigación ecológica: INECOL, ECOSUR, IE-UNAM e IIES-UNAM.

Para conocer los programas de formación de recursos humanos en México se realizó una búsqueda de la oferta educativa en torno al tema buscando directamente en la red las

palabras: *cursos, diplomados, maestrías y doctorados* junto con las palabras de *restauración ecológica y México*. La búsqueda se completó utilizando las bases de Universia México (www.universia.net.mx; consultada en julio de 2015) y la de la Red de Ecosistemas y Sustentabilidad (<http://redsocioecos.org>; consultada en julio de 2015).

Con el fin de documentar las tendencias de la asignación de financiamiento a proyectos en el área de ecología de la restauración se revisaron los resultados de las convocatorias del fondo Ciencia Básica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) de 2004 a 2014 y se registraron en una base de datos las propuestas relacionadas con el tema. Adicionalmente, se revisaron los proyectos financiados por el Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM durante el período de 2012 a 2015. Se realizó una búsqueda de la palabra *restauración* en el título y en las palabras clave, y los proyectos se concentraron en una base de datos. Para conocer proyectos financiados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) se consultaron las propuestas financiadas por el Programa de Compensación y Restauración Ambiental durante el período 1999 al primer semestre de 2015 y se consultó también la revisión realizada por Arriaga (2014).

Resultados

Fundamentos de la ecología de la restauración en México

Los principales aportes a la ecología de la restauración por autores mexicanos se han dado en el tema de la recuperación de la vegetación. La base de este conocimiento se encuentra en los estudios florísticos de las selvas conservadas en las décadas de 1960 y 1970 (Gómez-Pompa, 1973; Miranda y Hernández-Xolocotzi, 1963) que permitieron conocer los ahora llamados «ecosistemas de referencia». A finales de la década de 1950 se creó la Comisión de Estudios sobre Dioscóreas (barbasco, *Dioscorea composita* Hemsl.) con un gran interés de estudiar la estructura y composición de la vegetación secundaria joven, llamada localmente acahual. A partir de esos estudios se generaron importantes evaluaciones sobre agricultura y conocimiento tradicional (Hernández-Xolocotzi, 1988), sucesión secundaria mediante la evaluación de cronosecuencias (Gómez-Pompa y del Amo, 1985; Gómez-Pompa, del Amo, Vázquez-Yanes y Butanda, 1976; Gómez-Pompa y Vázquez-Yanes, 1981; Purata, 1986a) y la importancia del paisaje en la regeneración de las selvas (Guevara, Purata y van der Maarel, 1986; Purata, 1986b). Estos temas de investigación han sido los pilares de las cuatro líneas actuales de la ecología de la restauración de selvas y bosques: 1) ensamblajes ecológicos y funcionales para acelerar la sucesión (Álvarez-Aquino y Williams-Linera, 2012; Álvarez-Aquino, Williams-Linera y Newton 2004; Álvarez-Sánchez, Sánchez-Gallén y Guadarrama, 2009; Ceccon, Sánchez y Powers, 2014; De la Rosa-Mera y Monroy-Ata, 2006; Martínez-Garza, Bongers y Poorter, 2013; Martínez-Garza, Peña, Ricker, Campos y Howe, 2005; Suárez-Guerrero y Equihua, 2005; Vázquez-Yanes y Batis, 1996); 2) estrategias para la eliminación de especies que detienen la sucesión

secundaria (Douterlungne, Thomas y Levy-Tacher, 2013; Meli y Dirzo, 2012; Roman-Danobeytia, Levy-Tacher, Aronson, Rodrigues y Castellanos-Albores, 2012); 3) procesos de nucleación y facilitación a nivel de sitio y paisaje (Avendaño-Yáñez, Sánchez-Velásquez, Meave y Pineda-López, 2014; Badano, Pérez y Vergara, 2009; Badano, Samour-Nieva y Flores, 2011; Blanco-García, Sáenz-Romero, Martorell, Alvarado-Sosa y Lindig-Cisneros, 2011; Mendoza-Hernández, Orozco-Segovia, Meave, Valverde y Martínez-Ramos, 2013; Williams-Linera, López-Barrera, Bonilla-Moheno, 2015), y 4) rehabilitación productiva en paisajes con un intenso uso de recursos (Dhillon, Aguilar-Stoen y Camargo-Ricalde, 2004; Díaz-Rodríguez, Blanco-García, Gómez-Romero y Lindig-Cisneros, 2012; Diemont et al., 2006; Douterlungne, Levy-Tacher, Goliher y Danobeytia, 2008; Fuentealba y Martínez-Ramos, 2014; González-Espinosa et al., 2007; Jiménez, Jurado, Aguirre y Estrada, 2005; Murgueitio, Calle, Uribe, Calle y Solorio, 2011; Suárez et al., 2012).

La investigación contemporánea sobre la restauración de ecosistemas

Dos publicaciones especiales sobre la restauración en México, una en 2007 y otra en 2010, representaron puntos importantes en la historia de investigación contemporánea del tema en nuestro país:

En 2007 se publicó un número especial sobre restauración ecológica en México en el entonces Boletín de la Sociedad Botánica de México (BSBM, ahora Botanical Sciences) como un suplemento. Este número especial incluyó un artículo de presentación, un editorial escrito por José Sarukhán y 7 artículos derivados del simposio «Procesos ecológicos y restauración de comunidades vegetales» organizado por Javier Álvarez-Sánchez y Julia Carabias y que se llevó a cabo dentro de las actividades del XVI Congreso Mexicano de Botánica, celebrado en la ciudad de Oaxaca en 2004. Este número especial estuvo a cargo de los organizadores del simposio como editores invitados y del editor en jefe del BSBM, Jorge A. Meave. En el primer artículo de este suplemento se puede apreciar un análisis de las políticas públicas nacionales de las últimas décadas, sus avances y limitaciones (Carabias, Arriaga y Gutiérrez, 2007), mientras que los otros 6 artículos cubrieron diferentes temas de restauración en 5 ecosistemas de México de 4 estados de la República: 2 trabajos fueron realizados en la selva húmeda (en Chiapas: Martínez-Ramos y García-Orth, 2007, y en Veracruz: Álvarez-Sánchez, Guadarrama-Chávez, Sánchez-Gallén y Olivera, 2007), uno en el bosque de montaña de Chiapas (González-Espinosa et al., 2007), uno en humedales costeros de Veracruz (Flores-Verdugo et al., 2007), uno en el bosque de pino de Michoacán (Lindig-Cisneros, Blanco-García y Sáenz-Romero, 2007) y uno en el matorral xerófilo de Hidalgo (Monroy-Ata, Estévez-Torres, García-Sánchez y Ríos-Gómez, 2007).

En 2010, en la revista *Ecological Restoration* de la Universidad de Wisconsin, Estados Unidos, se publicó una sección especial de Restauración Ecológica en México, para la cual Roberto Lindig-Cisneros fue el editor invitado. En esta sección se publicaron 12 trabajos de restauración en México: 4 notas

de restauración y 8 artículos de investigación. Tres de las notas de restauración tuvieron un nivel de aproximación poblacional: restauración de poblaciones de: 1) *Ambystoma mexicanum* Shaw (clase Amphibia, orden Caudata, familia Ambystomatidae) en humedales urbanos de la Ciudad de México (Valiente, Tovar, González, Eslava-Sandoval y Zambrano, 2010); 2) *Symphoricarpus microphyllus* Kunth (Caprifoliaceae) en el Estado de México (Mendoza-Bautista, García-Moreno y Rodríguez-Trejo, 2010) y 3) *Buddleja cordata* Kunth (Buddlejaceae) en bosques urbanos de la Ciudad de México (Mendoza-Hernández, Orozco-Segovia y Pisanty, 2010). Cuatro de los artículos trataron la restauración de ecosistemas acuáticos y semiacuáticos: humedales en Veracruz (López-Rosas et al., 2010) y la ciudad de México (Von Bertrab y Zambrano, 2010), manglares en Yucatán (Zaldívar-Jiménez et al., 2010) y sistemas riparios en Jalisco (Allen, Santana-Michel, Arrona y Zedler, 2010). Cuatro trabajos abordaron la restauración de los bosques: 2 sobre bosque estacional (Williams-Linera y Álvarez-Aquino, 2010; Bonfil y Trejo, 2010), uno de bosque nublado (Ramírez-Marcial, González-Espinosa, Camacho-Cruz y Ortiz-Aguilar, 2010) y uno sobre el bosque de pino-encino (Rodríguez-Trejo y Myers, 2010).

Con la búsqueda realizada en WoS y SCOPUS hasta diciembre de 2016 se registraron 79 y 110 artículos, respectivamente, con autores de adscripción en México. Eliminando las referencias repetidas y expandiendo y depurando la base se llegó a un total de 206 referencias, de las cuales el 78% correspondieron a artículos de investigación, el 18% a artículos de opinión y propuestas metodológicas, y el 4% fueron metaanálisis o revisiones. Las revistas en donde más se publicó la investigación realizada en México hasta diciembre de 2016 en orden descendente por número de artículos publicados fueron *Restoration Ecology*, *Ecological Engineering*, *Botanical Sciences*, *Forest Ecology and Management*, *Ecological Restoration*, *Madera y Bosques* y *Plos One* (fig. 3). Los artículos fueron publicados en coautorías con investigadores de Estados Unidos, España, Colombia, Reino Unido y Argentina, principalmente. En el 82% de las publicaciones el primer autor tuvo su adscripción en una institución mexicana, y en el 81% de los casos estos autores fueron los corresponsales. En cuanto al género de los autores con adscripción en México, el 57% correspondió a hombres y el 43% a mujeres.

Las 206 publicaciones consideradas fueron generadas en aproximadamente 50 instituciones, principalmente de educación superior y en los centros de investigación del sistema Conacyt. Las principales afiliaciones de los autores, en orden descendente por número de artículos publicados, fueron 5 instituciones de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM): Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIECO; ahora Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, IIES), Instituto de Ecología, Facultad de Ciencias e Instituto de Biología. Le siguen en importancia el Instituto de Ecología, A.C., la Universidad Autónoma del Estado de Morelos, El Colegio de la Frontera Sur, la Universidad Veracruzana, el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, la Universidad Autónoma de Nuevo León, la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y el Colegio de Postgraduados. En cuanto a la proporción de

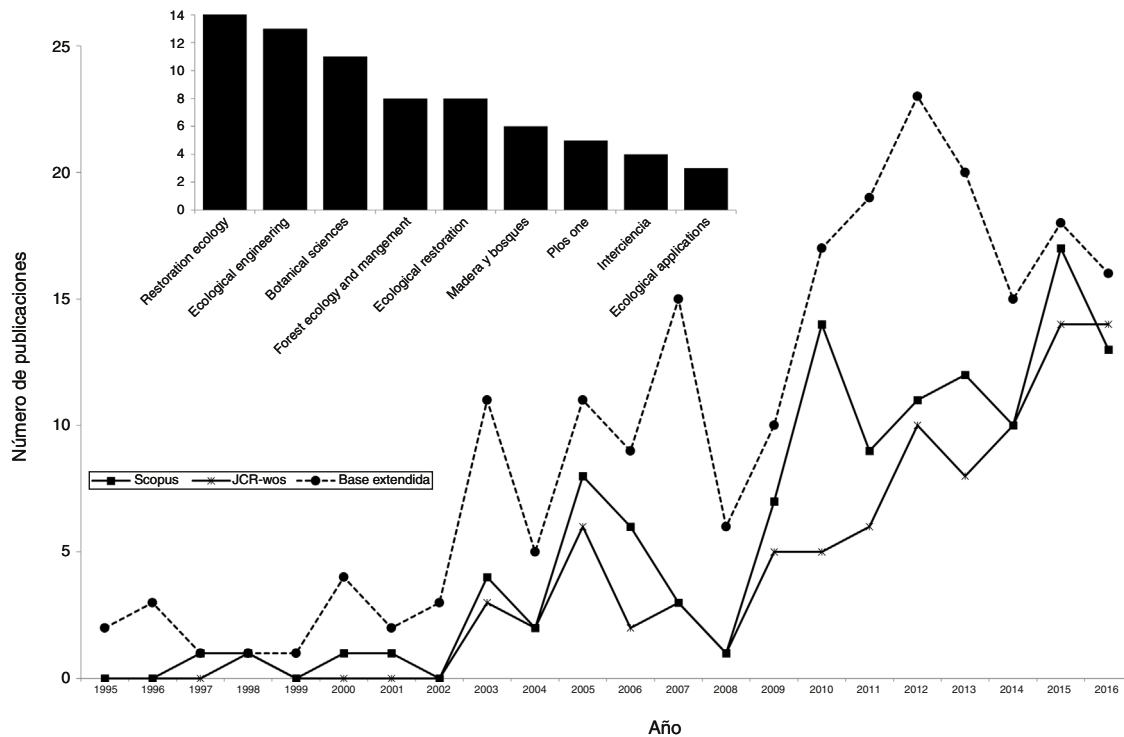


Figura 3. Crecimiento en el número de publicaciones según la base de datos SCOPUS (consulta: título (restor* or rehab*) Y título+resumen+palabras clave (ecolo*)), la base JCR-WoS (consulta: título (restor* or rehab*) y tema (ecolo*)) y la base extendida considerando artículos encontrados en el google académico y REDALYC (1995-2016). Se muestran los artículos en los que algún autor tuvo su adscripción en una institución mexicana. El gráfico de barras muestra el número de artículos por revistas donde más se publican los artículos según el SCOPUS y JCR-WoS.

investigadores que en su página de internet mencionan en su línea de investigación a la ecología de la restauración o la restauración de ecosistemas, encontramos que en el IIES son el 23% de 31 investigadores, en el IE-UNAM son el 17% de 41, en el INECOL son el 11% de 114 y en ECOSUR son el 9% de 149. Los porcentajes de investigadores dedicados a la restauración fueron estimaciones, considerando que tanto el número de investigadores como las líneas de investigación de las páginas de los investigadores dependen de la actualización de cifras y datos que hacen las instituciones en sus portales.

Los principales ecosistemas estudiados

El mayor número de artículos publicados se refirieron a la restauración de especies leñosas de las selvas húmedas, bajas y medianas caducifolias, bosques de coníferas y encinares y bosques mesófilos de montaña, con 30, 28, 23 y 13 artículos, respectivamente (fig. 4). En conjunto, el 71% de los estudios fueron sobre los ecosistemas forestales (sin considerar los manglares). Es interesante notar que existen en las investigaciones la incorporación de 2 o más grupos biológicos o estudios multitaxonómicos (p. ej., Allen, Allen y Gómez-Pompa, 2005; De la Peña-Domene, Martínez-Garza, Palmas-Pérez, Rivas-Alonso y Howe, 2014; Hernández, Boege, Lindig-Cisneros y del Val, 2014; Huante et al., 2012; López-Rosas et al., 2010; San José, Garmendia y Cano-Santana, 2013), aunque fue siempre en menor proporción que los estudios enfocados en la recuperación de árboles y arbustos (fig. 4).

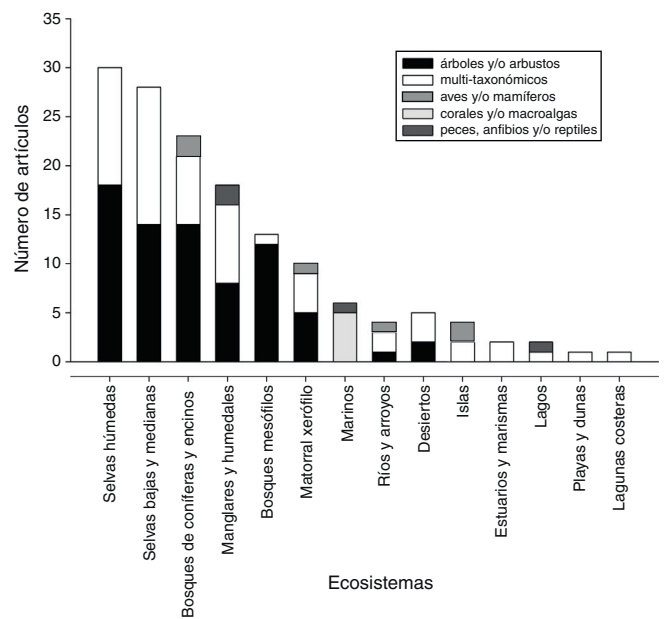


Figura 4. Principales ecosistemas y grupos biológicos evaluados en investigaciones sobre ecología de la restauración en México. Se seleccionaron 147 investigaciones de los 206 artículos publicados, los cuales abordaron explícitamente la restauración de algún ecosistema.

Se registraron 18 estudios sobre manglares y humedales, mientras que pocas investigaciones (6 estudios) fueron sobre la restauración de ecosistemas marinos (fig. 4). Los resultados mostraron que existen esfuerzos notables con

respecto a la recuperación de la topografía, el hidroperíodo, la geomorfología, la flora y la fauna en los humedales herbáceos (Angeler, Chow-Fraser, Hanson, Sánchez-Carrillo y Zimmer, 2003; Flores-Verdugo et al., 2007; Lindig-Cisneros, Desmond, Boyer y Zedler, 2003; López-Rosas et al., 2010; Zepeda-Gómez, Lot, Antonio-Nemiga y Manjarrez, 2015), manglares (Bashan, Moreno, Salazar y Álvarez, 2013; Benítez-Pardo et al., 2015; Holguin, Vázquez y Bashan, 2001; Olguín, Hernández y Sánchez-Galván, 2007; Reyes-Chargoy y Tovilla-Hernández, 2002; Toledo, Rojas y Bashan, 2001; Vovides, Bashan, López-Portillo y Guevara, 2011; Zaldívar-Jiménez et al., 2010), dunas (Lithgow et al., 2013; Moreno-Casasola, Martínez y Castillo-Campos, 2008) y lagunas costeras (Hansen, van Afferden y Torres-Beiarano, 2007; Yáñez-Arancibia et al., 2014). La restauración de los servicios ambientales de los humedales se ha abordado en forma de metaanálisis (Meli, Rey-Benayas, Balvanera y Martínez-Ramos, 2014). La restauración de las zonas áridas, semiáridas y desiertos también ha sido poco abordada (fig. 4) y se ha enfocado principalmente en estudiar técnicas para aminorar los factores limitantes para el establecimiento de las plantas y en la introducción de especies nodrizas (Antonio-Garcés, Peña, Cano-Santana, Villeda y Orozco-Segovia, 2009; Bacilio, Hernández y Bashan, 2006; Encino-Ruiz, Lindig-Cisneros, Gómez-Romero y Blanco-García, 2013; Foroughbakhch et al., 2006; López-Lozano, Carcaño-Montiel y Bashan, 2016; Mendoza-Hernández y Cano-Santana, 2009; Ureta y Martorell, 2009).

La ecología de la restauración de lagos estuvo mínimamente representada (Ramírez-Herrejón et al., 2014), así como la restauración de macroalgas (Hernández-Carmona, García, Robledo y Foster, 2000), arrecifes (Islas-Peña, Liñán-Cabello y Torres-Orozco, 2004, Liñán-Cabello et al., 2011; Tortolero-Langarica, Cupul-Magaña y Rodríguez-Troncoso, 2014) y ríos (Mazari-Hiriart et al., 2014; Ramírez-Hernández, Hinojosa-Huerta, Peregrina-Llanes, Calvo-Fonseca y Carrera-Villa, 2013; Salinas-Rodríguez y Ramírez-Marcial, 2010). Cabe destacar los proyectos de restauración en islas que se han enfocado en la remoción de especies exóticas o de comportamiento invasivo para favorecer la recuperación de la biota nativa, que han sido ejemplo de restauración a nivel mundial dados sus resultados y la escala de sus acciones (Aguirre-Muñoz et al., 2011).

Los enfoques menos abordados han sido los aspectos genéticos y demográficos de la restauración (Lara-Cabrera, Alejandro-Melena, Medina-Sánchez y Lindig-Cisneros, 2009; Arias-Medellín, Bonfil y Valverde, 2016), interacciones ecológicas (Juan-Baeza, Martínez-Garza y del Val, 2015; Villa-Galaviz, Boege y del Val, 2012), el estudio de la fauna como catalizador e indicador de la restauración (De la Peña-Domene et al., 2014; González-Tokman y Martínez-Garza, 2015; Hernández-Flores, Osorio-Beristain y Martínez-Garza, 2016; Hernández-Ladrón de Guevara, Rojas-Soto, López-Barrera, Puebla-Olivares y Díaz-Castelazo, 2012; MacGregor-Fors, Blanco-García y Lindig-Cisneros, 2010; San José et al., 2013), así como la importancia de la diversidad filogenética en la selección de los ensamblajes (Campbell, Freeman, Emlen y López-Ortiz, 2010; Verdú, Gómez-Aparicio y Valiente-Banuet, 2012).

Ecología de la restauración en simposios y congresos

En noviembre de 2014 se llevó a cabo el Primer Simposio Nacional de Restauración Ecológica, que tuvo como sede la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Este simposio fue planeado como parte de las actividades de la Estrategia Mexicana de Conservación Vegetal (EMCV), coordinada en México por la Conabio; en particular, lo referente al objetivo 3, que llama a la rehabilitación o restauración, para 2030, al menos del 50% de las áreas terrestres y marítimas degradadas (Conabio, 2012). Las actividades de la EMCV dieron inicio con un taller donde académicos, instituciones gubernamentales y restauradores se dieron cita para planear las acciones de la Estrategia Global de Conservación Vegetal (Conabio, 2012). Tomando como base las recientes publicaciones científicas, el Primer Simposio Mexicano de Restauración Ecológica se llevó a cabo con 25 ponentes de 17 organizaciones académicas gubernamentales y organizaciones civiles. Los participantes, con experiencia en aspectos sociales, experimentales y prácticos de la restauración ecológica, abordan la restauración en diferentes ecosistemas de México: bosque nublado (4 trabajos), bosque templado (3), matorrales (2), selva húmeda (3), selva estacional (4), dunas costeras (2), mientras que de manglar, islas, humedal urbano, arrecifes y agua y multidisciplinaria se presentó uno de cada tema (Cecon, Barrera-Cataño, Aronson y Martínez-Garza, 2015). El tema de la mayoría de las presentaciones invitadas fue acerca de estudios biológicos experimentales (52%), mientras que solo una quinta parte se relacionaba con los componentes sociales, por ejemplo, la participación de los dueños de la tierra; finalmente, un pequeño porcentaje de estudios incluía aspectos prácticos (17%). En este evento se registraron 316 asistentes y se presentaron 74 carteles, además de 2 conferencias magistrales. Derivado de este simposio se publicó el libro titulado «Experiencias mexicanas en la restauración de ecosistemas» (Cecon y Martínez-Garza, 2016).

A partir de 2006 comenzaron los congresos de la recién creada Sociedad Científica Mexicana de Ecología. En el congreso realizado en 2008 en la ciudad de Mérida, Yucatán, se presentó el más alto porcentaje de trabajos sobre restauración con respecto a todos los trabajos presentados en el congreso, mientras que en 2011, en Boca del Río, Veracruz, aunque solo se organizó un simposio, se registró el mayor número de ponencias orales y carteles sobre este tema (31 y 26, respectivamente; fig. 5).

Formación de recursos humanos

En cuanto a la formación de recursos humanos, en todo el país se cuenta solamente con una licenciatura en Ingeniería en Restauración Forestal, ofrecida por la Universidad Autónoma de Chapingo; un diplomado técnico en Restauración Ambiental, que se ofrece como opción a partir del quinto semestre de la licenciatura en Ciencias Ambientales impartida por la Escuela Nacional de Estudios Superiores Morelia (ENES-Morelia, UNAM), y una maestría en Restauración Ecológica, enfocada en ecosistemas costeros, ofrecida por la Universidad Autónoma del Carmen. El Instituto de Ecología A.C.

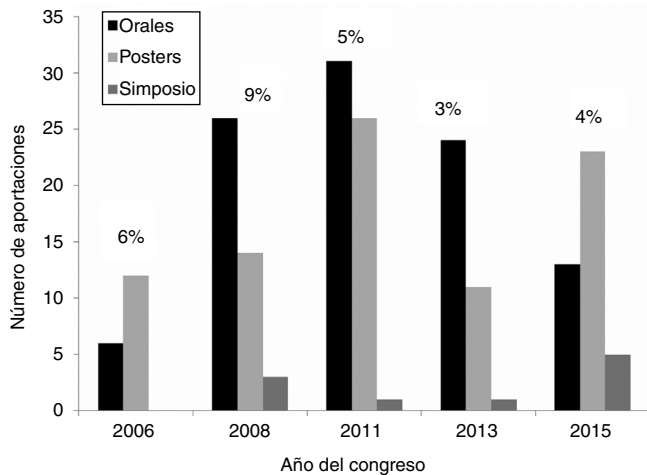


Figura 5. Presentaciones de posters, conferencias y número de simposios organizados de ecología de la restauración en los congresos de ecología de 2006 a 2014. El porcentaje mostrado indica el número de posters y presentaciones orales con respecto al total de aportaciones registradas en el congreso en el 2006 (287 aportaciones), 2008 (463), 2011 (1,200), 2013 (1,072) y 2015 (996).

(INECOL), El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), FES-Zaragoza, UNAM y el Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica (IPICYT) ofrecen y avalan académicamente diplomados especializados de restauración, algunos en conjunto con organizaciones no gubernamentales, como Pronatura y La Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE).

En la UNAM ha habido importantes esfuerzos para la formación de recursos humanos especializados en restauración ecológica. En 2001 se publicó la primera convocatoria de la maestría en Ciencias Biológicas con orientación en Restauración Ecológica. En esta maestría se formaron alrededor de 100 alumnos durante los 10 años que estuvo activa y el 24% de ellos han publicado sus resultados en revistas indexadas. En 2012 egresó la última generación de esta maestría y más tarde el programa quedó incluido como un campo de conocimiento del nuevo posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad (PCS) de la UNAM (<http://www.posgrado.unam.mx/sostenibilidad/index.html>; consultado en junio de 2015). El PCS busca formar profesionales que contribuyan al desarrollo sostenible del país. La mayor innovación de este posgrado es que integra las ciencias naturales, las sociales, la ingeniería y el urbanismo. El PCS fue aprobado por el Consejo Universitario en su sesión del 24 de marzo de 2015, y el mismo año se abrió la primera convocatoria para el ingreso de los alumnos. Las 3 materias obligatorias que antes se ofrecían en la maestría de Restauración ahora forman parte del nuevo plan de estudios del posgrado en Sustentabilidad para el campo de conocimiento sobre Restauración Ambiental. El PCS tiene como objetivo fundamental formar expertos con una perspectiva transdisciplinaria, lo que beneficiará al campo de la restauración ambiental. Los esfuerzos iniciados para la formación de una masa crítica que hiciera frente a los problemas ambientales en México en 2001 con la maestría en Ciencias Biológicas con orientación en Restauración Ecológica están ahora fortaleciendo al PCS.

Financiamiento

Con la revisión de los proyectos de investigación financiados por el programa de Ciencia Básica del Conacyt se registraron en total 64 proyectos (fig. 6), de los cuales 45 se relacionaron a la biotecnología y remediación, 2 con aspectos sociales de la restauración (ética ambiental y organización social) y 17 fueron de ecología de la restauración de ecosistemas forestales y costeros (13 y 4 proyectos, respectivamente). Los proyectos financiados cada año representaron entre el 0.5 y el 2% del total de proyectos apoyados en cada convocatoria. En el caso de los proyectos financiados por el Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM entre 2012 y 2015, las propuestas relacionadas con la ecología de la restauración representan el 0.46% del total apoyadas en dicho período. Se revisaron 11 proyectos trianuales financiados, y el 55% estuvieron enfocados a ecología de la restauración de ecosistemas forestales, abordando diferentes aspectos como el de cambio climático, interacciones ecológicas y migración asistida. Solo un proyecto abordó la restauración de ecosistemas costeros (manglares), y el resto (36%) tuvieron temáticas sociales (organización comunitaria e integración de la población local en la restauración). En cuanto a los proyectos apoyados por Conabio, el 21% de los proyectos del programa de compensación y restauración ambiental fueron ejecutados por instituciones académicas (Arriaga, 2014). De estos 26 proyectos, 8 fueron explícitamente de ecología de la restauración y la mayoría fueron sobre ecosistemas lagunares, de manglar y humedales; esto respondió a convocatorias especiales para restaurar este tipo de ecosistemas (anexo 1 en Arriaga, 2014). Si consideramos todos los programas de financiamiento de Conabio, se encontraron 55 proyectos que tuvieron una temática de restauración; el número de proyectos no mostró un incremento temporal, ya que respondieron a convocatorias especiales enfocadas principalmente a financiar la restauración de ecosistemas acuáticos como manglares, arrecifes, humedales, playas, islas y lagunas costeras (fig. 7).

Posición relativa de México en un contexto latinoamericano

En México, de 1999 a 2014 se registró un incremento del 600% en la tasa anual de publicaciones indexadas sobre el tema de restauración (WoS y SCOPUS). Con respecto a Latinoamérica, México ocupa el segundo lugar después de Brasil (fig. 8), que en ese mismo periodo registró un incremento del 1,500% en su tasa anual de publicaciones. El número acumulado de publicaciones (SCOPUS) para Brasil fue de 207, mientras que para México fue de 110; Costa Rica, Colombia, Argentina y Chile siguieron con 30, 30, 29 y 29 trabajos, respectivamente.

El impacto de la ecología de la restauración en México también se ha visto reflejado en la producción de libros y manuales. Como referencia, de los 182 títulos en inglés, español y portugués publicados hasta el año 2014, el 15% tuvo autores o editores con afiliación en México; estos representaron el 42% de la producción total en Latinoamérica. Un total de 18 libros y 11 guías se registraron hasta finales de 2016; dentro de las guías dominaron los manuales que generan la información base y estrategias

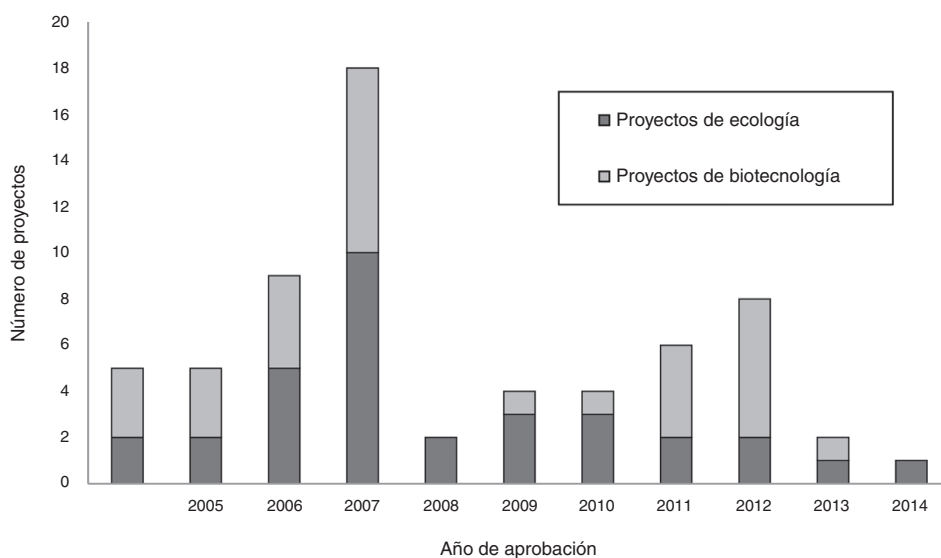


Figura 6. Proyectos aprobados de la Convocatoria de Investigación Ciencia Básica (Conacyt) 2004-2014 relacionados con la ecología de la restauración y aquellos relacionados con la biotecnología o remediación de suelo y agua.

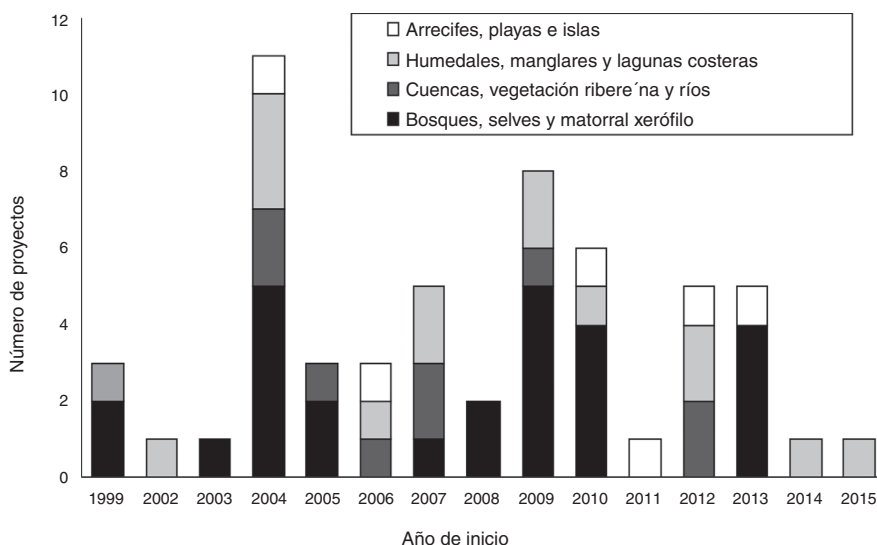


Figura 7. Proyectos de restauración financiados por Conabio. Se realizó una depuración seleccionando finalmente 55 proyectos de restauración y ecología de la restauración ejecutados por diferentes tipos de actores (académico, ONG, gobierno, individuos, empresas).

Fuente: http://www.conabio.gob.mx/web/proyectos/proyectos_financiados.html [consultado Jun 2015].

para la restauración de ecosistemas forestales (Arriaga, Cervantes y Vargas-Mena, 1994; Benítez-Badillo, Pulido-Salas y Equihua-Zamora, 2004; Douterlungne y Ferguson, 2012; Meli y Carrasco-Carballido, 2011; Niembro, Sánchez y Vásquez, 2010; Ramírez-Marcial et al., 2012), y en menor medida estuvieron los que muestran técnicas de rehabilitación y monitoreo de sitios afectados por la minería (Fragoso y Rojas-Fernández, 2012; Jiménez, Huante y Rincón, 2006), de reforestación de médanos (Moreno-Casasola, Infante, Travieso-Bello y Madero-Vega, 2009), de manglares (Agraz-Hernández et al., 2007) y de ríos urbanos (González-Reynoso, Hernández Muñoz, Perló y Zamora, 2010). En cuanto a los libros, destacan aquellos sobre los fundamentos ecológicos (Oyama y Castillo, 2006; Sánchez et al., 2005), los fundamentos sociales (Cecon y Pérez, 2016) la restauración de dunas (Martínez, Gallego-Fernández y Hesp,

2013), de bosques (Cecon, 2013; González-Espinosa, Rey-Benayas y Ramírez-Marcial, 2008) y de islas (Santos-del Prado y Peters, 2008).

Discusión

Actualmente, dada la crisis ambiental, se han establecido convenios internacionales con metas muy ambiciosas. Particularmente México, como signatario del Convenio de la Diversidad Biológica (CDB), está comprometido a restaurar para 2020 todos los ecosistemas prioritarios (meta AICHI 14) y el 15% de los ecosistemas degradados (meta AICHI 15; Conabio, 2014). Por otro lado, la Estrategia Mexicana para la Conservación de la Diversidad Vegetal (Conabio, 2012) establece restaurar el 50% de los ecosistemas degradados para 2030. Recientemente, en

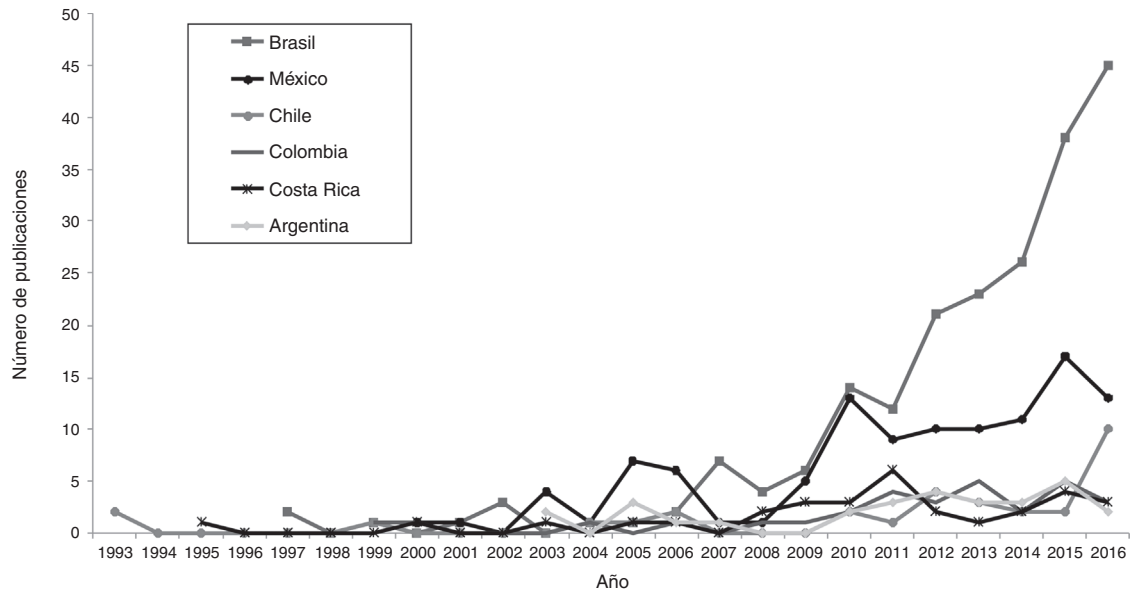


Figura 8. Crecimiento en el número de publicaciones según la base de datos SCOPUS (consulta: título [(restor* or rehab*) Y título+resumen+palabras clave (ecolo*)] y seleccionando países de Latinoamérica (1993-2016).

Lima, Perú (COP20-2014), México se comprometió a iniciar la restauración en 8.5 millones de ha de su territorio para el año 2020 como parte de la iniciativa 20 × 20 para Latinoamérica (IUCN, 2014). Aun con estos grandes compromisos, nuestro país no cuenta con una legislación sólida sobre el tema (Cecon et al., 2015a; Carabias, Ruíz y Rabasa, 2016), ni con un plan nacional, ni con un fondo nacional de restauración para los proyectos de largo plazo y de gran escala. En este contexto de pocos recursos financieros y grandes compromisos, las instituciones públicas han comenzado a interactuar con centros de investigación para la generación de mapas que indiquen a nivel nacional dónde es más urgente y factible restaurar e implementar políticas públicas para hacer más eficiente la restauración (Tobón, Koleff, Urquiza-Haas y García-Méndez, 2016). Bajo este contexto, la restauración de paisajes prevé la necesidad de utilizar análisis jerárquicos para priorizar especies (Gelviz-Gelvez, Pavón, Illoldi-Rangel y Ballesteros-Barrera, 2015; Meli, Martínez-Ramos y Rey-Benayas, 2013; Meli, Martínez-Ramos, Rey-Benayas y Carabias, 2014), estrategias (Birch et al., 2010; Latofski-Robles, Aguirre-Muñoz, Méndez-Sánchez, Reyes-Hernández y Schlüter, 2014; Trabucchi, Puente, Comin, Olague y Smith, 2012; Cecon, González y Martorell, 2015) y áreas en las que sea no solo necesario, sino también factible, restaurar (Adame, Hermoso, Perhans, Lovelock y Herrera-Silveira, 2015; Cirelli y Sánchez-Cordero, 2009; González-Ovando, Plascencia-Escalante y Martínez-Trinidad, 2016; Lithgow, Martínez y Gallego-Fernández, 2015; Newton et al., 2012; Uribe, Geneletti, del Castillo y Orsi, 2014).

La restauración ecológica en México tiene una dimensión social que determina la factibilidad de cualquier esfuerzo desde la ecología de la restauración (Cecon y Pérez, 2016). La mayor parte del territorio nacional (cerca del 90%) es propiedad privada y social (51% son ejidos; Sedatu, 2013), y gran parte de los recursos asignados a la ecología de la restauración provienen de fondos públicos (ver Cecon et al., 2015a). La existencia de

un México rural formado por pequeñas localidades que ocupan más de la mitad del territorio y concentran una gran riqueza natural, y por otra parte un México urbano con una alta densidad de población que requiere mayor acceso a servicios e infraestructura, impone grandes retos a la restauración ecológica. En este escenario la restauración se considera como «una construcción social en donde deben legitimarse tanto las necesidades de recuperar la estructura y función de los ecosistemas, como las necesidades y aspiraciones de desarrollo óptimo de los diferentes grupos sociales involucrados» (Ramírez-Marcial, González-Espinosa, Musálem-Castillejos, Savelli y Gómez-Pineda, 2014); lo anterior involucra no solo la recuperación del capital natural (Aronson, Milton y Blignaut, 2007) sino también la del capital social (Bullock, Aronson, Newton, Pywell y Rey-Benayas, 2011).

Muchos estudios de ecología en México sirven de base o tienen implicaciones para la ecología de la restauración; sin embargo, la revisión de literatura realizada en este estudio fue estricta en sus criterios de búsqueda con el fin de no sobreestimar las tendencias sobre el desarrollo del tema en su componente científico y su aporte al fortalecimiento de la ecología de la restauración a nivel global. El establecimiento de bases de datos sobre capítulos de libro y tesis de pregrado y posgrado en México permitiría complementar los resultados mostrados en este estudio. Para el avance de la ecología de la restauración es prioritario establecer bases científicas de libre acceso, como una base de datos de experiencias exitosas y no exitosas de prácticas de restauración para cada ecosistema.

En el presente estudio se muestra una tendencia creciente de publicaciones de ecología de restauración en nuestro país. También se ha revelado una autonomía en la generación del conocimiento, ya que los grupos de trabajo con afiliación en México se encuentran liderando la mayor parte de la investigación que se realiza en nuestro país. Esta tendencia creciente responde también a un incremento de publicaciones

científicas por parte de los científicos mexicanos que en la última década incrementaron en un 65% la producción de artículos JCR-WoS, principalmente en el área de agricultura, ciencias de la tierra y biología (Gaze y Breen, 2014). Sin embargo, al comparar la producción de artículos de ecología de la restauración con respecto a Brasil, es evidente que el crecimiento en la producción de artículos no ha sido tan acelerado ni suficiente para responder a la necesidad de revertir en lo posible el daño ambiental. En cuanto a la representación por género, la proporción de mujeres investigadoras trabajando en la ecología de la restauración fue casi el doble (43%) comparada con la proporción de mujeres que han publicado en el área de ecología y evolución en el mundo entre 1542 y 2011 (23%; West, Jacquet, King, Correll y Bergstrom, 2013).

En México hace falta un plan nacional de restauración, como el que ya existe en Colombia (Murcia y Guariguata, 2014) y en Ecuador (MAE, 2014), y una política científica que acompañe dicho plan. Los primeros pasos para desarrollar este plan nacional de restauración ya se han dado con la realización del taller «Retos y perspectivas para cumplir los acuerdos internacionales en materia de Restauración Ecológica» que se realizó en noviembre de 2015, apoyado por Conabio y el Centro de Investigación Forestal Internacional (CIFOR, por sus siglas en inglés, www.cifor.org). El objetivo principal del taller fue planear la generación de los principales insumos para el plan nacional de restauración: los mapas de sitios prioritarios para restauración y el protocolo para hacer una evaluación nacional de los proyectos de restauración de los últimos 20 años trabajando con las instituciones gubernamentales, la academia, las organizaciones de la sociedad civil y las fundaciones privadas. Por otra parte, México no cuenta con un esquema de financiamiento a largo plazo que estimule proyectos de gran escala. El número de proyectos relacionados con la restauración que han sido apoyados por fondos de investigación y por otros fondos, como los de Conabio, fue relativamente bajo considerando que entre el 9 y el 23% de los investigadores de una muestra de centros de investigación están incorporando este tema en sus líneas de investigación. El país tampoco cuenta con sistemas de evaluación que promuevan que los investigadores se comprometan a realizar investigación de largo plazo y que evalúen procesos ecológicos que requieren censos multianuales como muchos de los indicadores del éxito de la restauración. En cuanto a la formación de recursos humanos, es necesario incrementar los esfuerzos, ya que la oferta es muy escasa. El reto es que más instituciones en el país prioricen el tema en sus marcos normativos y programas de posgrado, incluyendo la multidisciplinaria en la formación de recursos humanos.

Aun cuando la Conafor ha reportado recientemente una meta de incrementar en 170,000 ha/año la superficie dedicada a la restauración de bosques entre 2013 y 2018 (Conafor, 2014) y figuramos en la lista internacional de los 10 países que más árboles siembran (FAO, 2010), la misma Conafor ha reconocido que esta cifra puede estar sobreestimada, ya que la información sobre la expansión de área de bosque es una aproximación obtenida de los registros anuales y las hectáreas apoyadas del Programa Nacional de Reforestación (apoyos para la conservación y restauración de ecosistemas forestales). Por otra parte, la Conafor

reconoce no contar con evaluaciones a mediano y largo plazo del éxito de las plantaciones en el contexto de la restauración (FAO, 2015b). Esto muestra la falta de vinculación entre la teoría y la práctica extensiva. Dado que es urgente establecer un mapeo de actores relevantes en el proceso de restauración ecológica, en el taller antes mencionado se generó una lista de 81 actores relevantes para incorporarlos en el Plan Nacional de Restauración con el fin de coordinar esfuerzos y generar conocimiento ecológico.

Para acompañar estos procesos es imperativo promover el desarrollo de la ecología de la restauración en nuestro país, el cual requiere un enfoque multidisciplinario para tener un impacto mayor en la práctica, ya que los contextos socioeconómicos particulares en cada sitio imponen la necesidad de diseñar metas de restauración junto con la población local para asegurar la generación de servicios ambientales y la persistencia a largo plazo de las prácticas para la recuperación de ecosistemas.

Agradecimientos

El presente trabajo es un producto del simposio «La ecología en México: retos y perspectivas», organizado en 2014 por la Sociedad Científica Mexicana de Ecología. Agradecemos a las personas que apoyaron la edición de este documento: Sandra Daniela Hernández, María de los Ángeles García, Constanza Pinto Merchant, Jorge Córdova Nieto y Lizbeth González. Gracias a Jorge López-Portillo, Patricia Moreno-Casasola y Javier Laborde por la información ofrecida sobre la ecología de la restauración en ecosistemas particulares y a Georgina García Méndez por la información sobre la maestría con orientación en Restauración Ecológica. F. López-Barrera agradece el apoyo para estancia sabática en el extranjero, convocatoria 2016, Conacyt (121652), E. Ceccon agradece al proyecto PAPIIT IN300615.

Referencias

- Adame, M. F., Hermoso, V., Perhans, K., Lovelock, C. E. y Herrera-Silveira, J. A. (2015). Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology*, 29, 493–502.
- Agraz-Hernández, C., Osti-Sáenz, J., Jiménez-Zacarías, J., García-Zaragoza, C., Arana-Lezama, R., Chan-Canul, E., et al. (2007). *Guía técnica: criterios para la restauración del mangle*. Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche, Comisión Federal de Electricidad, Comisión Nacional Forestal.
- Aguirre-Muñoz, A., Mendoza-Alfaro, R., Arredondo-Ponce, B. H., Arriaga Cabrera, L., Campos-González, E., Contreras-Balderas, S., et al. (2009). Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En J. Sarukhán (Ed.), *Capital natural de México. Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 277–318). Ciudad de México: Conabio.
- Aguirre-Muñoz, A., Samaniego-Herrera, A., Luna-Mendoza, L., Ortiz-Alcaraz, A., Rodríguez-Malagón, M., Méndez-Sánchez, F., et al. (2011). Island restoration in Mexico: ecological outcomes after systematic eradications of invasive mammals. En C. R. Veitch, M. N. Clout, y D. R. Towns (Eds.), *Island invasives: eradication and management* (pp. 250–258). Gland, Switzerland: IUCN.
- Allen, M. F., Allen, E. B. y Gómez-Pompa, A. (2005). Effects of mycorrhizae and non-target organisms on restoration of a seasonal tropical forest in Quintana Roo, Mexico: Factors limiting tree establishment. *Restoration Ecology*, 13, 325–333.

- Allen, A. E., Santana-Michel, F. J., Arrona, C. O. y Zedler, J. B. (2010). Integrating ecological and ethnobotanical priorities into riparian restoration. *Ecological Restoration*, 28, 377–388.
- Álvarez-Aquino, C. y Williams-Linera, G. (2012). Seedling survival and growth of tree species: Site condition and seasonality in tropical dry forest restoration. *Botanical Sciences*, 90, 341–351.
- Álvarez-Aquino, C., Williams-Linera, G. y Newton, A. C. (2004). Experimental native tree seedling establishment for the restoration of a Mexican cloud forest. *Restoration Ecology*, 12, 412–418.
- Álvarez-Sánchez, F. J., Guadarrama-Chávez, M. P., Sánchez-Gallén, I. y Olivera, D. (2007). Restauración de ambientes deteriorados derivados de la selva húmeda: el uso de los hongos micorrizógenos arbusculares. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 59–68.
- Álvarez-Sánchez, J., Sánchez-Gallén, I. y Guadarrama, P. (2009). Analyses of ecophysiological traits of tropical rain forest seedlings under arbuscular mycorrhization: implications in ecological restoration. En A. Varma y A. C. Kharkwal (Eds.), *Symbiotic Fungi: principles and practice* (pp. 293–305). Berlin: Springer-Verlag.
- Angeler, D. G., Chow-Fraser, P., Hanson, M. A., Sánchez-Carrillo, S. y Zimmer, K. D. (2003). Biomanipulation: a useful tool for freshwater wetland mitigation? *Freshwater Biology*, 48, 2203–2213.
- Antonio-Garcés, J., Peña, M., Cano-Santana, Z., Villeda, M. y Orozco-Segovia, A. (2009). Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. En A. Lot y Z. Cano-Santana (Eds.), *Biodiversidad del ecosistema del pedregal de San Ángel* (pp. 465–481). México D.F.: UNAM.
- Arias-Medellín, L. A., Bonfil, C. y Valverde, T. (2016). Demographic analysis of *Agave angustifolia* (Agavaceae) with an emphasis on ecological restoration. *Botanical Sciences*, 94, 513–530.
- Aronson, J., Milton, S. J., y Blignaut, J. (Eds.). (2007). *Restoring Natural Capital: science, business and practice*. Washington, D.C.: Island Press.
- Arriaga, M. V. (2014). *Evaluación del impacto y logros alcanzados en restauración y conservación ambiental de los proyectos financiados a través del Programa de Restauración y Compensación Ambiental (1.ª etapa)*. México D.F.: Centro Interdisciplinario de Biodiversidad y Ambiente A.C. Informe final SNIB-Conabio, proyecto No. LP001.
- Arriaga, M. V., Cervantes, V. y Vargas-Mena, A. (1994). *Manual de reforestación con especies nativas: colecta y preservación de semillas, propagación y manejo de plantas*. México D.F.: Instituto Nacional de Ecología, Sedesol.
- Avendaño-Yáñez, M., Sánchez-Velásquez, L. R., Meave, J. A. y Pineda-López, M. R. (2014). Is facilitation a promising strategy for cloud forest restoration? *Forest Ecology and Management*, 329, 328–333.
- Bacilio, M., Hernández, J. P. y Bashan, Y. (2006). Restoration of giant cardon cacti in barren desert soil amended with common compost and inoculated with *Azospirillum brasilense*. *Biology and Fertility of Soils*, 43, 112–119.
- Badano, E. I., Pérez, D. y Vergara, C. H. (2009). Love of nurse plants is not enough for restoring oak forests in a seasonally dry tropical environment. *Restoration Ecology*, 17, 571–576.
- Badano, E. I., Samour-Nieva, R. O. y Flores, J. (2011). Emulating nurse plants to restore oak forests. *Ecological Engineering*, 37, 1244–1248.
- Baena, M. L. y Halffter, G. (2008). Extinción de especies. En J. Sarukhán (Ed.), *Capital natural de México. Vol. I. Conocimiento actual de la biodiversidad* (pp. 263–282). México D.F.: Conabio.
- Bashan, Y., Moreno, M., Salazar, B. G. y Álvarez, L. (2013). Restoration and recovery of hurricane-damaged mangroves using the knickpoint retreat effect and tides as dredging tools. *Journal of Environmental Management*, 116, 196–203.
- Benítez-Badillo, G., Pulido-Salas, M. T. y Equihua-Zamora, M. (2004). *Árboles multitosos nativos de Veracruz para reforestación, restauración y plantaciones*. Xalapa: INECOL, A.C., SIGOLFO, Conafor.
- Benítez-Pardo, D., Flores-Verdugo, F. J., Casas-Valdez, M., Hernández-Carmona, G., Valdez-Hernández, J. I. y Gómez-Muñoz, V. (2015). Forestación de isletas de dragado utilizando dos especies de mangles, en una laguna costera del Golfo de California, México. *Botanical Sciences*, 93, 165–174.
- Birch, J. C., Newton, A. C., Álvarez Aquino, C., Cantarello, E., Echeverría, C., Kitzberger, T., et al. (2010). Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107, 21925–21930.
- Blanco-García, A., Sáenz-Romero, C., Martorell, C., Alvarado-Sosa, P. y Lindig-Cisneros, R. (2011). Nurse-plant and mulching effects on three conifer species in a Mexican temperate forest. *Ecological Engineering*, 37, 994–998.
- Bollo-Manent, M., Hernández-Santana, J. y Méndez-Linares, A. (2014). The state of the environment in Mexico. *Open Geosciences*, 6, 219–228.
- Bonfil, C., Fernández y Fernández, D. y González-Espinosa, M. (2015). Un primer análisis del estado actual de los estudios de restauración ecológica en México. En B. Brow (Ed.), *Tzintzuntzan, el lugar de los colibríes-otra vez* (pp. 30–39). Morelia: Museo de Arte Contemporáneo Alfredo Zalce.
- Bonfil, C. y Trejo, I. (2010). Plant propagation and the ecological restoration of Mexican tropical deciduous forests. *Ecological Restoration*, 28, 369–376.
- Bradshaw, A. D. (1987). The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. En W. R. Jordan, M. E. Gilpin, y J. D. Aber (Eds.), *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research* (pp. 53–74). Cambridge: Cambridge University Press.
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F. y Rey-Benayas, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 541–549.
- Campbell, W. B., Freeman, D. C., Emlen, J. M. y López-Ortiz, S. (2010). Correlations between plant phylogenetic and functional diversity in a high altitude cold salt desert depend on sheep grazing season: implications for range recovery. *Ecological Indicators*, 10, 676–686.
- Cantarello, E., Newton, A. C., Hill, R. A., Tejedor-Garavito, N., Williams-Linera, G., López-Barrera, F., et al. (2011). Simulating the potential for ecological restoration of dryland forests in Mexico under different disturbance regimes. *Ecological Modelling*, 222, 1112–1128.
- Carabias, J., Arriaga, V. y Gutiérrez, V. (2007). Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 85–100.
- Carabias, J., Ruíz, L. y Rabasa, A. (2016). El marco legal de la restauración de ecosistemas forestales en México. En E. Ceccon y C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 37–74). Cuernavaca: Conabio, CRIM-UNAM, UAEM.
- Ceccon, E. (2013). *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*. México D.F.: CRIM-UNAM/Ediciones Díaz de Santos.
- Ceccon, E., Barrera-Cataño, J. I., Aronson, J. y Martínez-Garza, C. (2015). The socioecological complexity of ecological restoration in Mexico. *Restoration Ecology*, 23, 331–336.
- Ceccon, E., González, E. J. y Martorell, C. (2015). Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. *Land Degradation & Development*, 27, 511–520.
- Ceccon, E., y Martínez-Garza, C. (Eds.). (2016). *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. Cuernavaca: Conabio, CRIM-UNAM, UAEM.
- Ceccon, E., y Pérez, D. R. (Eds.). (2016). *Más allá de la ecología de la restauración: perspectivas sociales en América Latina y el Caribe*. Buenos Aires: Vázquez Mancini.
- Ceccon, E., Sánchez, I. y Powers, J. (2014). Biological potential of four indigenous tree species from seasonally dry tropical forest for soil restoration. *Agroforestry Systems*, 89, 455–467.
- Challenger, A., Dirzo, R., López, J. C., Mendoza, E. y Lira-Noriega, A. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En J. Sarukhán (Ed.), *Capital natural de México. Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 37–73). México D.F.: Conabio.
- 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 annexens* in central Mexico. En A. Columbus y L. Kuznetsov (Eds.), *Endangered species: new research* (pp. 261–278). New York: Nova Science Publishers.
- CNA (Comisión Nacional del Agua) (2013). *Estadísticas del agua en México* [consultado Jun 2015]. Disponible en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SGP-2-14Web.pdf>
- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2009). *Capital natural de México. Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. México D.F.: Conabio.

- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2012). *Estrategia mexicana para la conservación vegetal, 2012-2030*. México D.F.: Conabio.
- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2014). *Quinto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)*. México D.F.: Conabio.
- Conafor (Comisión Nacional Forestal) (2014). Recuperación de superficie forestal mediante reforestación. *Revista Innovación Forestal* [consultado Jun 2015]. Disponible en: http://www.conafor.gob.mx/innovacion_forestal/?p=1009
- De la Peña-Domene, M., Martínez-Garza, C., Palmas-Pérez, S., Rivas-Alonso, E. y Howe, H. F. (2014). Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. *Plos One*, 9, e104656.
- De la Rosa-Mera, C. J. y Monroy-Ata, A. (2006). Plant assembly for ecological restoration in a semiarid zone. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 9, 96–100.
- Dhillon, S. S., Aguilar-Stoen, M. y Camargo-Ricalde, S. L. (2004). Integrative ecological restoration and the involvement of local communities in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Environmental Conservation*, 31, 1–3.
- Díaz-Rodríguez, B., Blanco-García, A., Gómez-Romero, M. y Lindig-Cisneros, R. (2012). Filling the gap: restoration of biodiversity for conservation in productive forest landscapes. *Ecological Engineering*, 40, 88–94.
- Diemont, S. A. W., Martin, J. F., Levy-Tacher, S. I., Nigh, R. B., López, P. R. y Golicher, J. D. (2006). Lacandon Maya forest management: restoration of soil fertility using native tree species. *Ecological Engineering*, 28, 205–212.
- Domínguez, C., Bojórquez, L., Boege, K., Fornoni, J., Gómez, P., Valiente, A., et al. (2009). *Sinergias entre el cambio climático y las especies exóticas invasoras*. México D.F.: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático e Instituto de Ecología.
- Douterlungne, D., Levy-Tacher, S. I., Golicher, D. J. y Roman-Danobeytia, F. (2008). Applying indigenous knowledge to the restoration of degraded tropical rain forest clearings dominated by bracken fern. *Restoration Ecology*, 18, 322–329.
- Douterlungne, D. y Ferguson, B. G. (2012). *Manual de restauración ecológica campesina para la selva Lacandona*. Guadalajara: ECOSUR, Fondo Conacyt-Conafor.
- Douterlungne, D., Thomas, E. y Levy-Tacher, S. I. (2013). Fast-growing pioneer tree stands as a rapid and effective strategy for bracken elimination in the Neotropics. *Journal of Applied Ecology*, 50, 1257–1265.
- Encino-Ruiz, L., Lindig-Cisneros, R., Gómez-Romero, M. y Blanco-García, A. (2013). Performance of three tropical forest tree species in a test deciduous ecological restoration. *Botanical Sciences*, 91, 107–114.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2010). Evaluación de los recursos forestales mundiales [consultado Jun 2015]. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s.pdf>
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2015a). *Evaluación de recursos forestales mundiales*. Compendio de datos [consultado Jun 2015]. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i4808s.pdf>
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2015b). *Evaluación de los recursos forestales mundiales*. Informe nacional, México [consultado Jun 2015]. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-az275s.pdf>
- Flores-Verdugo, F., Moreno-Casasola, P., Agraz-Hernández, C. M., López-Rosas, H., Benítez-Pardo, D. y Travieso-Bello, A. C. (2007). La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 33–47.
- Foroughbakhch, R., Alvarado-Vázquez, M. A., Hernández-Pinero, J. L., Rocha-Estrada, A., Guzmán-Lucio, M. A. y Treviño-Garza, E. J. (2006). Establishment, growth and biomass production of 10 tree woody species introduced for reforestation and ecological restoration in Northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 235, 194–201.
- Fragoso, C. y Rojas-Fernández, P. (2012). *Monitoreo ecológico de una cantera rehabilitada por cementos Holcim Apasco en Veracruz*. Xalapa: INECOL y Holcim Apasco.
- Fuentealba, B. D. y Martínez-Ramos, M. (2014). Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: an ecological and socio-economic analysis. *Agroforestry Systems*, 88, 221–236.
- Gaze, L. y Breen, J. (2014). *The research & innovation performance of the G20*. Thomson Reuters [consultado Jun 2016]. Disponible en: <http://sciencewatch.com/sites/sw/files/images/basic/research-innovation-g20.pdf>.
- Gelviz-Gelvez, S. M., Pavón, N. P., Illoldi-Rangel, P. y Ballesteros-Barrera, C. (2015). Ecological niche modeling under climate change to select shrubs for ecological restoration in Central Mexico. *Ecological Engineering*, 74, 302–309.
- Gómez-Pompa, A. (1973). Ecology of the vegetation of Veracruz. En A. Graham (Ed.), *Vegetation and vegetational history of Northern Latin America* (pp. 73–148). Amsterdam: Elsevier Scientific.
- Gómez-Pompa, A. y del Amo, S. (1985). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. México D.F.: Alhambra Mexicana S.A. de C.V.
- Gómez-Pompa, A., del Amo, S., Vázquez-Yanes, C. y Butanda, C. A. (1976). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz*. México D.F.: CECSA.
- Gómez-Pompa, A. y Vázquez-Yanes, C. (1981). Successional studies of a rain forest in México. En D. C. West, H. H. Shugart, y D. B. Butkin (Eds.), *Forest succession concepts and application* (pp. 246–266). New York: Springer-Verlag.
- González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Holz, S. C., Rey-Benayas, J. M. y Vázquez, M. R. P. (2007). Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 11–23.
- González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J. M. y Ramírez-Marcial, N. (2008). *Restauración de bosques en América Latina. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas*. México D.F.: Mundi-Prensa.
- González-Ovando, M. L., Plascencia-Escalante, F. O. y Martínez-Trinidad, T. (2016). Áreas prioritarias para restauración ecológica y sitios de referencia en la región Chignahuapan-Zacatlán. *Madera y Bosques*, 22, 41–52.
- González-Reynoso, G. A., Hernández-Muñoz, L. M., Perló, C. M. y Zamora, S. I. (2010). *Rescate de ríos urbanos: propuestas conceptuales y metodológicas para restauración y rehabilitación de ríos*. México D.F.: Coordinación de Humanidades. Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad. Universidad Nacional Autónoma de México.
- González-Tokman, D. y Martínez-Garza, C. (2015). Effect of ecological restoration on body condition of a predator. *Plos One*, 10, e0133551.
- Guevara, S., Purata, S. E. y van der Maarel, E. (1986). The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio*, 66, 77–84.
- Hansen, A. M., van Afferden, M. y Torres-Bearano, F. (2007). Remediation of the Cencali lagoon, Villahermosa, Tabasco. I. Pollution and sediment reuse. *Ingeniería Hidráulica en México*, 22, 87–102.
- Hernández, Y., Boege, K., Lindig-Cisneros, R. y del Val, E. (2014). Lepidopteran herbivory in restored and successional sites in a tropical dry forest. *The Southwestern Naturalist*, 59, 66–74.
- Hernández-Carmona, G., García, O., Robledo, D. y Foster, M. (2000). Restoration techniques for *Macrocystis pyrifer* (Phaeophyceae) populations at the southern limit of their distribution in Mexico. *Botánica Marina*, 43, 273–284.
- Hernández-Flores, J., Osorio-Beristain, M. y Martínez-Garza, C. (2016). Ant foraging as an indicator of Tropical Dry Forest restoration. *Environmental Entomology*, 45, 991–994.
- Hernández-Ladrón de Guevara, I., Rojas-Soto, O. R., López-Barrera, F., Puebla-Olivares, F. y Díaz-Castelazo, C. (2012). Seed dispersal by birds in a cloud forest landscape in central Veracruz, Mexico: its role in passive restoration. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85, 89–100.
- Hernández-Xolocotzi, E. (1988). La agricultura tradicional en México. *Comercio Exterior*, 38, 673–678.
- Holguin, G., Vázquez, P. y Bashan, Y. (2001). The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 265–278.
- Howe, H. y Martínez-Garza, C. (2014). Restauración experimental. *Botanical Sciences*, 92, 459–468.
- Huante, P., Ceccon, E., Orozco-Segovia, A., Sánchez-Coronado, M. E., Acosta, I. y Rincón, E. (2012). The role of arbuscular mycorrhizal fungi on the early stage restoration of seasonally dry tropical forest in Chamela, Mexico. *Revista Arvore*, 36, 279–289.
- Islas-Peña, T. V., Liñán-Cabello, M. A. y Torres-Orozco, E. (2004). Evaluation of two techniques for restoration of *Pocillopora* sp.: early effects of species and

- marine environment. En M. A. Liñán-Cabello (Ed.), *Corals: classification, habitat and ecological significance* (pp. 133–152). New York: Nova Science Publishers.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2014). Países de Latinoamérica y el Caribe lanzan la iniciativa 20×20 para restaurar 20 millones de hectáreas de tierra degradada [consultado Jun 2015]. Disponible en <http://www.iucn.org/es/?18699/20-20-cop-20>
- Jiménez, C., Huante, P. y Rincón, E. (2006). *Restauración de minas superficiales en México*. México D.F.: Instituto de Ecología, UNAM.
- Jiménez, J., Jurado, E., Aguirre, O. y Estrada, E. (2005). Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in Northeastern Mexico. *Restoration Ecology*, 13, 103–107.
- Juan-Baeza, I., Martínez-Garza, C. y del Val, E. (2015). Recovering more than tree cover: herbivores and herbivory in a restored Tropical Dry Forest. *Plos One*, 10, e0128583.
- Landgrave, R. y Moreno-Casasola, P. (2012). Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación Ambiental*, 4, 19–35.
- Lara-Cabrera, S. I., Alejandro-Melena, N., Medina-Sánchez, E. I. y Lindig-Cisneros, R. (2009). Genetic diversity in populations of *Lupinus elegans* kunth, implications for ecological restoration. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 32, 79–86.
- Latoski-Robles, M., Aguirre-Muñoz, A., Méndez-Sánchez, F., Reyes-Hernández, H. y Schlüter, S. (2014). Prioritizing restoration actions for the islands of Mexico. *Monographs of the Western North American Naturalist*, 7, 435–441.
- Lindig-Cisneros, R., Blanco-García, A. y Sáenz-Romero, C. (2007). Restauración adaptable en la meseta Purépecha, Michoacán, México: hacia un modelo de estados y transiciones. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 25–31.
- Lindig-Cisneros, R., Desmond, J., Boyer, K. E. y Zedler, J. B. (2003). Wetland restoration thresholds: Can a degradation transition be reversed with increased effort? *Ecological Applications*, 13, 193–205.
- Liñán-Cabello, M. A., Flores-Ramírez, L. A., Laurel-Sandoval, M. A., García-Mendoza, E., Soriano-Santiago, O. y Delgado-Nuño, M. A. (2011). Acclimation in *Pocillopora* spp. during a coral restoration program in Carrizales Bay, Colima, Mexico. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 44, 61–72.
- Lithgow, D., Martínez, M. L. y Gallego-Fernández, J. B. (2015). The “ReDune” index (Restoration of coastal Dunes Index) to assess the need and viability of coastal dune restoration. *Ecological Indicators*, 49, 178–187.
- Lithgow, D., Martínez, M. L., Gallego-Fernández, J. B., Hesp, P. A., Flores, P., Gachuz, S., et al. (2013). Linking restoration ecology with coastal dune restoration. *Geomorphology*, 199, 214–224.
- López-Lozano, N. E., Carcaño-Montiel, M. G. y Bashan, Y. (2016). Using native trees and cacti to improve soil potential nitrogen fixation during long-term restoration of arid lands. *Plant and Soil*, 403, 317–329.
- López-Rosas, H., López-Barrera, F., Moreno-Casasola, P., Aguirre-León, G., Cázares-Hernández, E. y Sánchez-Higueredo, L. (2010). Indicators of recovery in a tropical freshwater marsh invaded by an African grass. *Ecological Restoration*, 28, 324–332.
- MacGregor-Fors, I., Blanco-García, A. y Lindig-Cisneros, R. (2010). Bird community shifts related to different forest restoration efforts: a case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering*, 36, 1492–1496.
- MAE (Ministerio del Ambiente de Ecuador) (2014). Plan Nacional de Restauración Forestal 2014–2017, Ministerio de Medio Ambiente, Quito, Ecuador. 50 p. [consultado Jun 2015]. Disponible en: <http://www.ambiente.gob.ec/tag/plan-nacional-de-restauracion-forestal/>
- Martínez, L. M., Gallego-Fernández, J. B. y Hesp, P. A. (2013). *Restoration of coastal dunes*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Martínez, M. L. y López-Barrera, F. (2008). Special issue: restoring and designing ecosystems for a crowded planet. *Ecoscience*, 15, 1–5.
- Martínez, M. L., Moreno-Casasola, P., Espejel, I., Jiménez-Orocio, O., Infante-Mata, D. y Rodríguez-Revelo, N. (2014). *Diagnóstico general de las dunas costeras de México*. Ciudad de México: Comisión Nacional Forestal.
- Martínez-Garza, C., Bongers, F. y Poorter, L. (2013). Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? *Forest Ecology and Management*, 303, 35–45.
- Martínez-Garza, C., Peña, V., Ricker, M., Campos, A. y Howe, H. F. (2005). Restoring tropical biodiversity: leaf traits predict growth and survival of late-successional trees in early-successional environments. *Forest Ecology and Management*, 217, 365–379.
- Mazari-Hiriart, M., Pérez-Ortiz, G., Orta-Ledesma, M. T., Armas-Vargas, F., Tapia, M. A., Solano-Ortiz, R., et al. (2014). Final opportunity to rehabilitate an urban river as a water source for Mexico City. *Plos One*, 9, e102081.
- Martínez-Ramos, M. y García-Orth, X. (2007). Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 69–84.
- Meli, P. y Carrasco-Carballido, V. (2011). *Restauración ecológica de riberas: manual para la recuperación de la vegetación ribereña en arroyos de la selva Lacandona, México*. Ciudad de México: Corredor Biológico Mesoamericano México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Meli, P. y Dirzo, R. (2012). Effects of grasses on sapling establishment and the role of transplanted saplings on the light environment of pastures: implications for tropical forest restoration. *Applied Vegetation Science*, 16, 296–304.
- Meli, P., Martínez-Ramos, M. y Rey-Benayas, J. M. (2013). Selecting species for passive and active riparian restoration in Southern Mexico. *Restoration Ecology*, 21, 163–165.
- Meli, P., Martínez-Ramos, M., Rey-Benayas, J. M. y Carabias, J. (2014). Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. *Applied Vegetation Science*, 17, 744–753.
- Meli, P., Rey-Benayas, J. M., Balvanera, P. y Martínez-Ramos, M. (2014). Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: a meta-analysis. *Plos One*, 9, e93507.
- Mendoza-Bautista, C., García-Moreno, F. y Rodríguez-Trejo, D. A. (2010). Restoring the Vara de Perilla in La Mesa, México. *Ecological Restoration*, 28, 262–263.
- Mendoza-Hernández, P. E. y Cano-Santana, Z. (2009). Elementos para la restauración ecológica de pedregales: la rehabilitación de áreas verdes de la Facultad de Ciencias en Ciudad Universitaria. En A. Lot y Z. Cano-Santana (Eds.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel* (pp. 523–532). Ciudad de México: UNAM.
- Mendoza-Hernández, P. E., Orozco-Segovia, A. y Pisanty, I. (2010). Germination, emergence, and survival of *Buddleja cordata* in an urban forest. *Ecological Restoration*, 28, 263–265.
- Mendoza-Hernández, P. E., Orozco-Segovia, A., Meave, J. A., Valverde, T. y Martínez-Ramos, M. (2013). Vegetation recovery and plant facilitation in a human-disturbed lava field in a megacity: searching tools for ecosystem restoration. *Plant Ecology*, 214, 153–167.
- Miranda, F. y Hernández-Xolocotzi, E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 28, 29–179.
- Monroy-Ata, A., Estévez-Torres, J., García-Sánchez, R. y Ríos-Gómez, R. (2007). Establecimiento de plantas mediante el uso de micorizas y de islas de recursos en un matorral xerófilo deteriorado. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 49–57.
- Morales-Barquero, L., Skutsch, M., Jardel-Peláez, E. J., Ghilardi, A., Kleinn, C. y Healey, J. R. (2014). Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forests*, 5, 1653–1681.
- Moreno-Casasola, P., Infante, D. M., Travieso-Bello, A. C. y Madero-Vega, C. (2009). *Manual para la reforestación de los médanos*. Xalapa: Instituto de Ecología A.C., Conafor, Conacyt.
- Moreno-Casasola, P., Martínez, M. L. y Castillo-Campos, G. (2008). Designing ecosystems in degraded tropical coastal dunes. *Ecoscience*, 15, 44–52.
- Murcia, C. y Guariguata, M. R. (2014). *La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades [CIFOR Occasional paper no. 107]*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Murguieitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A. y Solorio, B. (2011). Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, 261, 1654–1663.
- Newton, A. C., del Castillo, R. F., Echeverría, C., Geneletti, D., González-Espinosa, M., Malizia, L. R., et al. (2012). Forest landscape restoration in the drylands of Latin America. *Ecology and Society*, 17, 21.

- Niembro, A., Sánchez, O. y Vásquez, M. (2010). *Árboles de Veracruz: 100 especies para la reforestación estratégica*. Ciudad de México: Gobierno del estado de Veracruz.
- Ochoa-Ochoa, L. M., Rodríguez, P., Mora, F., Flores-Villela, O. y Whittaker, R. J. (2012). Climate change and amphibian diversity patterns in Mexico. *Biological Conservation*, 150, 94–102.
- Olgún, E. J., Hernández, M. E. y Sánchez-Galván, G. (2007). Hydrocarbon mangroves pollution and bioremediation, phytoremediation and restoration strategies. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 23, 139–154.
- Oyama, K., y Castillo, A. (Eds.). (2006). *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: perspectivas desde la investigación científica*. México D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Siglo XXI Editores.
- Palmer, M. A. (2009). Reforming watershed restoration: science in need of application and applications in need of science. *Estuaries and Coasts*, 32, 1–17.
- Purata, S. E. (1986a). Transect analysis a basis for comparing of old-field succession in a tropical rain forest area in Mexico. *Tropical Ecology*, 27, 103–122.
- Purata, S. E. (1986b). Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *Journal of Tropical Ecology*, 2, 257–276.
- Ramírez-Hernández, J., Hinojosa-Huerta, O., Peregrina-Llanes, M., Calvo-Fonseca, A. y Carrera-Villa, E. (2013). Groundwater responses to controlled water releases in the limitrophe region of the Colorado River: implications for management and restoration. *Ecological Engineering*, 59, 93–103.
- Ramírez-Herrejón, J. P., Zambrano, L., Mercado-Silva, N., Torres-Téllez, A., Pineda-García, F., Caraveo-Patino, J., et al. (2014). Long term changes in the fish fauna of Lago de Pátzcuaro in Central Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42, 137–149.
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., Camacho-Cruz, A. y Ortiz-Aguilar, D. (2010). Forest restoration in Lagunas de Montebello National Park, Chiapas, Mexico. *Ecological Restoration*, 28, 354–360.
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., Musálem-Castillejos, K., Savelli, E. N. y Gómez-Pineda, E. (2014). Estrategias para una construcción social de la restauración forestal en comunidades de la cuenca media y alta del río Grijalva. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel (Eds.), *Montañas, pueblos y agua: dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 518–554). Ciudad de México: Editorial Juan Pablos.
- Ramírez-Marcial, N., Luna-Gómez, A., Castañeda-Ocaña, H. E., Martínez-Icá, M., Holz, S., Camacho-Cruz, A., et al. (2012). *Guía de propagación de árboles nativos para la recuperación de bosques*. San Cristóbal de Las Casas: ECOSUR.
- Reyes-Chargoy, M. A. y Tovilla-Hernández, C. (2002). Restauración de áreas alteradas de manglar con *Rhizophora mangle* en la Costa de Chiapas. *Madera y Bosques*, 8, 103–114.
- Rodríguez-Trejo, D. A. y Myers, R. L. (2010). Using oak characteristics to guide fire regime restoration in Mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration*, 28, 304–323.
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Vázquez-Lule, A. D., Márquez-Mendoza, J. D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., et al. (2013). *Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo*. Ciudad de México: Conabio.
- Roman-Danobeytia, F. J., Levy-Tacher, S. I., Aronson, J., Rodrigues, R. R. y Castellanos-Albores, J. (2012). Testing the performance of fourteen native tropical tree species in two abandoned pastures of the Lacandon Rainforest region of Chiapas, Mexico. *Restoration Ecology*, 20, 378–386.
- Salinas-Rodríguez, A. S. y Ramírez-Marcial, N. (2010). “El Triunfo” biosphere reserve rivers, a diagnosis for their hydrological restoration. *Hydrobiologia*, 20, 91–100.
- San José, M., Garmendia, A. y Cano-Santana, Z. (2013). Vertebrate fauna evaluation after habitat restoration in a Reserve within Mexico City. *Ecological Restoration*, 31, 249–252.
- Sánchez, O., Peters, E., Vega, E., Márquez-Huitzil, R., Portales, G., Valdez, M., et al. (2005). *Temas sobre restauración ecológica*. México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología.
- Santos-del Prado, K. y Peters, E. (2008). *Isla Guadalupe: restauración y conservación*. México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología.
- Sarukhán, J., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Carabias, J., Dirzo, R., Ezcurra, E., et al. (2015). Strategic actions to value, conserve, and restore the natural capital of megadiversity countries: the case of Mexico. *BioScience*, 65, 164–173.
- Sedatu (Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano) (2013). *Programa sectorial de desarrollo agrario, territorial y urbano 2013-2018* [consultado Jun 2015]. Disponible en: http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5326473&fecha=16/12/2013
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group) (2004). The SER International primer on ecological restoration. Washington D.C. [consultado Jun 2015]. Disponible en: <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>
- Suárez, A., Williams-Linera, G., Trejo, C., Valdez-Hernández, J. I., Cetina-Alcalá, V. M. y Vibrans, H. (2012). Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 85, 35–55.
- Suárez-Guerrero, A. I. y Equihua, M. (2005). Experimental tree assemblages on the ecological rehabilitation of a cloud forest in Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 218, 329–341.
- Tobón, W., Koleff, P., Urquiza-Haas, T. y García-Méndez, G. (2016). Propuesta metodológica para identificar prioridades de restauración en México. En E. Ceccon y C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 18–36). Cuernavaca: Conabio, CRIM-UNAM, UAEM.
- Toledo, G., Rojas, A. y Bashan, Y. (2001). Monitoring of black mangrove restoration with nursery-reared seedlings on an arid coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 444, 101–109.
- Tortolero-Langarica, J. J. A., Cupul-Magaña, A. L. y Rodríguez-Troncoso, A. P. (2014). Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: a case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean and Coastal Management*, 96, 12–19.
- Trabucchi, M., Puente, C., Comin, F. A., Olague, G. y Smith, S. V. (2012). Mapping erosion risk at the basin scale in a Mediterranean environment with opencast coal mines to target restoration actions. *Regional Environmental Change*, 12, 675–687.
- Ureta, C. y Martorell, C. (2009). Identifying the impacts of chronic anthropogenic disturbance on two threatened cacti to provide guidelines for population-dynamics restoration. *Biological Conservation*, 142, 1992–2001.
- Uribe, D., Geneletti, D., del Castillo, R. F. y Orsi, F. (2014). Integrating stakeholder preferences and gis-based multicriteria analysis to identify forest landscape restoration priorities. *Sustainability*, 6, 935–951.
- Urquía-Fernández, N. (2014). Food security in Mexico. *Salud Pública de México*, 56, 92–98.
- Valiente, E., Tovar, A., González, H., Eslava-Sandoval, D. y Zambrano, L. (2010). Creating refuges for the axolotl (*Ambystoma mexicanum*). *Ecological Restoration*, 28, 257–259.
- Vázquez-Yanes, C. y Batis, A. I. (1996). Domestication of wild native plants for ecological restoration and reforestation. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75–84.
- Verdú, M., Gómez-Aparicio, L. y Valiente-Banuet, A. (2012). Phylogenetic relatedness as a tool in restoration ecology: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279, 1761–1767.
- Villa-Galaviz, E., Boege, K. y del Val, E. (2012). Resilience in plant-herbivore networks during secondary succession. *Plos One*, 7, e53009.
- Von Bertrab, A. y Zambrano, L. (2010). Participatory monitoring and evaluation of a Mexico City wetland restoration effort. *Ecological Restoration*, 28, 343–353.
- Vovides, A. G., Bashan, Y., López-Portillo, J. A. y Guevara, R. (2011). Nitrogen fixation in preserved, reforested, naturally regenerated and impaired mangroves as an indicator of functional restoration in mangroves in an arid region of Mexico. *Restoration Ecology*, 19, 236–244.
- West, J. D., Jacquet, J., King, M. M., Correll, S. J. y Bergstrom, C. T. (2013). The role of gender in scholarly authorship. *Plos One*, 8, e66212.
- Williams-Linera, G. y Álvarez-Aquino, C. (2010). Tropical dry forest landscape restoration in Central Veracruz, Mexico. *Ecological Restoration*, 28, 259–261.

- Williams-Linera, G., López-Barrera, F. y Bonilla-Moheno, M. (2015). Establishing the baseline for cloud forest restoration in a peri-urban landscape. *Madera y Bosques*, 21, 89–101.
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J. W., Sánchez-Gil, P., Day, J. N., Lane, R. R., Zárate-Lomeli, D., et al. (2014). Ecosystem functioning: the basis for restoration and management of a tropical coastal lagoon, Pacific coast of Mexico. *Ecological Engineering*, 65, 88–100.
- Young, T. P., Petersen, D. A. y Clary, J. J. (2005). The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters*, 8, 662–673.
- Zaldívar-Jiménez, M. A., Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández, C., Comín, F. A., Andrade, J. L., Molina, C. C., et al. (2010). Conceptual framework for mangrove restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration*, 28, 333–342.
- Zepeda-Gómez, C., Lot, A., Antonio-Nemiga, X. y Manjarrez, J. (2015). Evaluation of the seed banks and its importance in the rehabilitation of the wetland vegetation of Central Mexico. *Botanical Sciences*, 93, 695–707.



Ciencia para la sustentabilidad: investigación, educación y procesos participativos

Sustainability science: research, education and participative processes

Alejandro Casas^{a,*}, Ignacio Torres^a, América Delgado-Lemus^a, Selene Rangel-Landa^a,
Catarina Ilsley^b, Juan Torres-Guevara^c, Aldo Cruz^c, Fabiola Parra^c, Ana Isabel Moreno-Calles^d,
Andrés Camou^d, Alicia Castillo^a, Bárbara Ayala-Orozco^a, José J. Blancas^e, Mariana Vallejo^f,
Leonor Solís^a, Atenea Bullen^a, Tamara Ortíz^a y Berenice Farfán^a

^a Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. ExHacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México

^b Grupo de Estudios Ambientales, A.C., Allende 7, Santa Úrsula Coapa, Del. Coyoacán, 04650 Ciudad de México, México

^c Centro de Investigaciones en Zonas Áridas, Universidad Nacional Agraria La Molina, Camilo Carrillo 300-A, 11, Lima, Perú

^d Escuela Nacional de Estudios Superiores, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. ExHacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México

^e Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Av. Universidad Núm. 1001, Col. Chamilpa, 62209 Cuernavaca, Morelos, México

^f Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, T5 Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. ExHacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México

Recibido el 8 de marzo de 2016; aceptado el 8 de agosto de 2016

Disponible en Internet el 23 de noviembre de 2017

Resumen

La ciencia para la sustentabilidad plantea incluir en investigaciones y acciones los conocimientos y técnicas desarrollados por diversos sectores de la sociedad. Esta propuesta reconoce que la complejidad de los problemas ambientales rebasa los enfoques y ritmos de la investigación científica predominante y brinda la posibilidad de acortar tiempos para la acción, aprovechando integralmente la experiencia humana. Presentamos un panorama de nuestro trabajo en: 1) investigación participativa, 2) procesos educativos para la participación y 3) procesos institucionales de comunicación y participación. Se abordan estudios socioecológicos participativos que involucran innovación tecnológica e intercambios de experiencias técnicas y organizativas para atender problemas ambientales en el valle de Tehuacán, la sierra Tarahumara, la montaña de Guerrero y la costa sur de Jalisco, poniendo énfasis en la construcción de alternativas. Se muestra la experiencia de prácticas de investigación de alumnos de posgrado y de la licenciatura en Ciencias Ambientales, UNAM. Ambos programas abordan problemas concretos en comunidades rurales en colaboración con organizaciones civiles y sociales, y comunidades. Se resumen las propuestas de vinculación institucional del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES) para atender problemas ambientales con manejadores de ecosistemas y tomadores de decisiones. Se discute la importancia de fortalecer procesos participativos como base para impulsar la colaboración académica en la construcción de perspectivas socioecológicas sustentables.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Ciencia para la sustentabilidad; Comunicación; Educación; Investigación participativa; Vinculación social

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: acasas@cieco.unam.mx (A. Casas).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Abstract

Sustainability science proposes including in research and actions knowledge and management techniques constructed by different sectors of the society. Such proposal recognizes that complexity of environmental problems exceeds approaches and rhythms of the predominant scientific research and provides the possibility of shortening time for action, making use of integral human experience. This work reviews a panorama of our work on: 1) participative-action research, 2) educational processes for participation, and 3) institutional processes of communication and participation. We address socio-ecological studies based on participative-actions involving technological innovation and exchange of technical and organizational experiences for solving environmental problems in Valle de Tehuacán, Sierra Tarahumara, Montaña de Guerrero, and the southern coast of Jalisco, emphasizing the construction of alternatives. We also show our experiences of participative research with students of graduate programs and the Environmental Sciences undergraduate program at UNAM. In both cases, we direct our studies on real environmental problems in rural contexts collaborating with NGOs and communities. We finally summarize our view on proposals of institutional linking of the Institute of Research on Ecosystems and Sustainability (IIES) for assessing environmental problems along with ecosystem managers and decision makers. We discuss the importance of strengthening participative processes as a platform for enhancing the academic collaboration for constructing sustainable socio-ecological perspectives.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license

(<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Sustainability science; Communication; Education; Participative research; Social vinculation

Introducción

La ciencia para la sustentabilidad es un campo de investigación que en las últimas décadas ha crecido exponencialmente en las publicaciones científicas del mundo (fig. 1). Surge de reconocer las limitaciones de los enfoques científicos y tecnológicos convencionales contemporáneos para entender y atender la grave crisis ambiental a escala planetaria (Kates et al., 2001). Tal crisis tiene múltiples expresiones socioecológicas, destacando lo que Peter Vitousek y numerosos académicos han denominado cambio global (Vitousek, 1994; Vitousek, D'Antonio, Loope y Westbrooks, 1996; Vitousek, Mooney, Lubchenco y Melillo, 1997). Cambios que incluyen el calentamiento promedio de la superficie de la Tierra, importantes alteraciones en ciclos del C, N y P, la contaminación de los cuerpos de agua dulce y la de los mares por sustancias tóxicas, metales pesados y materiales de lenta degradación, la pérdida acelerada de cobertura forestal y el abatimiento de la productividad primaria planetaria, las invasiones biológicas, y las elevadas tasas de extinción de especies y de variabilidad genética en poblaciones naturales y cultivos. En la dimensión humana, los cambios globales tienen sus expresiones más dramáticas en el crecimiento absoluto y relativo de la pobreza, el aumento de la desigualdad (OXFAM, 2012), y la concentración acelerada de poder político y económico. Los procesos migratorios del campo a la ciudad y del sur al norte globales, los conflictos religiosos e interétnicos, genocidios, el gigantesco negocio de la minería, el petróleo y derivados, las drogas, armas y lavado de dinero a múltiples escalas (Buscaglia, 2015), la pérdida de lenguas y culturas (Lewis, Gary, Simons y Fennig, 2015), así como la pérdida de patrimonio biocultural (Maffi, 2007; Maffi y Woodley, 2010; Boege, 2008; Toledo y Barrera-Bassols, 2008), son todas expresiones de la crisis global en contextos socioculturales.

El Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) aportó un importante diagnóstico del grado de deterioro de los ecosistemas del planeta. Steffen, Broadgate, Deutsch, Gaffney y Ludwig (2015) y Steffen, Crutzen y McNeill (2007) coinciden en que la drástica transformación a escala planetaria debida a actividades

humanas ha llevado a la Tierra a una nueva era geológica, el Antropoceno. El gran drama de estos procesos es la brevedad del lapso en que han ocurrido los cambios. Estudios recientes indican que la tasa de daño severo a los ecosistemas ha crecido de manera acelerada en los últimos 65 años (Barnosky et al., 2012); es decir, a partir del impulso y consolidación de los modelos de desarrollo global que surgieron después de la Segunda Guerra Mundial. Estos incluyen la globalización de mercados, la obsesión por el crecimiento económico, la tecnología dirigida a intensificar la productividad, la ciencia integrada a la producción y el consumismo de bienes inútiles como base de la activación de los mercados (Scott, 1996; Martínez-Alier, 2015). Tal apuesta de desarrollo ha tenido consecuencias ambientales catastróficas en unas cuantas décadas (Scott, 1996). Existen procesos como el de la minería a cielo abierto que en cuestión de pocos años, menos de una década, tienen una alta capacidad destructiva de sistemas socioecológicos y en elementos bioculturales moldeados por siglos o milenios.

Los acuerdos y acciones locales y globales para atender la magnitud de los problemas ambientales multicausales se desenvuelven a ritmos excesivamente lentos para la rapidez con la que ocurre la destrucción. La ciencia para la sustentabilidad adquiere entonces un carácter paradigmático que busca la posibilidad de proyectar a futuro los procesos que sostienen la vida en el planeta, la permanencia de las sociedades y de nuestra propia especie. La ciencia y la sociedad actuales están en una carrera contra el tiempo y las acciones requieren pasos firmes y ágiles para lograr metas a corto plazo. Lo que ha ocurrido en 65 años requiere ya acciones que tomarán siglos para reparar procesos alterados. El viraje drástico en el modelo de desarrollo hegemónico es una necesidad impostergable, pues pone en entredicho la perspectiva futura de la vida en el planeta.

Las premisas de la ciencia para la sustentabilidad se han discutido ampliamente desde los primeros intentos por delinear su perfil. Sus bases conceptuales comenzaron a desarrollarse en la segunda mitad de la década de 1990, y una de las publicaciones más influyentes es la de Kates et al. (2001), y posteriormente las de Clark y Dickson (2003), Clark (2007) y Kates (2011),

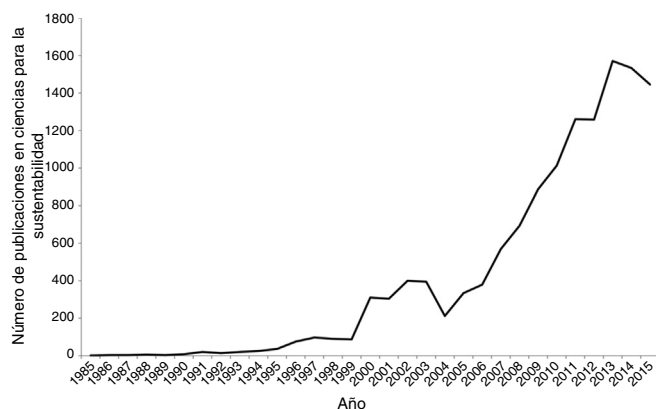


Figura 1. Incremento en el número de publicaciones científicas que incluyen entre sus palabras clave «ciencia para la sustentabilidad» con base en la información almacenada en la base de datos de SCOPUS.

entre otros cada vez más numerosos trabajos. Estos autores coinciden en que la ciencia para la sustentabilidad constituye un paradigma, un campo emergente de investigación para entender las interacciones entre naturaleza y sociedad, estrechamente ligado a la acción para afrontar la crisis ambiental global. Este campo requiere la integración de diversas áreas científicas bajo enfoques interdisciplinarios *sensu* García (1994), debido a la multiplicidad de factores causales involucrados en el proceso, así como la valoración e inclusión del conocimiento de diversos sectores de la sociedad, como por ejemplo el conocimiento ecológico tradicional *sensu* Alcorn (1993), Berkes (1999), Berkes y Berkes (2009), Berkes, Colding y Folke (2000), Toledo (2002), cuya visión frecuentemente es más amplia que la incipiente investigación científica de algunos procesos. Esta visión científica plantea la necesidad de trabajar con distintos sectores sociales y transitar a lo que se ha denominado transdisciplina, *sensu* Gibbons et al. (1994); Klein et al. (2001), Lang et al. (2012); Scholz y Steiner (2015), entre otros autores. Se requieren nuevas concepciones de construcción y uso del conocimiento, más amplias y flexibles que las que predominan en las ciencias convencionales (Funtowicz y Ravetz, 1993), nuevas estrategias de investigación e innovación, así como adecuaciones institucionales para lograrlo (Cornell et al., 2013).

Entre los principales rasgos de la ciencia para la sustentabilidad que se han propuesto destacan: 1) la necesidad de visualizar y comprender los procesos de interacción entre naturaleza y sociedad, bajo una visión integrada de procesos socioecológicos mutuamente influyentes; 2) el reconocimiento de tales procesos como fenómenos sistémicos complejos y la importancia de entender los componentes y propiedades de tales sistemas (e. g. propiedades emergentes, incertidumbre, adaptabilidad, estabilidad, resiliencia, autoorganización), para comprender la sustentabilidad como un proceso dinámico, de construcción continua; 3) la comprensión de los sistemas socioecológicos a escalas locales, regionales y globales y las influencias recíprocas entre estos (transescalaridad); 4) la necesidad de desarrollar estrategias de investigación multidisciplinar, interdisciplinar y transdisciplinar, capaces de detonar interacciones entre distintas

áreas de la investigación científica para entender las diferentes aristas de un problema en común, y 5) establecer bases institucionales sólidas para compartir los saberes y experiencias interdisciplinarias y multisectoriales sobre los problemas ambientales, con el fin de aprovecharlos y actuar de manera concertada en la atención de problemas.

La ciencia para la sustentabilidad reconoce la importancia de la investigación interdisciplinaria de distintas áreas de la ciencia para atender preguntas y problemas bajo marcos epistémicos en común (García, 1994). Identifica la importancia de la transdisciplina como parte del enfoque de investigación y de acción, capaz de involucrar conocimiento y procesos de construcción de conocimientos e innovación tecnológica de grupos e individuos de distintos sectores de la sociedad (e.g., grupos indígenas, asociaciones de productores, organizaciones civiles, entidades gubernamentales, empresas) en un diálogo concertado con los grupos académicos. Para hacer frente a los cambios ambientales mencionados, tales sectores desarrollan continuamente estrategias y conocimientos para adaptarse a las nuevas condiciones, de modo que fortalecer e integrar los sistemas de conocimiento de los distintos sectores es fundamental para la construcción de sistemas socioecológicos firmes (Tengö, Brondizio, Elmqvist, Malmer y Spierenburg, 2014). Kates et al. (2001) destacan que la ciencia para la sustentabilidad requiere estrategias de investigación que reconozcan y valoren el amplio rango de visiones que permitan hacer utilizable el conocimiento generado tanto por la ciencia como por la sociedad. Destacan la importancia de visualizar que en una sociedad de riesgo global es de excepcional importancia la interacción entre científicos, tomadores de decisiones de diferentes ámbitos (gubernamental, productivo, empresarial) y, en general, con los ciudadanos, quienes pueden utilizar el conocimiento para entender los problemas de manera más completa y modificar aquellas acciones que les correspondan. Dada la complejidad de los sistemas socioecológicos, la colaboración entre diversos actores y la integración de los conocimientos locales se vuelven clave en la construcción de un entendimiento de los sistemas y de sus posibles respuestas a los cambios. Más importante aún, la participación de diversos actores permite avanzar hacia un proceso inclusivo, en el que la investigación no es solo un medio para descubrir sino también parte de un proceso social y político (Clark, Lorrae van Kerkhoff y Gallopin, 2016).

El diálogo de saberes, el intercambio de experiencias técnicas y prácticas para la comprensión y atención de problemas es entonces un aspecto crítico de la ciencia para la sustentabilidad. Y en buena medida, su importancia radica en la posibilidad de acortar los tiempos para encontrar soluciones. En este trabajo analizamos experiencias de investigación en 3 esferas de trabajo que involucran vínculos entre la investigación académica y distintos sectores de la sociedad: 1) procesos de investigación participativa, 2) procesos educativos en el contexto de la ciencia para la sustentabilidad y 3) procesos institucionales para la vinculación de la ciencia con la sociedad. Presentamos en cada caso un panorama de experiencias y resultados y discutimos los retos principales para adecuar el quehacer científico en directrices que aporten a la construcción de ciencia para la sustentabilidad.

Procesos de investigación participativa

El esquema predominante de investigación para atender problemas ha tenido un carácter lineal: la investigación genera conocimientos que se transforman en innovaciones tecnológicas y estas se transfieren a agentes sociales de distintos ámbitos: producción agrícola, ganadera, forestal, procesos industriales o áreas como salud y educación (Adames-Mayorga, 2007; Chambers, 1983; Röling, 1990; Van Kerkhoff y Lebel, 2006). Ha sido un modelo ampliamente utilizado en la llamada revolución científico-técnica, la cual ha tenido grandes éxitos pero también extraordinarios fracasos. Este esquema de innovación tecnológica ha contribuido a acelerar drásticamente los problemas ambientales globales. Una crítica fundamental al modelo comenzó en la década de 1970 cuando el esquema de transferencia tecnológica implementado para el desarrollo agrícola de países en desarrollo, reconocido como Revolución Verde, fue fuertemente cuestionado por diversos autores. Entre ellos destacó el educador brasileño Paulo Freire (Freire, 1973), para quien el concepto de extensionismo, entendido como la acción de transmitir las innovaciones diseñadas por grupos de científicos o empresas es un proceso de imposición cultural que no solamente no resolvía los problemas enfrentados por los agricultores, sino que obstaculizaba las posibilidades de transformación social de grandes proporciones de trabajadores del campo. Freire cuestionó el proceso unidireccional debido a los múltiples fracasos de procesos tecnológicos, así como a graves problemas sociales y ecológicos que desató, además de detonar procesos de desvalorización de conocimientos, tecnologías y recursos locales. Resaltó la relevancia de impulsar procesos de comunicación dialógica bidireccional o multidireccional, contrapuestos al de extensión unidireccional (Freire, 1973; Altieri y Toledo, 2011). Freire puso énfasis no solo en la unidireccionalidad del proceso comunicativo sino, sobre todo, en el carácter político que este modelo de intervención campesina tuvo para ocultar las intenciones finales del paquete tecnológico de la Revolución Verde. Su crítica no era solo metodológica, denunció la pobreza educativa del extensionismo, al no buscar elevar el nivel de comprensión crítica sobre la realidad entre el campesinado y su empoderamiento. De manera que el pensamiento de Freire no solo comprende la crítica a su metodología, sino ante todo, a su carácter castrante en el mundo campesino.

Procesos educativos para la sustentabilidad

Desde los trabajos de Freire hasta nuestros días, se ha promovido una visión de la educación como un proceso a través del cual se comparten y construyen conocimientos por los involucrados (educadores y educandos) en proyectos de transformación socioecológica (Castillo, 1999). Se habla entonces de modelos de coproducción de conocimientos (Gibbons, 2000) que requieren organizaciones sociales flexibles para su mejor desarrollo. Un aspecto que emerge del trabajo comunicativo educativo es la toma de conciencia sobre la realidad que se vive en los sectores involucrados, y sobre todo, se reconocen las propias capacidades de las comunidades y de

los otros sectores que trabajan en conjunto. Las personas que cooperan y colaboran se empoderan, e incrementan y fortalecen la participación social de los distintos sectores en la toma de decisiones.

Procesos institucionales para la sustentabilidad

La iniciativa y acción de los individuos en los procesos transformadores constituyen piedras angulares sobre las que descansan las metas para la solución de problemas socioecológicos. Pero sin duda las iniciativas individuales y aun grupales suelen ser limitadas. Una premisa fundamental de este trabajo es que las perspectivas deben involucrar cada vez más a las instituciones, los centros, institutos, universidades, ministerios, gobiernos, redes sociales. En la medida en que las iniciativas alcancen tal nivel de socialización podrán lograr metas de mayor trascendencia. En este sentido, las iniciativas individuales y grupales deben aspirar a convertirse en iniciativas institucionales y políticas que transiten de las reglas locales a políticas públicas.

En las siguientes secciones compartimos experiencias de investigación grupal e institucional y acciones educativas y participativas que han buscado a través del diálogo de saberes la construcción de conocimientos para la atención de problemas socioecológicos. Sobre la base de estas experiencias aspiramos a extraer algunas conclusiones que puedan ser de utilidad en el objetivo de reorientar la investigación científica para contribuir a la construcción de ciencia para la sustentabilidad.

Agaves, bosques y mezcal

El primer caso que ayuda a ilustrar la colaboración dialógica intersectorial se lleva a cabo en la comunidad de San Luis Atolotitlán, en el valle de Tehuacán (fig. 2). Con base en la confianza generada por cerca de 10 años de trabajo local, las autoridades ejidales solicitaron nuestra colaboración en un proyecto que iniciaron para recuperar poblaciones *Agave potatorum* (fig. 3), un maguey usado en la zona desde hace más de un siglo para elaborar mezcal de excelente calidad. Por mucho tiempo, la producción fue a pequeña escala, para satisfacer la demanda comunitaria en fiestas tradicionales; pero en las últimas 2 décadas aumentó su demanda en el mercado regional y con ello el número de fabricantes y de agaves extraídos de los bosques (Delgado-Lemus, Casas y Téllez, 2014). Después de reconocer su extinción en algunas localidades, la comunidad decidió recuperar los agaves en sus hábitats naturales con el acompañamiento técnico y gestión de apoyos por parte de las autoridades de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán (RBTC), de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) (fig. 3).

Las autoridades ejidales recuperaron un vivero, organizaron la colecta de semillas, la producción de plantas de agave y su trasplante a áreas forestales. Después de un año apreciaron una alta mortandad de los individuos de agave trasplantados y fue entonces que pidieron nuestra asesoría. Junto con los productores se realizó una evaluación de la mortalidad de las plantas, identificando que esta era del 56% en tan solo un año. Iniciamos entonces un proceso de investigación acerca de las causas. Entre

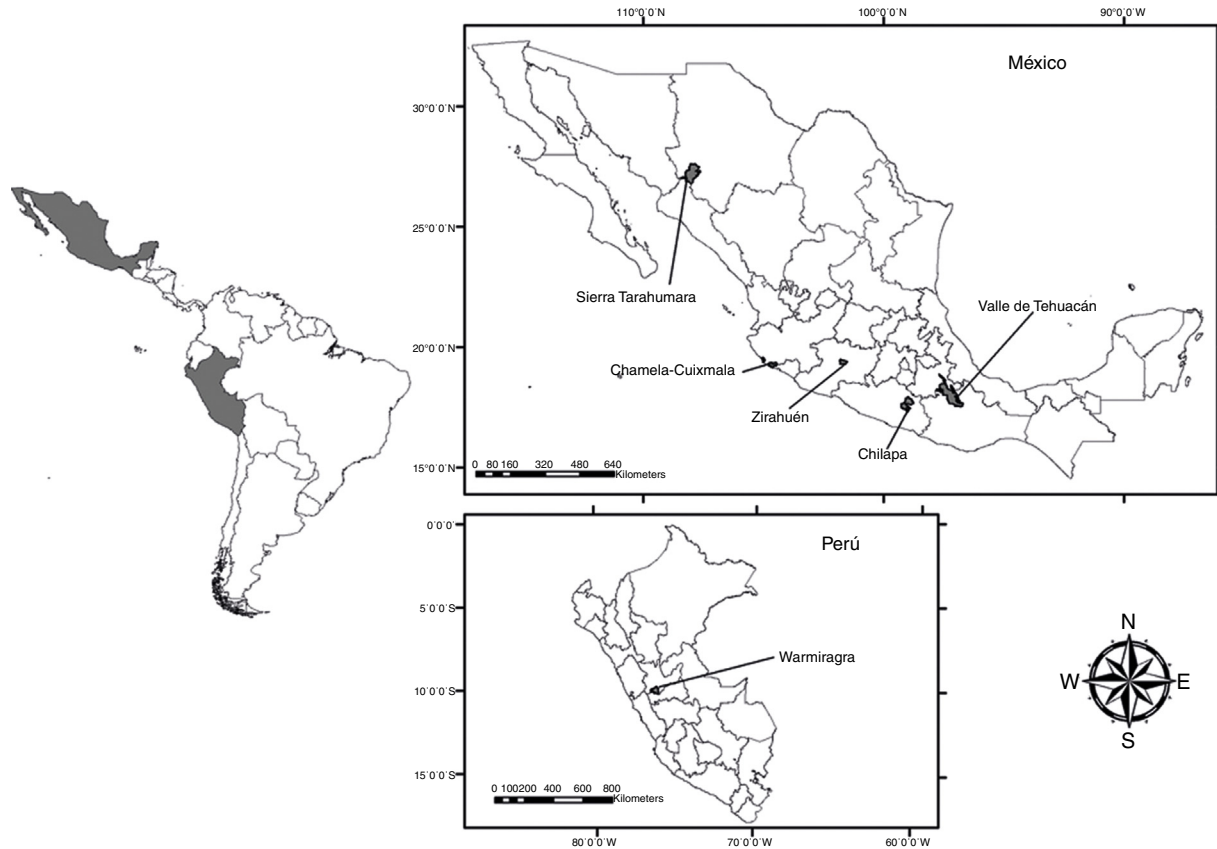


Figura 2. Sitios de estudio referidos en el artículo. Arriba, las regiones de México mencionadas en el texto; abajo la región de la Sierra Central Andina del Perú, en donde se encuentra la cuenca de Warmiragra, municipalidad de Tomaykichwa, en el Distrito de Huánuco, Perú.

las más importantes se identificó un problema asociado a interacciones de facilitación. Se investigó la distribución y abundancia del maguey en distintos tipos de vegetación y de identificaron en concreto sus interacciones de facilitación o de asociación a plantas nodrizas. La investigación al respecto (Rangel-Landa, Casas y Dávila, 2015) identificó una asociación significativa de *A. potatorum* con diferentes especies de plantas arbustivas, arbóreas y aun herbáceas en distintos tipos de vegetación y que tal asociación era determinante para el establecimiento de plántulas o agaves juveniles. Ello permitió recomendar el trasplante de agaves bajo el dosel de ciertas especies de plantas en particular. También se propuso realizar muestreos rápidos de nodrizas en distintos tipos de vegetación, pues *A. potatorum* se distribuye en al menos 14 tipos de asociaciones vegetales (Valiente-Banuet et al., 2009). El trabajo de Rangel-Landa et al. (2015) confirmó que el desempeño de las semillas y plántulas de un sitio determinado decrece en sitios distintos al del origen, lo que condujo a recomendar el control del origen de las semillas y trasplantar las plántulas al tipo de vegetación correspondiente. Las diferencias en los linajes de poblaciones de sitios distintos se confirmaron en el estudio de Félix-Valdés et al. (2015), quienes encontraron diferenciación genética entre poblaciones separadas por tan solo 3 km, pero en condiciones ambientales distintas.

Mediante muestreos en el territorio de la comunidad, se estimó (Delgado-Lemus et al., 2014a; Delgado-Lemus, Torres, Blancas y Casas, 2014) que anualmente se extraen cerca del 65% de los individuos reproductivos de *A. potatorum*, aunque

hay sitios en donde se extraen todos estos. Este hecho indicó la importancia de planear la extracción, asegurando la permanencia de individuos reproductivos en cada sitio de extracción. Estrella-Ruiz (2008) encontró que la visita de murciélagos polinizadores a las flores de *A. potatorum* disminuía drásticamente en sitios en donde escaseaban los individuos reproductivos. Siendo que la entrecruza es obligada para la producción de semillas, la baja visita de polinizadores a los pocos individuos reproductivos determina que estos tengan una escasa producción de semillas. Un estudio demográfico (Torres, Casas, Delgado-Lemus y Rangel-Landa, 2013; Torres, Casas, Vega, Martínez-Ramos y Delgado-Lemus, 2015) permitió apreciar que aun las poblaciones más conservadas podrían extinguirse en un periodo de 23 años. Se identificaron las etapas críticas del estado de desarrollo de los agaves en los que es más eficiente llevar a cabo el repoblamiento de áreas forestales, o que complementarían las propuestas técnicas para un manejo más sustentable de la especie (fig. 3).

El proyecto promovió que las autoridades y encargados del vivero conocieran la experiencia de manejo forestal de maguey de la organización *Sansekan Tinemi* en Chilapa, Guerrero. Junto con la asociación civil el Grupo de Estudios Ambientales y Sociales (GEA) se organizaron intercambios de experiencias de manejo forestal en 2006 y en 2015. Los campesinos de Guerrero manejan *Agave cupreata*. Para ambas organizaciones fue muy enriquecedor conocer las técnicas desarrolladas en cada sitio y se detonó un intercambio de prácticas de innovación. En

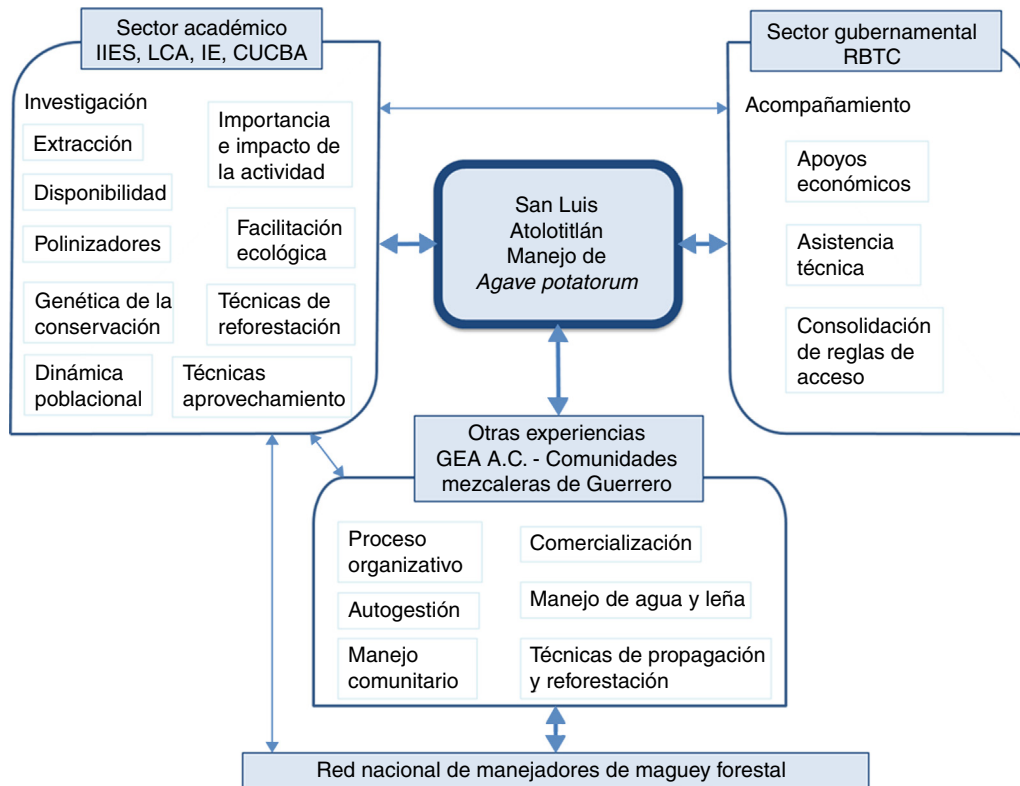


Figura 3. Relaciones intersectoriales en el proceso de construcción de nuevas técnicas de manejo de *Agave potatorum*. El diálogo de saberes (flechas) ha sido el eje de la interacción de la comunidad de San Luis Atolotitlán, los sectores académico y gubernamental y otras experiencias en el manejo forestal y cultivo de agaves mezcateros del país. CUCBA: Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara; GEA, A.C.: Grupo de Estudios Ambientales, Asociación Civil, IE: Instituto de Ecología, UNAM; IIES: Instituto de investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM; LCA: licenciatura en Ciencias Ambientales, UNAM; RBTC: Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán.

la comunidad de Tehuacán se difundió la información generada mediante: 1) reuniones con autoridades y responsables del vivero, 2) reuniones generales con la comunidad, y 3) talleres sobre producción, consumo y comercialización. Las autoridades de la RBTC y las asambleas comunitarias tomaron en cuenta los diagnósticos y recomendaciones para construir regulaciones para el acceso a los agaves (por ejemplo, sitios de veda, restricciones de acceso del ganado, áreas de reforestación). El proceso no ha terminado, otras comunidades de Tehuacán productoras de mezcal y otras organizaciones del país, incluyendo organizaciones de Jalisco y Michoacán, se han incorporado al proceso de intercambio de experiencias. Junto a la producción sustentable, los productores enfrentan problemas en la protección de derechos de propiedad intelectual y en la gestión de mercados justos. Estos temas requieren la participación de especialistas de otras áreas. La sustentabilidad del aprovechamiento de *A. potatorum* implica asegurar el aprovechamiento del recurso a largo plazo, pero también el adecuado beneficio económico y social de esta actividad (fig. 3).

Manejadores rarámuri del bosque

Un segundo trabajo se llevó a cabo en la sierra Tarahumara, en el estado de Chihuahua, México. Esta experiencia se desarrolló con la relación entre una ONG, la Consultoría Técnica Comunitaria (Contec), una comunidad rarámuri del ejido forestal de

Cuiteco y una institución académica, el Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco, ahora IIES), de la UNAM. Contec es una organización civil que trabaja en la sierra Tarahumara desde hace 15 años y tiene como misión apoyar procesos organizativos que favorezcan la economía campesina y la gobernabilidad local de las comunidades agrarias en la sierra Tarahumara. Desarrolla su trabajo con base en una estrategia de educación no formal que busca responder a las necesidades y temáticas de interés de las comunidades participantes.

El ejido de Cuiteco desarrolló la extracción de madera para la industria forestal con fines comerciales entre 1981 y 2002, año a partir del cual, por acuerdo comunitario, la extracción de madera dejó de practicarse, entre otras razones debido a que los bajos ingresos que obtenían no compensaban el alto costo ambiental y laboral de los campesinos involucrados. El manejo forestal suscitó procesos de extracción irregular de madera, lo que derivó en la interposición de denuncias ante la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa) por parte de los mismos campesinos (CCA, 2005). Ante tal panorama, la comunidad rarámuri optó por la búsqueda de opciones productivas asociadas al manejo sustentable de los recursos forestales no maderables (RFNM) y la conservación del bosque (Comisariado Ejidal de Cuiteco, 2007).

Ante la solicitud de colaboración de la comunidad hacia nuestro grupo, nuestra participación estuvo dirigida principalmente a inventariar los recursos potenciales y a analizar cómo

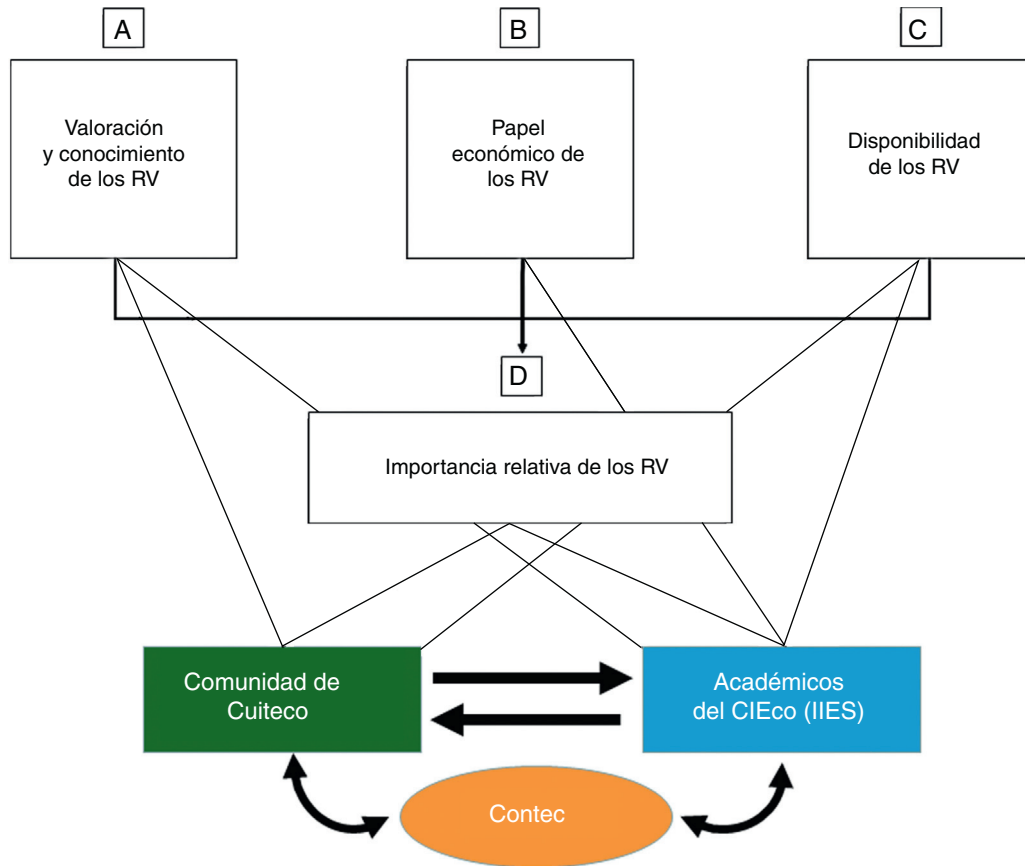


Figura 4. Esquema general del proceso de investigación de los factores culturales, económicos y ecológicos de los Recursos Forestales no Maderables (RFNM) en el ejido forestal de Cuiteco, Chihuahua, México. Se representan los grandes temas de investigación que se abordaron conjuntamente entre la comunidad, la organización civil y el grupo académico. En el proceso, Contec fue un puente de comunicación y apoyo permanente que contribuyó a estrechar lazos entre la comunidad y el grupo académico, así como a darle continuidad al proyecto. La interacción entre la comunidad y el grupo académico fue especialmente vigorosa, y el trabajo se llevó a cabo con equipos mixtos de trabajo entre campesinos y académicos.

influyen factores culturales, económicos y ecológicos, en las formas de aprovechamiento de los RFNM en la comunidad forestal, con el fin de entender las decisiones y técnicas adoptadas para aprovechar los RFNM y generar propuestas para su manejo sustentable. Para cumplir tales objetivos se implementó una estrategia de Investigación Acción Participativa, a través de la cual: 1) se identificaron las unidades que componen el territorio del ejido, 2) se diseñó una estrategia para la elaboración de un inventario etnobotánico, 3) se elaboró un estudio ecológico que aportó información sobre la distribución y abundancia de los recursos vegetales como criterio para identificar la viabilidad de su aprovechamiento comercial y 4) se elaboró un estudio sobre la importancia económica de los recursos vegetales (Camou-Guerrero, Reyes-García, Martínez-Ramos y Casas, 2008) que permitió identificar aquellos recursos con mayor potencial (fig. 4). Un esquema de investigación similar al de nuestro grupo lo había ensayado en otras comunidades del país. La particularidad de este proyecto es que se construyó en conjunto con la ONG y la comunidad, y esta última se apropió del proceso de manera destacada. El trabajo se desarrolló conjuntamente con un equipo técnico campesino y el acompañamiento de la asamblea ejidal, complementando y validando la información generada (fig. 5). Algunas de las aplicaciones directas de este proceso de investigación han sido: 1) el inventario de

recursos forestales no maderables generado, el cual permitió impulsar la formación de una cooperativa para la elaboración de productos a base de plantas locales; 2) se generó una tipología de recursos la cual permitió orientar estrategias de manejo de RFNM, como la protección de recursos vulnerables debido a su escasez e intensidad de uso; o el aprovechamiento de recursos potenciales por su valor comercial y adecuada abundancia; y 3) la delimitación y establecimiento de una Reserva Campesina para la conservación de la biodiversidad (Camou-Guerrero, 2008). En esta experiencia es de particular relevancia el esfuerzo empleado para generar mecanismos de comunicación entre los 3 actores involucrados, para la definición de los objetivos y métodos de la investigación, así como diseñar las acciones derivadas.

Investigación desde la perspectiva de los actores sociales en la costa sur de Jalisco

La UNAM creó en 1971 la Estación de Biología Chamela (Noguera, Vega y Aldrete, 2002) con el objetivo de proteger el área e investigar los componentes y funcionamiento de los ecosistemas de bosque tropical seco. Durante más de 4 décadas, la producción científica rebasa ya los 700 artículos científicos y 500 tesis, y es el sitio con más estudios del bosque tropical



Figura 5. 5(a), La zonificación y caracterización del territorio se realizó mediante un proceso de mapeo participativo, para lo cual se desarrollaron talleres en los cuales participó un equipo técnico campesino conformado por hombres y mujeres. El proceso de mapeo participativo incluyó la presentación de la cartografía resultante en la asamblea ejidal para su socialización y validación. La cartografía temática generada incluyó: tipos de vegetación, usos del suelo y unidades ambientales o de manejo; 5(b), el equipo técnico campesino desarrolló un inventario etnobotánico partiendo de los diferentes tipos de vegetación y unidades ambientales. El inventario etnobotánico, conjuntamente con la cartografía comunitaria fue la base de análisis más detallados que permitieron derivar recomendaciones y estrategias de manejo de los RVNM. La información de nomenclatura y formas de uso de los ejemplares colectados fueron recopilados y sistematizados igualmente en talleres etnobotánicos y en asamblea ejidal; 5(c), el equipo técnico campesino se capacitó para la realización de muestreos de vegetación, siguiendo básicamente el método de muestreo propuesto por Gentry. Con el propósito de determinar los patrones de distribución y abundancia de los RVNM en el ejido Cuiteco. Se formaron 4 equipos de campesinos y ecólogos que lograron efectuar cerca de 30 puntos de muestreo en una semana (lo que nuestro grupo trabajando solo logra en más de 3 meses de trabajo); 5(d), el análisis económico de los RVNM (valor de uso y valor monetario) se desarrolló en una muestra representativa de las familias rarámuri de Cuiteco. Incluyó la aplicación de encuestas y mediciones directas de consumo de RVNM; 5(e), asamblea ejidal en el ejido Cuiteco para la validación del trabajo de ordenamiento de las actividades de manejo de los RVNM.

seco del continente (Noguera et al., 2002). Sin embargo, el uso de esta información para promover el aprovechamiento sustentable de recursos naturales ha sido mínimo (Castillo, Pujadas, Magaña, Martínez y Godínez, 2006; Pérez-Escobedo, 2011), no obstante que es altamente necesario para los habitantes de las comunidades aledañas. Considerando tal situación, desde el año 2000 se iniciaron estudios para documentar las visiones de los pobladores locales sobre el uso y manejo de sus tierras y los temas prioritarios de manejo ambiental.

Se partió de un enfoque de investigación similar al que Gibbons (2000) llama «Modo 2» de generación de

conocimientos. Este modelo es de carácter aplicado y se diferencia del Modo 1 en el cual las agendas de investigación las deciden los científicos. El Modo 2 busca que las agendas y preguntas de investigación se basen en problemas identificados por actores sociales no científicos; esto es, personas o grupos sociales que requieran información científica para entender y resolver o mitigar problemas específicos que les atañen (fig. 6).

Con base en este enfoque y a través de perspectivas cualitativo-interpretativas de investigación (Tarrés, 2004) con técnicas como la observación participante, la conducción de entrevistas a profundidad y talleres participativos, se han

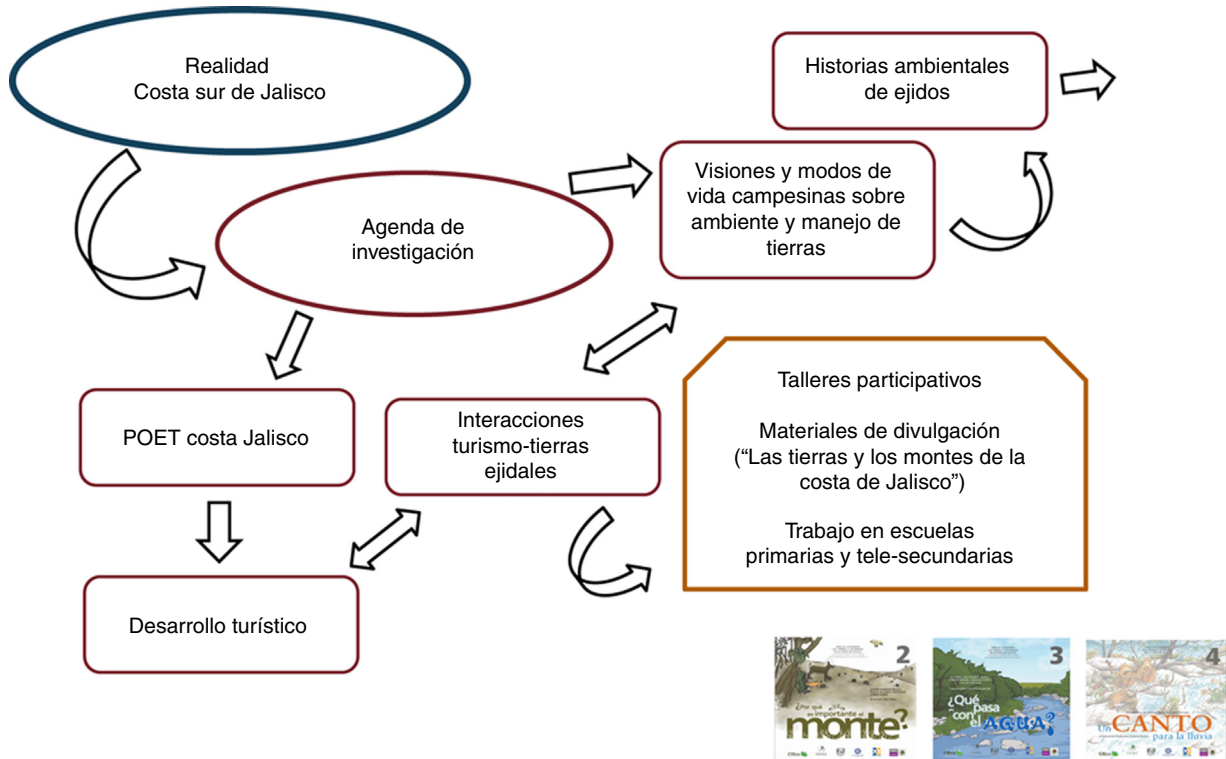


Figura 6. Enfoque de trabajo seguido en la costa sur de Jalisco. Se pone énfasis en 2 grandes temas de extrema relevancia: el manejo de tierras y los modos de vida campesinos, así como el desarrollo turístico en la actualidad (impulsado por el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial [POET]). Estos temas se han trabajado en talleres participativos con familias campesinas, así como a través del uso de materiales educativos.

identificado temas relevantes de interés local y regional. Un ejemplo está asociado al proceso de formulación del «Ordenamiento Ecológico Territorial de la Costa de Jalisco» decretado en 1999, el cual fue fuertemente rechazado por las poblaciones locales. Los análisis realizados permitieron documentar las fallas en la formulación del programa, principalmente en relación con la consulta pública. En voz de los participantes, «en teoría era para ver si la gente estaba o no de acuerdo en intercambiar opiniones, pero acabó siendo una reunión informativa, no se tuvo la intención de tomar en cuenta a nadie» (Pujadas, 2003). A la fecha, este instrumento de política ambiental se ha utilizado para justificar el desarrollo de proyectos turísticos. Por ello, el turismo se identificó como un tema prioritario.

Hasta ahora no se ha identificado un fuerte impacto ambiental debido al turismo; sin embargo, en los últimos años se han aprobado varios proyectos turísticos de grandes dimensiones que sí provocarán impactos negativos en la región. Desde 2007, académicos de la UNAM hemos realizado reportes científicos, que demuestran que las propuestas deben modificarse para evitar daños ecológicos (Boege et al., 2010; Castillo, Domínguez, García, Quesada y Vega, 2007). Sin embargo, y a pesar de que la Conanp ha avalado las sugerencias de la UNAM, otras instancias gubernamentales han otorgado permisos y los proyectos están en marcha. El estudio del turismo en la región revela la existencia de una fuerte asimetría ambiental. Por ejemplo, en cuanto al acceso al agua, un recurso común escaso, una de las mansiones de la zona paga 1,700 dólares por 1 millón de litros de agua al año mientras que un campesino paga 7,400 dólares por la misma cantidad de agua que alcanza para mantener

40 vacas durante 21 meses (Cohen, 2014; Riensche, Castillo, Flores-Díaz y Maass, 2015). Otra muestra de la asimetría es que el agua que se consume en la zona adyacente al mar se obtiene de pozos, cuyos mantos freáticos se recargan por la presencia de vegetación en las tierras campesinas ubicadas tierra adentro (fig. 7). Los dueños de desarrollos turísticos obtienen beneficios económicos mientras que las comunidades campesinas locales no (Riensche et al., 2015).

Otro ejemplo de procesos para identificar los temas de investigación relevantes para los actores sociales, lo brinda la historia ambiental (fig. 6). En la región, la unidad de análisis han sido los ejidos, pues poseen el 70% de las tierras del municipio La Huerta en donde se localiza la Estación Chamela de la UNAM (Castillo et al., 2009). Se documentaron las visiones y modos de vida de las familias campesinas. Debido a que los ejidos en esta parte de México fueron de los últimos decretados por la Reforma Agraria, fue posible conocer a los fundadores de ejidos y entrevistarlos. Además de conocer los sucesos que permiten entender las decisiones actuales sobre el manejo de ecosistemas, la reconstrucción de las historias ambientales de los ejidos se escribió y se elaboraron artesanalmente pequeños libros que fueron entregados a los ejidos. Los libros fueron bien recibidos por las comunidades y fueron un importante punto de partida para que en cada proyecto se buscara compartir los resultados de investigación con las comunidades a través de presentaciones verbales en reuniones y talleres, o a través de materiales escritos. Un reto aún vigente es investigar temas de interés para las comunidades locales, así como compartir la información científica generada. A las familias campesinas les

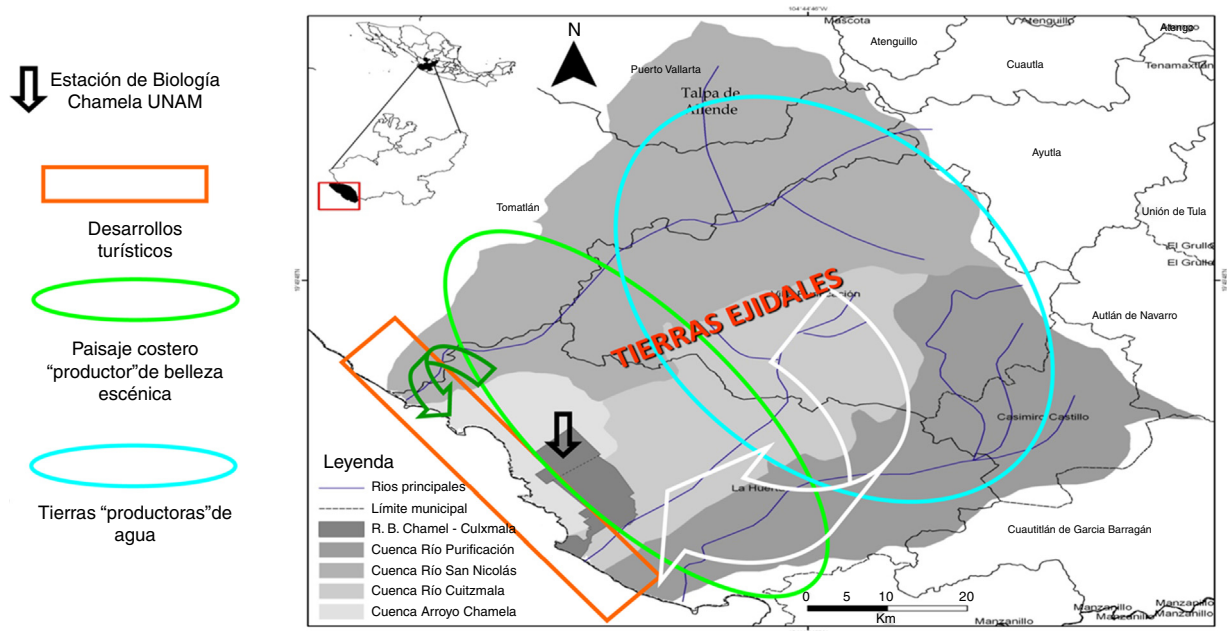


Figura 7. Ubicación de la región de estudio en la costa sur de Jalisco perteneciente al municipio La Huerta. Se señala (con una flecha) el polígono de la Estación de Biología Chamela de la UNAM (parte de la Reserva de la Biosfera [RB] Chamela-Cuixmala), dentro del contexto de 3 cuencas hidrográficas (de los ríos San Nicolás, Cuitzmala y Purificación). Se señala, asimismo, la zona donde se ubican los hoteles existentes y los proyectos turísticos en construcción. Se resalta las zonas que proveen el paisaje que disfrutaron los visitantes, así como la región que comprende las partes medias y altas de las cuencas y que por contar con porcentajes altos de vegetación (entre 50 y 80% de los terrenos ejidales) es posible disponer de agua en los pozos en las partes bajas. Estos servicios brindados por las tierras ejidales no se reconocen y tampoco existen remuneración alguna. Figura realizada por Marcela Pérez.

interesa conocer y aprender sobre plantas y animales del bosque tropical seco y están ávidos de trabajar con la comunidad científica (Pérez-Escobedo, 2011). Este punto debe llevar a las instituciones académicas a reflexionar sobre qué y para qué investigar, así como construir estrategias de comunicación que apoyen las prácticas de aprovechamiento de recursos naturales, la conservación de ecosistemas y nutrir las políticas públicas. Nuestra aportación en este sentido ha sido por ahora publicar una serie de libros de divulgación «Las tierras y los montes de la costa de Jalisco» que consta de 5 volúmenes que se han trabajado en escuelas primarias, telesecundarias y con grupos de adultos (fig. 6). Tal proyecto aspira a dar pasos en esta dirección.

Procesos educativos en el contexto de la ciencia para la sustentabilidad

Los procesos educativos para la sustentabilidad deben considerar que el entendimiento de los sistemas complejos rebasa la visión de una disciplina y por ello los procesos multi-, inter- y transdisciplinarios son necesarios (García, 1994). También se requieren enfoques que flexibilicen los procesos de investigación. El entendimiento de un fenómeno es deseable para poder diseñar una acción transformadora, pero esta visión en fenómenos complejos resulta prácticamente imposible. La complejidad y la elevada incertidumbre de los sistemas socioecológicos requieren de quienes intentan entenderlos y manejarlos bajo formas de aproximación diferentes. El concepto de manejo adaptativo surge como una alternativa para entender un sistema, actuar sobre este, monitorear el efecto de las intervenciones

y efectuar ajustes continuamente (Grumbine, 1994; Holling, 1978). El entendimiento y el diseño de acciones van a la par y el continuo monitoreo forma parte del proceso de investigación (Folke et al., 2004; Grumbine, 1994). Construir ciencia para la sustentabilidad requiere entonces formar profesionistas dispuestos a valorar distintas disciplinas y que promuevan su interacción (Clark et al., 2016; García, 1994), para hacer operativas las acciones de manejo adaptativo.

Un proyecto educativo al que haremos referencia tiene su origen en un curso de posgrado que se ha llevado a cabo por 11 años consecutivos en Warmiragra, en los Andes Centrales de Perú. El esquema de trabajo se basa en la colaboración con comunidades quechuas de la zona, organizaciones civiles (fig. 8) y las escuelas locales, en múltiples temas que incluyen organización territorial, sistemas agrícolas, pecuarios y forestales, recursos genéticos, flora y fauna. Este trabajo es parte del curso de campo «Domesticación y manejo in situ de recursos genéticos» realizado por el Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM y la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional Agraria La Molina de Perú, en el que además participan continuamente miembros de organizaciones civiles como GEA y CADEP y organizaciones gubernamentales como la Conabio, México y el MINAM, Perú, entre otras (fig. 8).

El otro proyecto se lleva a cabo en la licenciatura en Ciencias Ambientales (LCA) de la UNAM, en la cual se ha estimulado la interdisciplina y la capacidad de valorar y aprender de otros sectores de la sociedad en la búsqueda de soluciones a problemas. Junto con GEA, la organización campesina *Sansekan Tinemi* y comunidades rurales nahuas y mestizas de Chilapa y Ahuacuotzingo, en la región centro montaña de Guerrero

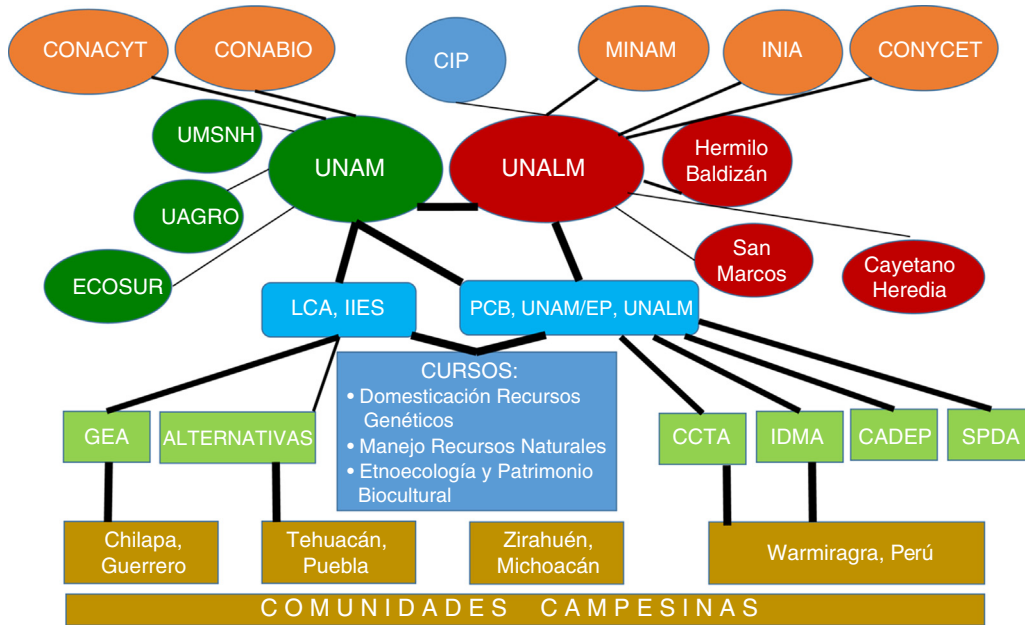


Figura 8. Esquema general de los procesos educativos para la participación que impulsa nuestro grupo de trabajo. En un plano general destaca la interacción entre la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y la Universidad Nacional Agraria la Molina (UNALM), de Perú, las cuales a través del Posgrado en Ciencias Biológicas y la Escuela de Posgrado de ambas instituciones, respectivamente, han impulsado por 11 años consecutivos el curso «Domesticación y manejo de recursos genéticos». Este curso cubre de manera intensiva 40 horas de teoría, así como 10 horas para el diseño de proyectos de investigación sobre diversos temas relacionados con el manejo de recursos naturales, sistemas de producción, uso del territorio, entre una amplia gama de problemas ambientales que se viven en comunidades de la región central de Los Andes peruanos, ubicadas en la caña de Warmiragra y que año tras año se van registrando con base en las necesidades locales. Los proyectos de investigación se comparten y realizan con la participación de los miembros de las comunidades. Los informes técnicos y materiales didácticos que resultan del trabajo se entregan al año siguiente a las escuelas de las localidades de Armatanga y Chinchubamba, así como a las ONG que participan localmente (Instituto de Desarrollo y Medio Ambiente (IDMA) con sede en Huánuco, Perú) y la Coordinadora de Ciencia y Tecnología Andina (CCTA), la cual colabora en la organización y realización de los cursos. Ambas ONG son puentes indispensables para la realización de las investigaciones e interrelaciones con las comunidades andinas. Colabora con el curso, continuamente, la Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA), cuyos integrantes participan en el abordaje de temas sobre derechos de propiedad intelectual y diversos aspectos de legislación ambiental. Asimismo, los integrantes del Grupo de Estudios Ambientales de México y el Centro Andino de Capacitación y Promoción José María Arguedas (CADEP) envían anualmente miembros de las organizaciones al curso. CADEP, con sede en Cusco organiza frecuentemente nuestra participación en versiones cortas del curso para sus promotores. A este proyecto iniciado por la UNAM y la UNALM se han sumado paulatinamente la Universidad Nacional Hermilo Valdizán de Huánuco y la Universidad Nacional de San Marcos, y la Universidad Cayetano Heredia de Lima, Perú. El curso recibe apoyo financiero del Concyet de Perú y Conacyt, México, así como la colaboración de instituciones gubernamentales de Perú (Ministerio del Ambiente, MINAM e Instituto Nacional de Investigación Agraria, INIA) y de México (particularmente, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Conabio). Finalmente, desde sus inicios destaca la colaboración del Centro Internacional de la Papa (CIP), un organismo internacional que presenta en el curso un panorama del quehacer institucional. Con base en la experiencia internacional en Perú, se ha puesto en práctica por 5 generaciones consecutivas un esquema de trabajo similar, impulsado por el Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), en conjunto con alumnos de la licenciatura en Ciencias Ambientales (LCA) en Chilapa, Guerrero con la colaboración del Grupo de Estudios Ambientales, en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán con el apoyo de Alternativas, A.C. y organizaciones comunitarias de Zapotitlán de las Salinas, San Juan Raya y Santiago Tilapa, Puebla, así como en Zirahuén, Michoacán. En estos casos las investigaciones van precedidas de asambleas comunitarias que discuten y proponen los temas de investigación, se involucran en el diseño y realización y reciben de la siguiente generación los informes técnicos y materiales de difusión elaborados por la generación previa.

desarrollamos por 6 años consecutivos una experiencia de investigación para desarrollar acciones ante problemas ambientales (Lindig y Casas, 2013).

El trabajo ha comprendido la integración de los temas del último semestre de la carrera: 1) aprovechamiento de recursos naturales y servicios ecosistémicos, 2) biología de la conservación, 3) restauración ecológica y 4) ordenamiento territorial. Una comisión de profesores y alumnos ha acudido sistemáticamente a reuniones con GEA y con representantes de las comunidades incluidas en la organización (32 comunidades). En esas reuniones se expone información sobre el programa educativo de la UNAM, los resultados de estudios del año anterior, la intención de contribuir con investigaciones útiles a las comunidades y a GEA durante el año en turno, y se solicita permiso para trabajar en sus comunidades. Por su parte, GEA y las comunidades

exponen sus propias agendas de necesidades de información y se deciden los proyectos a realizar y las comunidades en las que se trabajará cada uno de ellos. Durante el periodo de trabajo se han llevado a cabo más de 20 proyectos de investigación (tabla 1). Algunos de estos han sido específicos para un año en particular, otros como los inventarios de recursos forestales, el estudio de sistemas agroforestales, consumo de leña y diagnóstico de cantidad y calidad de agua y riesgos asociados a deslizamientos, han tenido continuidad por varios años. Los objetivos del trabajo son: 1) realizar investigaciones cortas que permitan a los alumnos visualizar el valor de la investigación en procesos para la atención de problemas, 2) vincularse con diferentes sectores de la comunidad, con GEA como organización civil y eventualmente con autoridades regionales, comerciantes, entre otros sectores y 3) adquirir una identidad y compromiso insti-

Tabla 1
Principales proyectos de investigación llevados a cabo conjuntamente entre alumnos de la licenciatura en Biología y maestría en Ecología Aplicada de la Escuela de Posgrado y del Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM, con campesinos y organizaciones civiles en Warmiragra, Perú. Proyectos de los alumnos de la licenciatura en Ciencias Ambientales, UNAM, en Chilapa, Gro., Tehuacán, Pue., y Zirahuén, Mich, en conjunto con organizaciones sociales, comunidades rurales y organizaciones civiles trabajando en las zonas.

Warmiragra	Chilapa	Tehuacán	Zirahuén
Erosión genética del maíz y criterios de selección artificial	Uso, distribución y abundancia de copales en Acateyahualco	Manejo de suelos y agua por Alternatvas, A.C.	Problemática ambiental de parcelas agrícolas
Etnobotánica, distribución y abundancia de recursos vegetales	Inventario de abejas sin aguijón y aprovechamiento de su miel	El sistema de producción y comercialización de sal en Zapotitlán de las Salinas	Problemática ambiental del lago
Los sistemas agroforestales, diversidad y manejo	Evaluación de servicios hidrológicos en Oxtoyahualco	El manejo del Jardín Botánico Helia Bravo Hollis	Caracterización de los sectores de la población de Zirahuén
Plantas medicinales y salud reproductiva de la mujer	Diversidad de mamíferos en Chlapa y Ahuacuotzingo	Ecoturismo en San Juan Raya	Principales problemas en los bosques
Etnobotánica de <i>Oxalis tuberosa</i>	Ordenamiento territorial de El Jagüey	Mezcaleros y mezcal en San Luis Atolotitlán	Contaminación bacteriana del río El Silencio
Crianza familiar de cuy (<i>Cavia porcellus</i>)	Uso y manejo de recursos forestales en Acateyahualco	Ecotécnicas y Museo del Agua, Alternativas, A.C.	Implicaciones socioeconómicas y políticas de los problemas ambientales
Diversidad de recursos en huertos	Uso y manejo de recursos forestales en El Jagüey	Sistemas agroforestales	Estado actual de los principales cuerpos de agua de la cuenca
Incorporación de plantas silvestres al huerto	Ordenamiento territorial de Oxtoyahualco	Aprovechamiento de palma	Principales actores en la contaminación de la cuenca
Uso y manejo de las principales especies arbóreas	Plantas medicinales de Acateyahualco y Trapiche Viejo	Alimentación, recursos y soberanía alimentaria	
Intercambio de semillas de tuberosas nativas entre campesinos y su influencia sobre la riqueza genética	Riqueza ornitológica de Acateyahualco	Políticas públicas de la Reserva de la Biosfera	
Uso y manejo actual de las plantas tintóreas	Manejo del tlacolol en Xocoyotzintla	El manejo de la cooperativa Qualli	
Conocimiento tradicional sobre la fauna silvestre asociada a las chacras.	Análisis de riesgo por deslizamientos en Xocoyotzintla		
Transmisión de conocimiento			
Criterios de manejo y apropiación del espacio en la microcuenca	Calidad y monitoreo de agua en Trapiche Viejo		
Variación morfológica y herbivoría de cultivos de papa y oca	Calidad y monitoreo de agua en Acateyahualco		
Armatanga, su historia, formas de organización territorial y saberes campesinos	Sistemas agroforestales de Tecolcuautla		
Estudio preliminar de la flora silvestre	Conocimiento, uso y manejo de fauna en Oxtotitlán		
Interacciones bióticas del chocho silvestre y cultivado	Análisis de riesgo por deslizamientos en El Jagüey		
El sistema alimentario de la comunidad de Armatanga			
El territorio como espacio domesticado en Armatanga, Chinchobamba y Tomaykichwa			
Percepción campesina de cambios ambientales y estrategias de manejo			
Diversidad de recursos y alimentos de Armatanga			
Plagas de papa en cultivos y almacén			
Posibles interacciones reproductivas entre mashuas silvestres y cultivadas			

tucional como académicos en la colaboración que se desarrolla (fig. 8). El compromiso de los universitarios es entregar informes técnicos, materiales de difusión, colecciones, materiales educativos, manuales, mapas, y otros productos que son de utilidad a las comunidades en sus decisiones y construcción de acuerdos. También son útiles a GEA en el diseño de su agenda de trabajo.

Se designa a un equipo de alumnos y asesores (profesores y miembros de GEA) la responsabilidad de diseñar los protocolos de investigación solicitados, efectuarlos en campo, e integrar un primer borrador del informe técnico. La siguiente generación de alumnos comienza su ejercicio revisando el informe técnico de la generación previa, elaborando los materiales de difusión y

atendiendo el diseño e investigación del nuevo ciclo, así como el nuevo informe técnico. De esta manera, cada generación retoma sucesivamente el trabajo inconcluso de la generación previa, lo termina y deja el nuevo trabajo a la próxima generación. Ello genera un sentimiento de identidad sectorial y compromiso con los otros sectores. El proyecto se convierte así, más que en una práctica escolar en un proceso de compromiso institucional en la atención de problemas reales.

La LCA ha llevado a cabo múltiples prácticas de integración como ejercicios que pretenden estimular en los estudiantes la incorporación de referentes conceptuales y metodológicos de distintas disciplinas ante problemas comunes. Adicionalmente, generan información científica que puede proveer a los actores relacionados con un problema ambiental elementos de juicio para tomar decisiones. Con el tiempo, estos ejercicios se han transformando en un espacio para la construcción de marcos conceptuales de investigación en ciencias ambientales, que permiten la formación de los futuros científicos y que aportan información para el entendimiento y la posible solución de problemas ambientales concretos. Un espacio de trabajo recurrente de la LCA es el lago y el poblado de Zirahuén. La confluencia de actores sociales relacionados de manera diferencial con múltiples problemas ambientales hace de la región un espacio de trabajo de gran interés. Los resultados de las primeras prácticas de la LCA han permitido caracterizar los problemas e indican un acelerado deterioro ambiental en los últimos años. Entre los problemas reportados se encuentran la deforestación, el cambio de uso de suelo, la contaminación de cuerpos de agua, y disputas por el territorio y sus recursos. La naturaleza compleja de estos problemas involucra la interacción de componentes biofísicos, económicos, sociales, políticos y culturales y la mutua dependencia entre estos. Como un primer acercamiento al estudio la problemática ambiental en Zirahuén, desde una perspectiva integral e interdisciplinaria, profesores y estudiantes de la LCA y los pobladores, propusimos el desarrollo de un diagnóstico ambiental. Este trabajo partió de la solicitud de las comunidades indígenas de la región, como base para encontrar soluciones a problemas ambientales. Derivado del primer ejercicio, se desarrolló una segunda etapa de trabajo en la que se profundizó en la problemática del agua y en la ampliación de la escala de estudio a nivel de cuenca hidrológica. Se ha trabajado en conjunto con las autoridades locales y se pretende llevar un proceso institucional que logre una relación a largo plazo para continuar la formación académica de los alumnos y de seguimiento a los problemas y posibles soluciones. En la educación para la ciencia de la sustentabilidad y en la actualización y formación de los profesores es fundamental el desarrollo de ejercicios en los lugares donde se desarrollan los problemas ambientales. En el caso de la enseñanza de la complejidad es indispensable realizar estos ejercicios como lo es el escenario de Zirahuén.

En el caso de Warmiragra Perú, el proceso comunicativo ha involucrado la escala de cuenca. Ahí la plataforma que ha detonado comunicación entre comunidades campesinas ONG y organizaciones académicas han sido las escuelas locales. Se inició la realización de la Feria Ambiental de Warmiragra que ha impulsado exitosamente la convocatoria a niños, jóvenes y adultos de las comunidades, las ONG regionales y las universidades

participantes un proceso de intercambio de saberes a través de talleres, actividades lúdicas e intercambios de experiencias que buscan proyectar su impacto a mayor escala.

Procesos institucionales de comunicación y participación

Poco después de su creación en 2003, el IIES, de la UNAM decidió de manera colegiada la creación de una Unidad de Vinculación que facilitara los procesos de comunicación entre los grupos de investigación de esta entidad académica y los distintos sectores con los que colaboran tales grupos. Pero también se concibió que el proceso de vinculación debería adoptarse como un proyecto institucional, más allá de la iniciativa personal de algunos académicos. El planteamiento general es que la vinculación es un mecanismo fundamental para articular la investigación en temas ambientales con aquellos sectores que viven y afrontan los problemas. De tal manera, la agenda de investigación puede y debe construirse a partir de la problemática concreta del entorno, de las regiones y de los sectores con los cuales trabajan los grupos de investigación. Esto implica asumir un compromiso social de la investigación científica. Además, contempla la idea de que la investigación que involucra los sectores sociales con los cuales se interactúa permite una construcción social del conocimiento consecuente con las premisas de la transdisciplina para la ciencia para la sustentabilidad. La magnitud de la demanda de apoyo en comunicación e investigación ambiental rápidamente se elevó desde sectores sociales, empresariales organizaciones sociales, organizaciones civiles e instancias gubernamentales desde la escala comunitaria, municipal, estatal y nacional (fig. 9). De tal forma, la Unidad de Vinculación enfrentó problemas organizativos y las actividades de vinculación tuvieron que replantearse para incluir no solo a esta unidad, son también a la Unidad de Ecotecnologías que tiene interacciones con diversos sectores de la sociedad, y la Unidad del Ecojardín del IIES que anualmente atiende a miles de visitantes al campus Morelia de la UNAM. Adicionalmente, los grupos de investigación progresivamente han venido fortaleciendo sus propias capacidades y medios para atender aspectos de difusión y vinculación en la práctica de investigación con los sectores con los que interactúan. La idea de la Unidad de Vinculación ha venido desarrollándose con los años. Actualmente, el IIES considera la vinculación con la sociedad como una actividad sustantiva, pues el tipo de problemas de investigación que aborda así lo amerita. Para ello ha concebido a la Unidad de Vinculación y a las otras unidades mencionadas como facilitadoras de procesos de interacción entre los propios grupos de trabajo del IIES, la institución en general así como entre éstos y otros sectores de la sociedad. El IIES ha incluido en sus programas de estímulos académicos criterios que valoran las labores de vinculación a los integrantes de los grupos de trabajo. Se trata entonces de articular distintas plataformas de trabajo que están abordando en sus agendas de investigación problemas ambientales. Permiten involucrar de manera creciente la investigación de problemas particulares para apoyar el desarrollo de regulaciones (como en el caso ilustrado con *A. potatorum*), así como la atención de programas municipales y estatales que solicitan asesorías ante problemas como ordenamiento territo-



Figura 9. Las interrelaciones de la Unidad de Vinculación del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas (IIES), UNAM con otros sectores de la sociedad regional y nacional. A pesar de las dificultades organizacionales, las Unidades de Apoyo Académico como la Unidad de Ecotecnologías, Ecojardín y la Unidad de Vinculación, han logrado desarrollar importantes proyectos colaborativos interinstitucionales. Por ejemplo, existe una importante relación de colaboración entre el sector educativo y la Unidad de Vinculación, así como con dependencias del sector ambiental como Conanp, Conabio y Conafor. A nivel municipal, el IIES fue impulsor del programa «Agenda desde lo local» y a nivel estatal el IIES es parte del Consejo Estatal de Ecología y participa activamente en los espacios de consulta para el diseño de política ambiental. También es importante reconocer que los investigadores realizan actividades de vinculación particularmente con productores, comunidades y empresas, fortaleciendo de esta forma la atención de problemas relacionados con la producción agrícola, pecuaria y forestal.

rial, manejo de agua, manejo forestal, entre otros. Y, finalmente, está la escala de problemas nacionales de los cuales instancias gubernamentales y organizaciones civiles también solicitan el apoyo del IIES o de grupos de investigación del IIES. Son ejemplos de estas demandas, la evaluación de proyectos nacionales como el programa PROÁRBOL, el Programa de Pago por Servicios Ambientales, el proyecto Capital Natural de México desde la Conabio, el diagnóstico de plantas malezas e invasoras, entre otros programas que requieren evaluaciones técnicas y propuestas.

Las actividades de vinculación de los grupos y unidades del IIES comprenden una amplia gama de actividades. Incluye la divulgación de la ciencia a través de medios masivos de comunicación y la atención directa al público a través de conferencias y ferias de ciencia, puertas abiertas y otras iniciativas en plazas y calles. También incluye la atención de problemas ciudadanos en su agenda de investigación e innovación tecnológica. Y finalmente, el vínculo con los tomadores de decisiones a distintos niveles y la procuración por incidir en políticas públicas, también a distintas escalas. En todas estas acciones se parte de considerar que los temas ambientales no pueden soslayar los diferentes sectores que enfrentan la problemática ambiental ni la toma de decisiones al respecto; por lo tanto, la vinculación

más allá de las iniciativas de los individuos debe incluir a las instituciones.

Discusión y perspectivas

La ciencia para la sustentabilidad es un paradigma de extraordinaria importancia y su construcción debe ser una prioridad para los grupos de investigación y las instituciones que abordan la comprensión y atención de problemas ambientales (Kates, 2011; Kates et al., 2001). Requiere impulsar en la práctica de investigación una renovada disposición a considerar de manera horizontal los conocimientos y experiencias técnicas que los diferentes grupos humanos han construido a lo largo de siglos o milenios. Requiere una apertura a nuevos esquemas de innovación tecnológica basada en la consideración de la fuente múltiple de conocimientos y técnicas, y requiere la apertura al ensayo y error que involucra el concepto de manejo adaptativo. Este concepto ha sido considerado por las visiones tradicionales de la ciencia como una carga de irresponsabilidad. Construir manejo adaptativo significa asimilar los conocimientos disponibles para la atención de un problema con el mismo rigor o aún mayor que las investigaciones en campos específicos. El rigor debe ser mayor pues conlleva tras de sí la conciencia de la consecuencia de que la acción tendrá una repercusión sobre la sociedad y/o los ecosistemas involucrados. Pero se trata también de incorporar el monitoreo de las acciones como parte del proceso de investigación. Este proceso no excluye el rigor científico, por el contrario, lo demanda con mayor responsabilidad y principios éticos.

Construir ciencia para la sustentabilidad implica formar científicos con nuevas visiones. La complejidad de los sistemas que deben abordarse requiere una amplia visión y buena disposición a la interacción disciplinaria. Las visiones simplistas sobre ciencias «duras» y «blandas» carecen de valor en esta nueva búsqueda de aproximaciones de mayor apertura. Los científicos naturales deben ser capaces de valorar el aporte de las ciencias sociales y viceversa. No hay ciencia de primera o de segunda categoría, cada campo tiene sus aportes y todos ellos son de alto valor para la solución de problemas. De manera similar, los científicos básicos deben tener la apertura necesaria para valorar la ciencia aplicada y los procesos de innovación tecnológica en una dimensión similar. No hay ciencias mejores que otras, son campos científicos distintos y la pluralidad de enfoques es más que nunca necesaria. La formación de profesionistas preparados para las interacciones disciplinarias y capaces de valorar el conocimiento de otros sectores de la sociedad (investigación transdisciplinaria) debe consolidarse. No se trata de contraponer el valor de las disciplinas que se han desarrollado a lo largo de la historia de la ciencia, sino de articularlas, de orquestarlas para atender problemas a los que por sí mismas solo pueden dar respuestas parciales. Ello implica hacer ajustes curriculares en diversos programas académicos, pero también en las instituciones que los pondrán en práctica. Existen ya experiencias en desarrollo que permiten analizar las lecciones que brindan los esfuerzos educativos multi- e interdisciplinarios. Lo hemos analizado ahora desde la perspectiva de las ciencias ambientales, pero en realidad son múltiples los campos que requieren cada

vez más la visión de la complejidad y la necesidad de trabajo de investigación interdisciplinaria.

Finalmente, es preciso señalar que las iniciativas individuales de investigadores y ciudadanos preocupados por los problemas ambientales que imperan en esta gran crisis socioecológica son todas de gran valor. Sin embargo, es tiempo de que las instituciones construyan sus agendas para dar atención colectiva a problemas que rebasan las posibilidades de los individuos. Es este quizás el mayor reto, pues implica poner en sintonía instituciones gubernamentales, no gubernamentales, organizaciones sociales, e instituciones académicas a distintas escalas para facilitar su interacción. Se trata de grandes retos organizacionales, operativos que involucran la valoración de la participación para la construcción de una vigorosa ciencia para la sustentabilidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de diversos proyectos de investigación DGAPA, PAPIIT UNAM proyecto IN209214, PAPIIME PE304315 y PE207813, Conacyt CB-2013-01-221800, así como la colaboración de organizaciones civiles (en especial GEA, Contec, México y CCTA, IDMA, CADEP, Perú), organizaciones sociales (*Sansekan Tinemi*) y numerosas comunidades campesinas del valle de Tehuacán-Cuicatlán, México, Zirahuén, Cuiteco, la montaña de Guerrero, México y la región de la cuenca de Warmiragra en los Andes Centrales de Perú, particularmente a la familia Ticlavilca. Asimismo, el apoyo académico de grupos de investigación del IIES, UNAM, el CIZA de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

Referencias

- Adames-Mayorga, E. (2007). Hegemonía y cultura científica. Base para un debate entre ciencias. *Tareas*, 125, 5–28.
- Alcorn, J. B. (1993). Indigenous people and conservation. *Conservation Biology*, 7, 424–426.
- Altieri, M. y Toledo, V. M. (2011). The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *Journal of Peasant Studies*, 38, 587–612.
- Barnosky, A. D., Hadly, E. A., Bascompte, J., Berlow, E. L., Brown, J. H., Fortelius, M., et al. (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, 486, 52–58.
- Berkes, F. (1999). *Sacred ecology: traditional ecological knowledge and resource management*. Philadelphia: Taylor & Francis.
- Berkes, F. y Berkes, M. K. (2009). Ecological complexity, fuzzy logic and holism in indigenous knowledge. *Futures*, 41, 6–12.
- Berkes, F., Colding, J. y Folke, C. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*, 10, 1251–1262.
- Boege, E. (2008). *El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México*. México D.F.: Instituto Nacional de Antropología e Historia: Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas.
- Boege, K., Castillo, A., García, A., Vega, J. H., Miranda, A., Ruiz, A., et al. (2010). *Dictamen técnico de la Manifestación de Impacto Ambiental del proyecto de desarrollo turístico Zafiro (clave 14JA2009T0017): identificación de posibles impactos a las áreas naturales protegidas de la región*. Ciudad de México: Comité Técnico Asesor de la Reserva de la Biosfera Chamela Cuixmala, UNAM /Fundación Ecológica de Cuixmala, A.C.
- Buscaglia, E. (2015). *Lavado de dinero y corrupción política. El arte de la delincuencia organizada internacional*. México D.F.: Penguin Random House Grupo Editorial, S.A. de C.V.
- Camou-Guerrero, A. (2008). *Los recursos vegetales en una comunidad rarámuri: aspectos culturales económicos y ecológicos (Tesis doctoral)*. Morelia, Michoacán: Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Camou-Guerrero, A., Reyes-García, V., Martínez-Ramos, M. y Casas, A. (2008). Knowledge and use value of plant species in a Rarámuri community: a gender perspective for conservation. *Human Ecology*, 36, 259–272.
- Castillo, A. (1999). La educación ambiental y las instituciones de investigación ecológica: hacia una ciencia con responsabilidad social. *Tópicos en Educación Ambiental*, 1, 35–46.
- Castillo, A., Domínguez, C., García, A., Quesada, M. A. y Vega, J. H. (2007). *Proyectos de desarrollo turístico La Huerta (Clave: 14JA2006T0018 (Marina Careyes) y La Tambora (Clave: 14JA20-06T0011) en las áreas vecinas de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala*. Ciudad de México: UNAM.
- Castillo, A., Godínez, C., Schroeder, N., Galicia, C., Pujadas-Botey, A. y Martínez, L. (2009). pp. 844–850. *Los bosques tropicales secos en riesgo: conflictos entre uso agropecuario desarrollo turístico y provisión de servicios ecosistémicos en la costa de Jalisco (34) México*: Interciencia.
- Castillo, A., Pujadas, A., Magaña, M. A., Martínez, L. y Godínez, C. (2006). Comunicación para la conservación: análisis y propuestas para la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala Jalisco. En A. Barahona y L. Almeida (Eds.), *Educación para la conservación* (pp. 93–109). México D.F.: Facultad de Ciencias y Programa Universitario de Medio Ambiente, UNAM.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte). (2005). Expediente de hechos final. Petición ciudadana Tarahumara. SEM-00-006. Derecho y políticas ambientales en América del Norte (DPAAN). Montreal: CCA.
- Chambers, R. (1983). *Rural development. Putting the last first*. Essex, Inglaterra: Longmans Scientific and Technical Publishers.
- Clark, W. C. (2007). Sustainability science: a room of its own. *Proceedings of the National Academy of Science*, 104, 1737–1738.
- Clark, W. C. y Dickson, N. M. (2003). Sustainability science: the emerging research program. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 100, 8059–8061.
- Clark, W. C., Lorrae van Kerkhoff, L. L. y Gallopin, G. (2016). *Crafting usable knowledge for sustainable development. HKS Faculty Research Working Paper Series RWP16-005*. Cambridge, Massachusetts: Harvard Kennedy School.
- Cohen, D. (2014). *Estrategias de manejo del bosque tropical seco: un estudio de caso en Jalisco (Tesis)*. Morelia, Michoacán: Licenciatura en Ciencias Ambientales, Escuela Nacional de Estudios Superiores Universidad Nacional Autónoma de México.
- Comisariado Ejidal de Cuiteco. (2007). Acta de asamblea del ejido Cuiteco. Cuiteco, Chihuahua, México.
- Cornell, S., Berkhout, F., Tuinstra, W., Tàbara, J. D., Jäger, J., Chabay, I., et al. (2013). Opening up knowledge systems for better responses to global environmental change. *Environmental Science & Policy*, 28, 60–70.
- Delgado-Lemus, A., Casas, A. y Téllez, O. (2014). Distribution, abundance and traditional management of *Agave potatorum* in the Tehuacán Valley Mexico: bases for sustainable use of non-timber forest products. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10, 63.
- Delgado-Lemus, A., Torres, I., Blancas, J. y Casas, A. (2014). Vulnerability and risk management of *Agave* species in the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10, 53.
- Estrella-Ruiz, P. (2008). *Efecto de la explotación humana en la biología de la polinización de Agave salmiana y Agave potatorum en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Tesis de maestría)*. México, D.F.: Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Félix-Valdez, L., Vargas-Ponce, O., Cabrera-Toledo, D., Casas, A., Cibrián-Jaramillo, A. y Cruz-Larios, L. (2015). Effects of management for mescal production on the diversity and genetic structure of *Agave potatorum* Zucc., in Central Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 63, 1255–1271.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., et al. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 557–581.
- Freire, P. (1973). *¿Extensión o comunicación?* México D.F.: Siglo XXI Editores.

- Funtowicz, S. O. y Ravetz, J. R. (1993). Science for the post-normal age. *Futures*, 25, 739–755.
- García, R. (1994). Interdisciplinaria y sistemas complejos. En E. Leff (Ed.), *Ciencias sociales y formación ambiental* (pp. 85–124). Barcelona: Gedisa.
- Gibbons, M. (2000). Mode 2 society and the emergence of context-sensitive science. *Science and Public Policy*, 27, 159–163.
- Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P. y Trow, M. (1994). *The new production of knowledge: the dynamics of science and research in contemporary societies*. Londres: Sage.
- Grumbine, R. E. (1994). What is ecosystem management? *Conservation Biology*, 8, 27–38.
- Holling, C. S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. Chichester, UK: John Wiley and Sons.
- Kates, R. W. (2011). What kind of science is sustainability science? *Proceedings of the National Academy of Science*, 108, 19449–19450.
- Kates, R. W., Clark, W. C., Corell, R., Hall, J. M., Jaeger, C. C., Lowe, I., et al. (2001). Sustainability science. *Science*, 292, 641–642.
- Klein, J., Grossenbacher-Mansuy, W., Häberli, R., Bill, A., Scholz, R. W. y Welti, M. (2001). *Transdisciplinarity: joint problem solving among science, technology, and society. An effective way for managing complexity*. Basel: Birkhauser Verlag [consultado 8 Jul 2016]. Disponible en: <http://tocs.ulb-tu-darmstadt.de/95828303.pdf>.
- Lang, D. J., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., et al. (2012). Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. *Sustainability Science*, 7, 25–43.
- Lewis, M., Gary, P., Simons, F. y Fennig, C. D. (2015). *Ethnologue: languages of the World, Eighteenth edition*. Dallas: SIL International [consultado 8 Jul 2016]. Versión digital disponible: <http://www.ethnologue.com>.
- Lindig, R. y Casas, A. (2013). Experiencias docentes en integración de conocimientos ambientales en comunidades rurales. En A. Camou-Guerrero, A. Castillo, y E. García-Frapolli (Eds.), *Procesos de formación educativa interdisciplinaria: miradas desde las Ciencias Ambientales* (pp. 125–144). Morelia, Michoacán: CIEco, UNAM.
- Maffi, L. (2007). Biocultural diversity and sustainability. En J. Pretty, A. Ball, T. Benton, J. Guivant, D. R. Lee, y D. Orr, et al. (Eds.), *Ward H. handbook of environment and society* (pp. 267–277). Londres: Sage.
- Maffi, L. y Woodley, E. (2010). *Biocultural diversity conservation: a global sourcebook*. New York: Earthscan/Routledge.
- Martínez-Alier, J. (2015). Macroeconomía ecológica, metabolismo social y justicia ambiental. En M. Imaz (Ed.), *El pensamiento ecológico frente a los retos del siglo XXI* (pp. 47–87). México D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and human well-being. Biodiversity synthesis*. Washington D.C.: World Resources Institute.
- Noguera, F., Vega, J. H. y Aldrete, A. N. (2002). Introducción. En F. A. Noguera, J. H. Vega, A. N. García, y M. Quesada-Avendaño (Eds.), *Historia natural de Chamela* (pp. xv–xxi). México D.F.: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- OXFAM. (2012). Crisis, inequality and poverty. Intermón OXFAM briefing papers 32 [consultado 8 Jul 2016]. Disponible en: <http://www.oxfamintermon.org/sites/default/files/documentos/files/Oxfam%20Intermon%20report%2032%20EN.pdf>.
- Pérez-Escobedo, H. M. (2011). *Necesidades de información para el manejo de los socio-ecosistemas de la región Chamela-Cuixmala, Jalisco*. México D.F.: Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pujadas, A. (2003). *Comunicación y participación social en el programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de la Costa de Jalisco y la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (Tesis de maestría)*. Morelia, Michoacán: Posgrado en Ciencias Biológicas Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rangel-Landa, S., Casas, A. y Dávila, P. (2015). Facilitation of *Agave potatorum*: an ecological approach for assisted population recovery. *Forest Ecology and Management*, 347, 57–74.
- Riensch, M., Castillo, A., Flores-Díaz, A. y Maass, M. (2015). Tourism at Costalegre, Mexico: an ecosystem services-based exploration of current challenges and alternative futures. *Futures*, 66, 70–84.
- Röling, N. (1990). *Extension science: information systems in agricultural development*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Scholz, R. W. y Steiner, G. (2015). The real type and ideal type of transdisciplinary processes: part I—theoretical foundations. *Sustainability Science*, 10, 527–544.
- Scott, A. J. (1996). Regional motors of global economy. *Futures*, 28, 391–411.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O. y Ludwig, C. (2015). The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. *The Anthropocene Review*, 2, 81–98.
- Steffen, W., Crutzen, P. J. y McNeill, J. R. (2007). The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature AMBIO. *A Journal of the Human Environment*, 36, 614–621.
- Tarrés, M. L. (Ed.). (2004). *Observar, escuchar y comprender. Sobre la tradición cualitativa en la investigación social*. México D.F.: FLACSO, El Colegio de México, Miguel Ángel Porrúa.
- Tengö, M., Brondizio, E. S., Elmqvist, T., Malmer, P. y Spierenburg, M. (2014). Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: the multiple evidence base approach. *Ambio*, 43, 579–591.
- Toledo, V. M. (2002). Ethnoecology: a conceptual framework for the study of indigenous knowledge of nature. En J. R. Stepp, F. S. Wybdgan, y R. K. Zager (Eds.), *Ethnobiology and biocultural diversity* (pp. 511–552). Georgia: International Society of Ethnobiology.
- Toledo, V. M. y Barrera-Bassols, N. (2008). *La memoria biocultural. La importancia ecológica de las sabidurías tradicionales*. Barcelona: Ipn.
- Torres, I., Casas, A., Delgado-Lemus, A. y Rangel-Landa, S. (2013). Aprovechamiento, demografía y establecimiento de *Agave potatorum* en el valle de Tehuacán, México: aportes etnobiológicos y ecológicos para su manejo sustentable. *Zonas Áridas*, 15, 1–16.
- Torres, I., Casas, A., Vega, E., Martínez-Ramos, M. y Delgado-Lemus, A. (2015). Population dynamics and sustainable management of mescal Agaves in Central Mexico: *Agave potatorum* in the Tehuacán-Cuicatlán Valley. *Economic Botany*, 69, 26–41.
- Valiente-Banuet, A., Solís, L., Dávila, P., Arizmendi, M. C., Silva, C., Ortega-Ramírez, J., et al. (2009). *Guía de la vegetación del valle de Tehuacán-Cuicatlán*. México D.F.: UNAM/Conabio.
- Van Kerkhoff, L. y Lebel, L. (2006). Linking knowledge and action for sustainable development. *Annual Review of Environmental Resources*, 3, 445–477.
- Vitousek, P. M. (1994). Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75, 1861–1876.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L. y Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84, 468–478.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494–499.



Disponible en www.sciencedirect.com

Revista Mexicana de Biodiversidad

Revista Mexicana de Biodiversidad 88 (2017) 129–140



www.ib.unam.mx/revista/

Investigación ecológica participativa como apoyo de procesos de manejo y restauración forestal, agroforestal y silvopastoril en territorios campesinos. Experiencias recientes y retos en la sierra Madre de Chiapas, México

Participatory ecological research supporting forest, agroforest and silvopastoral restoration in peasant territories. Recent experiences and challenges in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico

Luis García-Barrios^{a,*} y Mario González-Espinosa^b

^a Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora, 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México

^b Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora, 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México

Recibido el 2 de marzo de 2016; aceptado el 4 de octubre de 2016

Disponible en Internet el 14 de noviembre de 2017

Resumen

Quienes realizamos investigación ecológica forestal y agroforestal reconocemos crecientemente la indisoluble interacción entre los procesos ecológicos y sociales, y nos vamos sumando a los esfuerzos de investigación multi- y transdisciplinaria y de acción entre múltiples actores sociales. Esto ha modificado en diversos sentidos y grados nuestros objetivos, conceptos, escalas, métodos y prácticas. La investigación participativa ecológica forestal y agroforestal (IPEFA) se concibe y se practica de muy distintas maneras, definidas por voluntad de quienes investigan y/o por las circunstancias que enfrentan. Aquí presentamos y reflexionamos nuestra experiencia directa en 2 procesos de IPEFA que hemos coordinado en la última década en territorios campesinos pobres y medios de la Sierra Madre de Chiapas: la cuenca alta del río El Tablón en la Reserva de la Biosfera de La Sepultura (LGB) y las cuencas de los ríos Xelajú y Bacantón (alto Grijalva), en los municipios de Motozintla y Mazapa (MGE). Presentamos logros, pero sobre todo destacamos algunos de los mayores retos que enfrentamos y aquellos caminos que no siempre llegaron a buen puerto. Creemos que varios de estos retos académicos, sociales, e institucionales son compartidos por la comunidad mexicana e internacional que practica la IPEFA y que se esfuerza continuamente por superarlos.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Investigación participativa; Restauración forestal; Agroforestería; Sierra Madre de Chiapas; Ecología en México

Abstract

Those of us who conduct forest and agroforest ecological research increasingly recognize the interaction between ecological and social processes and join multi and transdisciplinary research and action efforts involving multiple stakeholders. This has changed in various degrees our goals, concepts, scales, methods and practices. Ecological participatory forestry and agroforestry research (IPEFA) is conceived and practiced in many different ways, defined by the will of those who investigate and (or) the circumstances they face. Here we present and make a reflection of our direct experience in two IPEFA processes we have coordinated in the last decade in poor rural territories of the Sierra Madre de Chiapas: the upper basin of El Tablón River in the Biosphere Reserve La Sepultura (LGB), and the basins of the rivers Xelajú and Bacantón (High Grijalva), in the

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: luis.garciabarrrios@gmail.com (L. García-Barrios).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.10.022>

1870-3453/© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

municipalities of Motozintla and Mazapa (MGE). We present achievements, but above all highlight some of the biggest challenges we have faced, and those roads that did not always lead to good results. We believe that several of these academic, social, and institutional challenges are shared by Mexican and international researchers that practices IPEFA and continually strive to overcome them.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Participatory research; Forest restoration; Agroforestry; Sierra Madre de Chiapas; Ecology in Mexico

Introducción

En las extensas cordilleras neotropicales de México se mantienen territorios campesinos con distintos grados de cobertura arbolada en un intrincado mosaico con fragmentos del paisaje bajo diferentes usos de tipo forestal, silvopastoril, agroforestal y agrícola. A pesar de profundas transformaciones recientes, los modos predominantes de vida en estas regiones se caracterizan por su tendencia al minifundio, por su escasez de empleo y de recursos para invertir en la producción, así como por la persistencia de condiciones desfavorables de intercambio en los mercados regionales y globales. Estos modos de vida han dependido y mantendrán su dependencia del conocimiento y manejo campesino de los procesos ecológicos que ocurren en los ecosistemas forestales, agroforestales y silvopastoriles (Astier, García-Barrios, Masera-Cerutti, Galván-Miyoshi y González-Esquivel, 2012; Chappell et al., 2013; Perfecto y Vandermeer, 2015). Las consecuencias favorables y desfavorables de este patrón de aprovechamiento de los recursos se extienden a otros grupos sociales tales como la población rural que vive en las partes bajas de las cuencas, la población de centros urbanos aledaños y, en general, la población afectada por cambios climáticos regionales y globales.

Quienes practicamos la ecología e investigamos los ecosistemas de montaña hemos transitado en unas pocas décadas de practicar predominantemente una ciencia básica orientada a documentar y entender la composición, estructura, dinámica y productividad de los mismos, a convocar o atender la convocatoria de colegas de otras disciplinas y actores sociales, interesados en aportar —a escala local, nacional o global— a la gestión o transformación de las crisis socioambientales contemporáneas en general, y a sus manifestaciones particulares en los territorios que aquí nos atañen. Reconocer la indisoluble interacción entre los procesos ecológicos y sociales y sumarnos a esfuerzos de investigación multi- y transdisciplinaria y de acción entre múltiples actores sociales ha modificado en diversos sentidos y grados nuestro marco de referencia para la investigación ecológica, y en consecuencia, nuestros objetivos, conceptos, escalas, métodos y prácticas. En el camino hemos acuñado, adoptado o debatido críticamente paradigmas socioecológicos como sustentabilidad, conocimiento ecológico tradicional, justicia ambiental, complejidad/resiliencia/adaptabilidad socioecológica, optimización de servicios ecosistémicos, pago por servicios ambientales, desarrollo de industria/mercados/capitales verdes, etcétera, cuyo origen ideológico y político, así como sus consecuencias prácticas en lo ecológico, económico, social y cultural no siempre

alcanzamos a vislumbrar plenamente. En el amplio abanico de posiciones que genera el debate de objetivos y paradigmas de investigación y acción, pareciera haber un punto de consenso: la idea de que es conveniente, o incluso indispensable, la participación de la mayoría de los actores involucrados en la investigación/acción orientada a la llamada gobernanza de procesos socioecológicos (Fortmann, 2008). Sin embargo, los objetivos, los actores, los métodos, así como las relaciones de poder que conducen esta participación son también muy diversos y sujetos a intenso debate (Newig y Fritsch, 2009).

En el caso de lo que podemos llamar la investigación participativa ecológica forestal y agroforestal (IPEFA) en territorios campesinos montañosos neotropicales, la posible participación de la población local, y de los actores que interactúan de manera directa e inmediata con ella, se concibe y se practica de muy distintas maneras, con perspectivas y niveles de compromiso muy variados. Podemos mencionar, de manera no exhaustiva: desde la extracción de información a la población local, la consulta apresurada al inicio y el final de las investigaciones, el monitoreo participativo de contratos comerciales de captura de carbono, hasta el acompañamiento científico multidisciplinario de procesos de largo plazo dirigidos realmente por los campesinos empoderados, actores directos y decisores sobre el uso de sus recursos y territorios, así como de los posibles cambios en sus modos de vida comunitarios y su cultura

En el campo de la IPEFA se han postulado historias de éxito y casos sobresalientes en el mundo y en México (p. ej. Velázquez, Torres y Bocco, 2003); no obstante, predomina la creciente dificultad para llevar a buen puerto estas iniciativas y sostenerlas en el largo plazo. Esto es particularmente cierto donde y cuando se llegan a generar tensiones en los territorios rurales debido al extremo deterioro social y ambiental y/o donde hay fuertes disputas (abiertas o veladas) por el territorio y sus ecosistemas (p. ej. las diferentes versiones de las áreas naturales protegidas). Las dificultades pueden comprenderse mejor si se analiza cómo se entrelazan las dinámicas que imponen los modelos de economía y sociedad imperantes, las agendas de investigación y desarrollo que proponen implícita o explícitamente las instituciones de gobierno y la sociedad civil hacia los procesos de aprovechamiento forestal y agroforestal, así como la manera en que los investigadores conciben e implementan la IPEFA.

Es necesario analizar en qué medida la agenda predominante de las políticas forestales y de la IPEFA en México, así como las modalidades de participación que promueve, contri-

buyen a aumentar o reducir estas dificultades, a menudo no previstas en los paradigmas y modelos adoptados, que se definen en otros países, como lo hacen [Larson y Ribot \(2007\)](#) para las políticas forestales en Honduras. En este artículo nos limitaremos a presentar y reflexionar la experiencia directa en 2 procesos de IPEFA que hemos tenido la oportunidad de coordinar en la última década en territorios campesinos pobres y medios de la Sierra Madre de Chiapas: la cuenca alta del río El Tablón (CART) en la Reserva de la Biosfera de La Sepultura (LGB), y las cuencas de los ríos Xelajú y Bacantón, en la parte fronteriza con Guatemala de la cuenca del río Grijalva, en los municipios de Motozintla de Mendoza y Mazapa de Madero (MGE).

Expondremos brevemente lo hecho, su impacto actual y potencial, y reflexionaremos sobre lo aprendido, con la esperanza de que quien lea este trabajo encuentre preguntas y respuestas útiles para rectificar lo que no funciona, así como fortalecer lo que sí. Trataremos de seguir un guión relativamente común para presentar los hechos que constituyen cada caso; en la parte final de balance del documento nos enfocaremos en los retos comunes que enfrenta la IPEFA en la Sierra Madre de Chiapas y posiblemente en otros territorios campesinos social y ecológicamente similares.

En ambos casos, partimos de reconocer que nuestro mayor reto en la práctica o implementación de la investigación ecológica participativa no es tanto sobre cómo hacer participar a los actores rurales de un territorio en nuestras investigaciones ecológicas, sino cómo aprender a participar como ecólogos en los procesos fundamentales requeridos para la gestión territorial de parte de esos actores, en primera instancia en beneficio de la población local.

Investigación ecológica participativa en la cuenca alta del río El Tablón (2006-2015)

Un panorama sucinto de algunos procesos que definen la interacción entre actores que disputan la gestión de este territorio originalmente forestal

La cuenca alta del río El Tablón, un territorio muy dinámico y en disputa

A 10 años de haber iniciado nuestras investigaciones, se ha alcanzado cierta claridad sobre procesos territoriales relevantes, algunos de los cuales se sintetizan aquí ([Cruz-Morales, 2014a, b](#); [Cruz-Morales, Trujillo-Vázquez, García-Barrios, Ruiz-Rodríguez y Jiménez-Trujillo, 2011](#)), y se basan en los estudios reseñados en [García-Barrios et al. \(2012\)](#) y en la sección «Una vista general de nuestro proceso de inserción como investigadores en esta dinámica» de este artículo. La CART se ubica en el sotavento de la porción noroeste de la Sierra Madre de Chiapas y forma parte de la cuenca suroeste del río Grijalva. Es un espacio de aproximadamente 30,000 ha, montañoso y muy abrupto, con un gradiente climático significativo (altitudes de 800-2,550 m; con clima templado húmedo hasta semicálido subhúmedo); incluye una densa red hídrica permanente e intermitente que crea valles aluviales muy estrechos; suelos forestales transformados, de origen granítico;

6 tipos de bosques, predominantemente selva baja caducifolia, bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña, y en conjunto, una altísima biodiversidad. Hasta 1960, este espacio montañoso fue de «tierras nacionales», usadas marginal, ilegal e intermitentemente por empresas forestales medianas y por ranchos ganaderos aledaños. La población construyó un territorio campesino, agrícola y ejidal cuyo motor económico y político fundamental fue, hasta fines de los ochenta, la incorporación al «boom» de producción moderna y comercial de maíz de La Fraylesca. La población mantuvo como actividades mercantiles secundarias la ganadería trashumante en los bosques, y la extracción de palma *Chamaedorea* spp. y de madera. A mediados de los noventa, una tenaza múltiple aprisionó los modestos medios y estrategias de vida de la mayoría de la población en la CART: a) se reformó el artículo 27 constitucional y se dio fin al reparto agrario y a la ampliación ejidal; b) se decretó toda la CART como parte de la Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE) y se prohibieron el desmonte, la extracción forestal y el uso silvoagropecuario del fuego; y c) se desplomó la rentabilidad del cultivo de maíz con la importación masiva de este grano. La población de los 12 ejidos de la CART reorganizó sus estrategias: encontró en la compra de ganado, la expansión de potreros y el pastoreo más intenso en los bosques la forma de adaptación por excelencia a las nuevas circunstancias. Los incendios sin precedentes del año 1998 asociados al severo fenómeno ENSO ([Román-Cuesta, Gracia y Retana, 2003](#)) y a la expansión del hato bovino en la REBISE, motivaron a la Conanp, a la Comisión Nacional Forestal (Conafor) y a las corporaciones internacionales de conservación a condenar la ganadería extensiva y a promover el manejo integrado del fuego, el pago por servicios hidrológicos y, en las zonas más altas, el cultivo de café de sombra y palma *Chamaedorea* para mercados internacionales. Al mismo tiempo, se incrementaron los programas de asistencia monetaria al consumo no productivo de alimentos y bienes industrializados. A casi 60 años del inicio de la colonización ejidal, la mayoría de los cerca de 7,000 habitantes de la CART son productores semiespecializados, siempre listos a diversificar, con una moda de 20 ha de tierra en la zona más ganadera y de 5 ha en la más cafetalera; están socialmente polarizados por su actividad preponderante y por su cantidad y tipo de tenencia de la tierra. Los ejidos están formalmente representados en el Consejo Asesor de la REBISE, pero esta instancia tiene poca capacidad de convocatoria y pocas iniciativas propias. El presupuesto y personal de la Conanp en la REBISE es insuficiente, ha estado estancado y recientemente experimentó una reducción significativa. Hoy la CART es un territorio con un mosaico muy intrincado de usos del suelo y tipos de cobertura vegetal, en el que coexisten bosques mesófilos remotos poco perturbados, bosques semiabiertos y pastoreados, acahuals en estados sucesionales tempranos, cafetales de sombra, maizales, y potreros dominados por el zacate introducido jaragua (*Hyparrhenia rufa*), los cuales comúnmente son sobrepastoreados y mantienen pocos árboles; incluso los suelos de algunos potreros están muy erosionados. La resinación de pinos comienza para empresas privadas en 3 ejidos, en tanto que el café está devastado por la roya y los recolectores de palma buscan nuevos mercados tras cambios en la demanda de su producto. La ganadería basada

en la cría de becerros para la exportación está nuevamente en expansión.

Una vista general de nuestro proceso de inserción como investigadores en esta dinámica

Evolución de nuestras formas de participar como investigadores en el proceso de la cuenca alta del río El Tablón

En 2005, a partir de experiencias internacionales de investigación como «Aridnet» en Honduras, con respecto al desarrollo social e innovación agroecológica, que tenía como eje la promoción del policultivo de maíz, frijol, sorgo y árboles, conocido como «Quesungual» (Ayarza et al., 2010) y del consorcio internacional «Diversitas» y su red de investigación de agrodiversidad (Jackson et al., 2012), se buscó un territorio social y ambientalmente similar en Chiapas en el que se pudiera reproducir la experiencia hondureña, a una escala mucho más modesta, y canalizar así las ideas en boga de la agroecología, la biodiversidad funcional, los paisajes agrodiversos para la conservación y del desarrollo social campesino. Tras meses de buscar intensamente llegamos a la CART. Convocamos a asamblea en el ejido más grande y nuestro invitado —el líder histórico del proyecto «Quesungual»— expuso ante una centena de productores las bondades y logros de 15 años del proyecto.

En la CART hubo que reorientar el proyecto hacia lo silvopastoril iniciando un intenso trabajo de análisis participativo y experimentación campesina en torno al cultivo de árboles forrajeros locales en potreros, encaminado a contribuir a solucionar el problema de escasez de forrajes durante el estiaje. Este proceso trajo a su vez nuevas sorpresas que pusieron de manifiesto razones sociales y ecológicas para cuestionar la validez y viabilidad del cultivo de árboles forrajeros en este territorio.

Esta investigación participativa durante el período 2007-2016 ha contribuido a:

a) explicar los procesos y fuerzas motrices que han conducido a cambios frecuentes en la apropiación y uso del suelo (Speelman et al., 2014; Valdivieso-Pérez, García-Barrios y Plascencia, 2009; Zabala, 2015), y sus consecuencias sobre la composición florística (Valencia, García-Barrios, West, Sterling y Naeem, 2014; Valencia, Naeem, García-Barrios, West y Sterling, 2016; Valencia, West, Sterling, García-Barrios y Naeem, 2015), la cubierta vegetal (Sanfiorenzo-Barnhard, 2012; Sanfiorenzo-Barnhard, García-Barrios, Meléndez-Ackerman y Trujillo-Vásquez, 2009) y la calidad del suelo (Valdivieso-Pérez, García-Barrios, Álvarez-Solís y Nahed-Toral, 2013); b) revelar el bajo nivel de consenso actual entre los actores locales y externos, y al interior de ambos grupos, respecto de cuáles son los recursos más importantes del territorio y sus problemas prioritarios (Brunel-Manse y García-Barrios, 2011); c) comprender a fondo las formas en que la gente practica la ganadería, los problemas que enfrenta, y el lugar que le dan a las prácticas silvopastoriles en su búsqueda de soluciones (García-Barrios et al., 2012; Gutiérrez-Navarro, 2015; Rosabal-Ayan, 2015; Zabala, Pascual y García-Barrios, 2017); d) construir consensos y capacidades sobre cuáles son las mejores prácticas ganaderas y de uso del suelo en el área, con base en el conocimiento local y acadé-

mico (Cruz-Morales et al., 2011); e) motivar a 200 campesinos ganaderos a establecer pequeños módulos experimentales con árboles forrajeros y otras especies en sus predios (Cruz-Morales, 2014a, b; García-Barrios et al., 2012); f) analizar las formas en las que los productores participan en estos experimentos y revelar por esta vía las limitaciones ecológicas y los obstáculos y oportunidades sociales para innovar las prácticas ganaderas en la coyuntura actual; g) desarrollar experimentalmente prácticas agroecológicas que pudieran reducir las restricciones técnicas y económicas que identifican los ganaderos para que la innovación silvopastoril sea atractiva y exitosa (Buhmann y García-Barrios, 2014; Braasch, García-Barrios, Ramírez-Marcial, Huber-Sannwald y Cortina-Villar, 2017; Morales-Díaz, 2011; Oleta-Barrios, 2012; Vides-Borrell et al., 2011); h) involucrar a los actores locales y externos en construir juntos un proceso de educación popular a mediano plazo. El énfasis ha estado en diseñar y usar juegos ecológicos y socioecológicos (de mesa y computadora) que aporten elementos a la población local para innovar y adaptar sus normas comunitarias, sus prácticas agrícolas y sus modos de vida semiespecializados en ganadería, resina o café a los nuevos retos y oportunidades ecológicas y sociales que enfrenta (García-Barrios, García-Barrios, Cruz-Morales y Smith, 2015; García-Barrios, García-Barrios, Waterman y Cruz-Morales, 2011; Meza-Jiménez y García-Barrios, 2015; Meza-Jiménez, García-Barrios, Saldívar-Moreno y Vera-Noriega, 2016).

Un ejemplo de la inevitable dinámica de encuentros y desencuentros en la investigación participativa ecológica forestal y agroforestal

Cultivo de forrajes y conservación del bosque. Dinámica de un proceso de investigación acción participativa multiactor

Por definición (Salazar, 1992), la investigación acción participativa multiactor en el medio rural no es un proceso terso; es un esfuerzo constante por hacer más transparente y democrático el juego de los intereses, tiempos, procedimientos y estilos de actores que son social y culturalmente diferentes. La investigación acción participativa multiactor para explorar la viabilidad ecológica y social del cultivo de árboles forrajeros en potreros de la CART lo atestigua (García-Barrios, Trujillo-Vásquez, Cruz-Morales, Waterman y García-Barrios, 2010; García-Barrios et al., 2012). Sucintamente, esta ha pasado hasta ahora por 4 etapas: a) en 2007, ECOSUR motivó a un grupo de pequeños ganaderos de uno de los ejidos para que establecieran de manera voluntaria, y sin recibir incentivos monetarios, 20 pequeñas parcelas para explorar el desempeño de especies arbóreas forrajeras locales asociadas a los potreros. La Conanp se interesó en el proceso y formó un grupo paralelo en el mismo poblado. Ambas instituciones invitaron a los productores a coordinarse para la producción del almácigo, pero se suscitaban tensiones por diferencias previas entre los grupos. ECOSUR monitoreó en gran detalle las 40 parcelas y reportó abiertamente a los productores que una proporción importante de ellos dejó morir los árboles sin sembrarlos, que la mayoría tuvo árboles agobiados por el pasto, y que una pequeña minoría tuvo resultados excelentes; b) entre 2008 y 2010, ECOSUR convocó nuevamente a los 40 ganaderos

a establecer de manera voluntaria pequeñas parcelas experimentales de la especie más promisorias, en tanto que Conanp ofreció recursos a fondo perdido, monetarios y en especie. ECOSUR monitoreó las parcelas y encontró el mismo nivel de abandono y de bajo desempeño de los árboles, mismo que reportó al grupo. Inició entonces estudios participativos para identificar las causas sociales, técnicas y ecológicas de estos resultados; c) en 2011, el grupo de ECOSUR y la UACH retomaron la iniciativa, discutieron con los productores, y se acordó establecer nuevos experimentos manejados por ellos con un formato de concurso amistoso con premios a los 10 productores que tuvieran las mejores plántulas forrajeras al cabo de un año. No se otorgaron recursos incondicionales y los premios no consistieron en dinero para el consumo no productivo; se otorgaron reconocimientos públicos, ejemplares de un libro sobre buenas prácticas ganaderas elaborado con su participación (Cruz-Morales et al., 2011), y equipo y una pequeña picadora de forrajes para los primeros lugares. El evento de premiación fue la ocasión para nuevamente presentar y discutir los resultados del monitoreo ecológico, al que asistieron representantes de los 12 ejidos de la CART, la Conanp y varias instituciones y organismos no gubernamentales. Con este antecedente, se convocó a grupos interesados de los 12 ejidos y a la Conanp, la organización AMBIO, la UACH y ECOSUR a coordinarse para generar en 2012 una experiencia de construcción de módulos silvopastoriles que incluyeran las propuestas de todas las instituciones que hasta el momento competían por la atención de los ganaderos (árboles forrajeros, pastos de corte, árboles maderables y la leguminosa herbácea forrajera *Canavalia ensiforme*). En talleres, los productores diseñaron las parcelas a construir en áreas de ladera y entre todos los participantes se establecieron las reglas del juego para un nuevo concurso amistoso a escala de la CART, con reconocimientos y premios numerosos de carácter productivo. De los resultados obtenidos por los 120 productores participantes, destaca que ya no hubo abandono de las parcelas, el 20% tuvieron módulos evaluados por el colectivo como insuficientes; el 60% como aceptables y el 20% como excelentes. En los módulos, la especie que generó mayor interés y atenciones fue el pasto cubano bajo riego (*Pennisetum purpureum* × *Pennisetum thyphoides*) porque produjo abundante biomasa en corto tiempo; le siguieron los bancos de proteína de árboles forrajeros y *C. ensiforme*; d) entre 2013 y 2015, la Conanp se separó de esta red y traspasó los esfuerzos y logros de la misma a una colaboración con el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) y The Nature Conservancy (TNC) para continuar la promoción del proyecto silvopastoril en el marco de un programa para la REBISE, con fuerte financiamiento internacional relacionado con cambio climático. En los hechos, el trabajo de este programa en la CART consistió en otorgar insumos de riego para cultivar pasto cubano en vegas de ríos a una pequeña porción de los participantes que tenía producción lechera semiestabulada, lo que aceptaron a cambio de «liberar a la conservación» sus predios de bosques semiabiertos en los que hasta ahora ramoneaba estacionalmente su ganado. Esta estrategia de la Conanp (cultivo intensivo de pastos de corte es más importante que el establecimiento de arboledas en los potreros) es compatible con su plan de manejo y zonificación de la REBISE, que busca en última

instancia —en apego al modelo de configuración territorial divergente (explicado en García-Barríos et al., 2009; Tenza-Peral, García-Barríos y Giménez-Casaldueño, 2011)— separar en lo posible la producción y la conservación dentro de la REBISE. Este esquema de manejo es crecientemente señalado como inapropiado para muchos de estos territorios reservados (Sayer et al., 2013). Los grupos de la UACH y ECOSUR concentraron sus recursos en seguir la exploración de otras posibilidades del cultivo de árboles forrajeros en las laderas en las que tienen sus tierras la mayoría de los ganaderos (p. ej. Buhmann y García-Barríos, 2014) y en atender otros aspectos de la IPEFA en la CART.

Ejemplos de lo que podemos aportar desde la disciplina de investigación ecológica

El reclutamiento de árboles cultivados y silvestres en la cuenca alta del río El Tablón: desafío y tema recurrente de investigación ecológica participativa

Los usos del suelo que actualmente se perfilan como capaces de crear paisajes silvopastoriles y agroforestales en la CART, compatibles con los intereses de la población y de la Conanp, tienen en común un problema de reclutamiento y/o permanencia a largo plazo de las especies arbóreas que los componen. Es el caso de: a) la creciente dificultad ecológica para establecer plantaciones de árboles forrajeros locales entre especies de pasto muy competitivas en un ambiente que, al parecer, se torna cada vez más árido (García-Barríos et al., 2012); b) el casi nulo reclutamiento de pino resinero (*Pinus oocarpa*) en presencia de pastos competitivos, ausencia de fuego y efectos múltiples del pastoreo excesivo en los rodales bajo resinación; c) la substitución paulatina de la diversidad de árboles silvestres del bosque mesófilo en las plantaciones de café por el árbol *chalum* (*Inga* spp.) (Valencia et al., 2014, 2015, 2016) y la falta de reclutamiento en estas plantaciones y en las de palma bajo sombra.

Se trata de procesos ecológicos sutiles y con consecuencias a largo plazo, a los que tanto la Conanp como los productores de la CART les prestan hoy poca atención por atender las urgencias y prioridades del presente. Se describen brevemente las investigaciones ecológicas sobre los puntos a) y b), propiamente de corte silvopastoril.

Establecimiento de árboles forrajeros

Los productores seleccionaron 4 especies arbóreas locales propias del bosque tropical seco o selva baja caducifolia para evaluar experimentalmente su establecimiento, crecimiento juvenil y palatabilidad. De ellas, la que se desempeñó mejor fue *Gliricidia sepium* (mataratón, madrecaico, cocoíte). Los experimentos de algunos participantes han demostrado que las plantaciones de esta especie se pueden establecer exitosamente. Muchos productores encuentran demasiado laborioso y costoso producir y acarrear plantas de almácigo y realizar limpiezas. Una serie de experimentos ecológicos en predios de los productores han mostrado que el crecimiento en siembra por semilla es viable aunque significativamente más lento en términos absolutos y relativos que por trasplante desde almácigo, lo cual las hace más vulnerables a la competencia y demanda de limpiezas adicio-

nales (Morales-Díaz, 2011); si se deshiera apropiadamente la plantación por un tiempo, el dosel cerrado de *G. sepium* es capaz de excluir por completo a los pastos más competitivos y dejar crecer herbáceas umbrófilas de porte alto, potencialmente forrajeras (Buhmann y García-Barrios, 2014; Morales-Díaz, 2011); en ausencia de suficiente deshierre, el pasto agobia al árbol joven y lo hace en mayor medida si se aplican fertilizantes sintéticos en vez de orgánicos (Vides-Borrell et al., 2011).

Reclutamiento de pino resinero

Algunos ejidos de la CART tienen bosques de *P. oocarpa* semiabiertos, sometidos a pastoreo. Hasta hace pocos años se suscitaron conflictos serios entre los productores y la Conanp debido a la necesidad de quemar los potreros y el deseo de aprovechar la madera. Tras varios años de gestiones, los productores lograron un permiso de resinación que ha conciliado por ahora los intereses de varios actores; los resineros han suspendido por interés propio el uso del fuego y algunos han excluido el ganado de sus predios. ECOSUR se acercó a estos productores y a otros actores involucrados para conocer sus intereses e inquietudes. De ello surgió un interés compartido en explorar si las condiciones ecológicas que crea esta nueva actividad y su manejo pueden afectar el reclutamiento de las plántulas de *P. oocarpa* que son necesarias para sustituir a los adultos cuando estos últimos agoten su vida productiva de aproximadamente 20 años. Se han iniciado desde 2015 varias actividades de investigación participativa (Braasch et al., 2017) que incluyen: a) inventarios forestales realizados con y por los productores; b) experimentos en rodales de los productores para dilucidar los efectos sobre el reclutamiento que resultan de la interacción entre los pastos, el régimen de fuego y la intensidad de pastoreo/pisoteo. Se anticipa que un pastoreo apropiado puede liberar a la plántula de la competencia intensa de pastos no controlados por el fuego; y c) modelos amigables de simulación de agentes ecológicos y sociales, parametrizados con los resultados del estudio, para que los actores interesados exploren conjuntamente las consecuencias de diversas estrategias de manejo silvopastoril de los rodales resineros.

Ejemplos de lo que podemos aportar desde la interdisciplina de investigación socioecológica

Construcción de aprendizajes socioecológicos entre los actores mediante juegos de mesa y simulaciones

Se inició la tarea de extender nuestra experiencia previa en modelación ecológica para construir con los actores de la CART juegos de mesa socioecológicos que capturaran problemas definidos por ellos en talleres realizados para este fin. Estos juegos capturan procesos identificados por varios actores y los estructuran y estilizan con elementos de la teoría de los dilemas de lo colectivo (Ostrom, 2009); la teoría economicopolítica de juegos estratégicos cooperativos y no cooperativos (Tadelis, 2013); la teoría del institucionalismo crítico (Van Hecken, Bastiaensen y Windey, 2015); los principios y métodos de la modelación acompañante (Etienne, 2014), y la teoría de procesos complejos (Gershenson, Aerts y Edmonds, 2007).

Entre 2007 y 2010 se generaron 3 juegos de gestión social y ecológica de territorios: «Manantiales de la sierra» (García-Barrios et al., 2011, 2015), «Lasarus» (García-Barrios, 2010) y «Resortes» (Speelman, García-Barrios, Groot y Tittone, 2013). El primero ha sido jugado en talleres colectivos en todos los ejidos de la CART, en el Consejo Asesor de la REBISE, entre personal de la Conanp y entre este y los productores, así como por cientos de estudiantes de posgrado y académicos.

Entre 2013 y 2016 se generó, validó y puso a disposición de las familias cafetaleras de la CART y otras regiones de la Sierra el juego estratégico Ajedrez Azteca (García-Barrios, Perfecto y Vandermeer, 2016; García-Barrios, Cruz-Morales, Vandermeer y Perfecto, 2017) para el aprendizaje social de procesos ecológicos de regulación autónoma de la roya del café (Perfecto y Vandermeer, 2015). Los resultados y aprendizajes generados pueden ser consultados en la literatura citada.

En 2012 se decidió mirar hacia la niñez y adolescentes de la CART quienes muy pronto heredarán y serán responsables del uso y manejo del patrimonio agrícola/natural (PAN) de sus familias y ejidos (Meza-Jiménez, 2012). Coincidimos con quienes buscan desarrollar una práctica crítica y alternativa de la educación ambiental en México (p. ej. Castillo y González-Gaudiano, 2009). Por ello, se decidió no inducir conductas sobre lo que un poblador rural «debe» hacer con sus tierras y los seres que en ellas viven, sino generar métodos y herramientas que les permitieran analizar sus propias motivaciones, valores y opiniones. Para ello desarrollamos experiencias teatrales (Heras, Tabara y Meza, 2016) y juegos que les permitieran descubrir y discutir entre ellos la manera en que perciben y desearían manejar este patrimonio, en el contexto más amplio de los desafíos ecotécnicos y dilemas de cooperación que pronto enfrentarán para construir estrategias de vida en las condiciones actuales de crisis rural. De ello surgieron «Los Juegos del PAN (Patrimonio Agrícola/Natural)» (Meza-Jiménez y García-Barrios, 2015; Meza-Jiménez et al., 2016) que incluyen «Los discursos juveniles del PAN», «Mi Territorio», «CargaPalito» y una adaptación de «Manantiales de la sierra (García-Barrios et al., 2011)». Estos han sido aprendidos por un primer grupo de docentes de las telesecundarias rurales de la CART y zonas aledañas, y utilizados con sus estudiantes. Esta acción es muy reciente y quedan por evaluar más adelante si su uso se ha extendido y el posible impacto educativo.

Investigación ecológica y social participativa para la restauración forestal en la cuenca alta del río Grijalva en la Sierra Madre de Chiapas, México

Descripción general del área de estudio en la cuenca alta del Grijalva

La cuenca alta del río Grijalva abarca porciones de México y Guatemala (Laño-Guanes et al., 2016). De acuerdo con el «Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas» del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi, 2013), la altitud en la región varía desde 420 hasta 2,850 m, con pendientes de 11-12°. Los registros de estaciones meteorológicas obtenidos desde 1978 en Motozintla de Mendoza

en Buenos Aires indican que el promedio de lluvia anual es de 820 a 1,280 mm, con una estación lluviosa que abarca de mayo a octubre, con 900 mm en la parte baja pero de hasta más de 3,000 mm en algunas partes altas (Inegi, 1985; Conagua, 2013). La temperatura promedio anual puede ser de 14 °C en las partes altas y de hasta 24 °C en las partes más bajas. Los suelos incluyen acrisoles, cambisoles, regosoles y andosoles (Inegi, 1988). Las cuencas de los ríos Xelajú (totalmente incluida en territorio mexicano) y Bacantón (la cuenca es transfronteriza entre México y Guatemala) incluyen unos 120 km². La porción mexicana de estas 2 cuencas fue estudiada por un equipo multidisciplinario encabezado por ECOSUR entre 2010 y 2013 (González-Espinosa y Brunel-Manse, 2014). Mayores detalles sobre el área de estudio aparecen en Gómez-Pineda et al. (2014), Laíno-Guanes et al. (2015) y Laíno-Guanes, Musálem-Castillejos, González-Espinosa y Ramírez-Marcial (2014).

A principios del siglo pasado los recursos naturales más importantes en la porción fronteriza de la Sierra Madre de Chiapas incluían varios tipos de ecosistemas forestales (Waibel, 1946). Estos bosques incluían selvas bajas caducifolias en las partes bajas y bosques mixtos de pino-encino, bosques maduros de encino y bosques de niebla (o mesófilos de montaña) en las laderas altas y cimas (Breedlove, 1981; González-Espinosa y Ramírez-Marcial, 2013), intensamente talados para aprovechar su madera. La deforestación continuó muy alta hasta tiempos recientes. Villafuerte-Solís (2010) señala que la cobertura forestal disminuyó de 183,000 en 1990 a 53,000 hectáreas en 2005. Junto con la degradación ambiental en la región, las pendientes muy abruptas han incrementado la vulnerabilidad social y económica de los asentamientos dispersos en las partes altas de la región, así como mayores riesgos de deslizamientos de laderas y cambios de cursos de los ríos e inundaciones en las partes bajas de las cuencas, como en el caso de la mayor concentración de población de la región, la ciudad de Motozintla de Mendoza (Caballero et al., 2006; Gómez-Pineda et al., 2014; Hernández-Moreno, 2011; Richter, 2000; Villafuerte-Solís y Mansilla, 2010).

Aunque la región fue incorporada a México en 1882 (Villafuerte-Solís y García-Aguilar, 2004), los municipios de Motozintla de Mendoza y Mazapa de Madero fueron más intensamente colonizados a partir del inicio del siglo pasado. Su crecimiento y desarrollo se debió a su función como centro de contratación de empleados temporales de las etnias originarias mam y mochó, así como otras que ahí acudían desde regiones lejanas de Chiapas y Guatemala, requeridos por las fincas cafetaleras de dueños alemanes de Guatemala y el Soconusco (Richter, 2000; Roblero-Morales y Ramírez-Moreno, 2014; Villafuerte-Solís y García-Aguilar, 2004; Villafuerte-Solís y Mansilla, 2010). Aunque en la región no se presentaron movimientos campesinos que pudieran modificar la estructura agraria como resultado del final de la Revolución Mexicana (Roblero-Morales y Ramírez-Moreno, 2014), los trabajadores temporales se establecieron en áreas marginales para asegurar la mano de obra requerida por el proceso productivo cafetalero.

Inicio del trabajo en la región

En 2010 se inició una investigación participativa bajo el enfoque de manejo integral de cuencas hidrográficas para abordar algunos problemas de la cuenca transfronteriza Grijalva (Musálem-Castillejos, Cámara-Córdova, Laíno-Guanes, González-Espinosa y Ramírez-Marcial, 2014). Se partió del supuesto de que los problemas de la cuenca debían ser atendidos de una manera integral, al considerar de manera más amplia e interrelacionada el territorio de la cuenca con la identificación de posibles causas de los problemas en las partes bajas, tales como el cambio de curso de los ríos y las inundaciones prolongadas, al considerar fenómenos que ocurren en las partes altas, como deforestación, siembra de cultivos anuales y mantenimiento de potreros en laderas empinadas, deslizamiento de laderas, entre otras. Este enfoque integral difiere de soluciones basadas en costosas obras de ingeniería civil como las grandes represas hidroeléctricas y la canalización de los cauces que han hecho de la cuenca del río Grijalva la más intervenida en México (Arellano-Monterrosas, 2014).

El proyecto tuvo un importante apoyo del Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación (Fordecyt) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (González-Espinosa y Brunel-Manse, 2014). Los temas centrales incluyeron la restauración hidrológica y forestal, además de agricultura, solares y huertos familiares, ganadería orgánica, economía, toxicología ambiental, manejo de suelos, manejo de manglares, historia de las inundaciones, así como perspectiva de género y vulnerabilidad y riesgo como temas transversales. A lo largo de la cuenca se identificaron 3 «módulos regionales» en los que se concentraron los esfuerzos de más de 25 investigadores de 6 instituciones regionales y nacionales (en total participaron más de 150 personas entre personal académico y estudiantes de licenciatura y posgrado; González-Espinosa y Brunel-Manse, 2014). Debe destacarse la empatía y coincidencia en objetivos, y posterior sinergia poco usual, que se establecieron desde el período de gestación del proyecto entre las instituciones académicas y una de las secretarías del gobierno del estado de Tabasco (la entonces Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental, Sernapam).

El proyecto identificó el módulo I en la región alta de la cuenca, a la que se hace referencia en este trabajo, pero también se efectuaron actividades similares en el módulo II en los municipios contiguos de Huitiupán (Chiapas) y Tacotalpa (Tabasco); el módulo III del proyecto incluyó municipios costeros de Tabasco circundantes de la laguna de Mecoacán. En cada módulo se trabajó con al menos 8 comunidades para tener representación de las principales condiciones ambientales y socioeconómicas (González-Espinosa y Brunel-Manse, 2014; Plascencia-Vargas, González-Espinosa, Ramírez-Marcial, Álvarez-Solís y Musálem-Castillejos, 2014); no obstante, por razones logísticas y de capacidad del grupo de trabajo, se excluyeron otras áreas muy importantes como la región central de Chiapas, donde se encuentran las represas hidroeléctricas de La Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas.

La restauración forestal e hidrológica fue abordada en los módulos I y II. Las motivaciones esenciales tuvieron que ver con la percepción a priori de la necesidad de promover la recuperación de los bosques para atenuar los riesgos de deslizamientos de laderas y cambios de cauces de los ríos, aunque también se abordó el tema de la restauración riparia en áreas poco inclinadas (Ramírez-Marcial, González-Espinosa, Musálem-Castillejos, Noguera-Savelli y Gómez-Pineda, 2014). Como se describe abajo, esta prioridad, establecida desde los objetivos más amplios del proyecto, tuvo que enfrentarse a otras circunstancias que impusieron la necesidad de ajustes.

Definición e implementación de las acciones

Después de 3 meses de trabajo antropológico preliminar en cada módulo regional se incorporó una persona («técnico residente») con presencia permanente en la región, quien a través de la confianza construida con las familias, líderes y autoridades diversas logró gestionar el acceso a las comunidades dispuestas a participar. Una tarea inicial se enfocó a conocer las condiciones y aspiraciones prevaletentes en las comunidades con base en la metodología de medios o modos de vida («rural livelihoods»; DFID, 1999; Gómez-Pineda et al., 2014; Parra-Vázquez et al., 2009). Se realizaron talleres con miembros de familias «típicas» en cada comunidad para identificar sus necesidades, motivaciones y aspiraciones a través de la valoración de lo que constituyen 5 capitales comunitarios: natural, financiero, social, humano, y físico o de infraestructura (Gómez-Pineda et al., 2014).

Quienes participaron en los talleres reconocieron como una de sus primeras necesidades el recuperar la cobertura forestal para asegurar agua en los manantiales y la protección de las laderas para evitar su deslizamiento bajo lluvias intensas. Sin embargo, surgió claramente desde el inicio la necesidad de considerar el suministro diario de leña como una condición indispensable y prioritaria para llegar más adelante, en segunda o tercera prioridad, a los objetivos de la restauración forestal ligados a la conservación de los suelos, el agua y la biodiversidad. Las comunidades decidieron establecer una plantación de restauración con las especies que identificaron como de su interés, con base en la calidad de su leña.

Una vez definidas las especies de interés, se ejecutaron talleres para la construcción de las capacidades necesarias en temas como la cosecha y el manejo de semillas y el establecimiento de viveros, materias en las cuales el grupo de ECOSUR ha desarrollado una experiencia considerable (Ramírez-Marcial, Camacho-Cruz y González-Espinosa, 2005; Ramírez-Marcial, Camacho-Cruz, González-Espinosa y López-Barrera, 2006; Ramírez-Marcial et al., 2012, 2014). Junto con la identificación de las áreas potenciales para la restauración se realizó un estudio sobre la heterogeneidad de los suelos y así intentarla con especies y prácticas adecuadas a las variantes edáficas y de calidad de sitio (Gaspar-Santos, González-Espinosa, Ramírez-Marcial y Álvarez-Solís, 2015; Gómez-Pineda, 2012; Gómez-Pineda et al., 2014). Buscamos con esto evitar el frecuente error de los planes oficiales de restauración y de las plantaciones de reforestación, que utilizan de manera indiscriminada en todos los tipos

de sitios especies que no son nativas de la región ni representan interés para las comunidades (Ramírez-Marcial et al., 2012, 2014).

Para las plantaciones de restauración la comunidad eligió lotes ligados a las escuelas y los llamados «astilleros», los cuales son predios con alguna cobertura forestal, generalmente muy degradada, de donde se extrae la leña mediante acuerdos. Aunque las comunidades identificaron las áreas desmontadas dedicadas a la agricultura de milpa o para potreros como aquellas con mayores riesgos, en ningún caso decidieron establecer ahí una plantación de restauración. Al final del proyecto asociamos estas áreas con el mayor riesgo de erosión y de posibles deslizamientos provocados por sismos y lluvias extremas (Gómez-Pineda, 2012; Gómez-Pineda et al., 2014), como las de los huracanes de 1998 (Mitch) y 2005 (Stan), y otros más frecuentes, de menor intensidad regional pero también con grandes efectos locales.

Al cabo de los 2 años del proyecto fue claro que, sin importar el grado de capacidad técnica que es posible poner a disposición de una iniciativa de intervención en comunidades empobrecidas, a su vez sustentado en investigación ecológica pertinente al objetivo, el esfuerzo puede encontrar fuertes e imprevistos obstáculos. Fue infranqueable el encuentro con la necesidad de la población local de adoptar los programas gubernamentales de transferencias entonces vigentes, que apoyaron la siembra de cultivos y la ganadería en potreros en laderas inclinadas, antagónicos con lo pretendido en la restauración hidrológica y forestal (Gómez-Pineda et al., 2014).

Investigación participativa en otros temas y la implementación de un diplomado

En su primer año el proyecto efectuó numerosas y diversas acciones de acercamiento y construcción de capacidades en las comunidades. Después de un año se concretó un riesgo inherente al trabajo de grandes grupos multidisciplinarios, al darse las tareas de los subgrupos de manera poco coordinada y a menudo sobrepuesta sobre las mismas familias; como consecuencia, las personas expuestas a contenidos particulares en los diferentes talleres no alcanzaban a ver con claridad cuál podría ser el objetivo general del proyecto.

Como resultado de esta percepción y reflexión, durante el segundo año se acordó integrar las acciones de construcción de capacidades mediante un diplomado impartido a líderes de las comunidades (Brunel-Manse, Vázquez-Nava, Mariaca-Méndez y Musálem-Castillejos, 2014) y con la participación voluntaria del personal del proyecto. El diplomado «Hacia la construcción de capacidades para la gestión integral de nuestra cuenca» se impartió durante 12 semanas en los módulos I y II, con la participación de 25-30 personas en cada caso. En cuanto a restauración en el diplomado, se partió desde construir un concepto propio del proceso con base en el aprecio de la diversidad arbórea local, el fenómeno de sucesión ecológica secundaria dirigida, junto con el adiestramiento para la recolección de semillas y de especímenes para herbarios (Ramírez-Marcial et al., 2005, 2006, 2012, 2014). A esto siguieron temas sobre germinación, tratamientos

a las semillas para romper su posible latencia, establecimiento de almácigos y viveros y el cuidado de las plántulas y juveniles.

La comunidad Libertad Frontera, municipio de Mazapa de Madero, decidió en el inicio no participar en el proyecto. Sin embargo, como efecto lateral del diplomado fueron convencidos por la experiencia de quienes participaron para establecer por cuenta propia un vivero comunitario con especies arbóreas nativas. Los efectos del diplomado han dependido también de la posibilidad de dar continuidad a las acciones iniciadas con las comunidades. Así, con base en apoyo de la Dirección General de Corredores Biológicos de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), en el módulo II se ha seguido un notable caso de empoderamiento sobre las decisiones de desarrollo y gestión del ambiente por el grupo «Colectivo Almandros por un mundo mejor», con el que se mantiene colaboración intermitente pero firme en cada ocasión.

Síntesis y reflexiones

Estas 2 experiencias de IPEFA desarrolladas en comunidades empobrecidas de 2 regiones de la Sierra Madre de Chiapas permiten intentar la identificación de algunas conclusiones y «lecciones aprendidas». Salta a la vista que los procesos sobre los cuales se diseñó la participación de los grupos de académicos se imbricaron con los intereses de diversos actores. ¿Cómo somos convocados a participar los académicos practicantes de la ecología en diferentes territorios campesinos a través de la IPEFA? ¿Cómo asumir plenamente que la resolución de preguntas sobre lo que se podría llamar «práctica de la investigación ecológica» es solo una de las disciplinas que deben participar en proyectos de restauración en comunidades rurales empobrecidas?

La restauración de los bosques y predios silvopastoriles y agroforestales es apreciada desde los primeros intercambios con las comunidades como una de sus más sentidas necesidades, pero en cuanto se asocia la provisión de servicios y bienes esenciales para ellas como cosechar agua, mantener los manantiales, retener suelo, o el aprovisionamiento de leña, la restauración pasa, en la práctica y conforme se avanza hacia el establecimiento de compromisos mutuos entre ellas y los grupos académicos, a segundo o tercer plano de prioridad. Esto se ha evidenciado cuando se trata de decidir sobre la asignación de áreas para la restauración forestal ante la necesidad de mantener los terrenos para los cultivos de temporal y de supeditar el crecimiento de los árboles a lo que pueda quedar de ellos después de cubrir las enormes necesidades de leña cercana a las viviendas. Lo mismo ocurre cuando se decide privilegiar el pastoreo del ganado y los rendimientos del café por encima de la conservación y restauración de árboles silvestres en potreros y cafetales.

En un proceso de mediano o largo aliento, como lo implica necesariamente la IPEFA, es claro que nosotros mismos como académicos y funcionarios en nuestras instituciones debiéramos pugnar por la definición de convocatorias, que con criterios e indicadores muy estrictos del desempeño gradual de los proyectos, pudieran permitir el planteamiento de metas a plazos mayores de 2 o 3 años. Sin duda, la comunidad mexicana que practica la ecología forestal y agroforestal ha dado, con y como

otros colegas en el resto del mundo, pasos muy importantes en su esfuerzo por ampliar sus objetivos, por identificar el contexto y los determinantes sociales de los procesos ecológicos que investiga, por propiciar o aceptar la multi y transdisciplina, y por construir con otros actores los conceptos, métodos y acciones útiles para afrontar y transformar las crisis socioambientales contemporáneas en los territorios campesinos (Castillo y Toledo, 2000; Martínez et al., 2006). Eduardo Galeano (1986) nos recuerda que en 2018 se cumplirá un siglo del surgimiento en Córdoba, Argentina, de la llamada ‘universidad latinoamericana’, un modelo de institución educativa que asume un compromiso para transformar desde lo profundo a la sociedad que la sustenta y la apoya para arribar a un mejor bienestar general. Quienes formamos la comunidad ecológica mexicana hemos avanzado en ubicarnos como actores sociales, pero persisten fuertes impedimentos desde la propia academia y externos que todavía debemos compartir y resolver para dar plenitud a esta visión de futuro.

Agradecimientos

Agradecemos a numerosos colegas, a quienes no es posible mencionar de manera individual, que nos han compartido a través de sus respectivas trayectorias profesionales como ecólogos sus experiencias y perspectivas acerca de la IPEFA. En especial, MGE agradece a Neptalí Ramírez Marcial por compartir la construcción de un concepto de restauración de bosques y junto con Ramón Mariaca Méndez y Claudia Brunel-Manse, la experiencia del diplomado, así como a Samuel I. Levy Tacher y Manuel R. Parra-Vázquez por compartir su visión sobre la restauración y el desarrollo en comunidades mayas de Chiapas. MGE agradece a la Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental (Sernapam) del estado de Tabasco por aportar fondos concurrentes para el proyecto Fordecyt 143303 «Gestión y estrategias de manejo sustentable para el desarrollo regional en la cuenca transfronteriza Grijalva» (2010-2013), y a la Dirección General de Corredores Biológicos de la Conabio por su apoyo para dar continuidad al trabajo en la región de La Sierra (Tabasco) durante 2013 y 2014. Las experiencias en la parte alta de la cuenca del Grijalva no habrían sido posibles ni tan fructíferas (pese a la deuda que aún prevalece por los académicos) sin la entusiasta participación y afectuosa hospitalidad de que fuimos objeto en las comunidades de los municipios de Motozintla de Mendoza y Mazapa de Madero, Chiapas, y tampoco si no hubiéramos contado con el «espejo» de experiencias precedentes vividas en comunidades de los municipios de Tacotalpa (Tabasco) y Huitiupán (Chiapas). LGB agradece a Juana Cruz-Morales por reorientar continua, crítica y constructivamente –con gran sensibilidad, respeto y solidaridad hacia la población local– los esfuerzos realizados por estudiantes e investigadores para desarrollar la IPEFA en la CART; a las decenas de mujeres y hombres habitantes de la CART que se han involucrado a lo largo de una década en el proceso; a las 21 personas que han realizado tesis de licenciatura, maestría y doctorado y estancias posdoctorales en colaboración con el proyecto (ver literatura citada), así como a sus comités de asesores de ECOSUR, UNAM,

UASLP, Universidad de Puerto Rico, Wageningen University, Cambridge University y Columbia University; a los colegas de las redes sierra de Villaflores, Aridnet, Agro-Diversitas, Commod, IASC, COMMOD y Open-ABM. Al Conacyt por aportar fondos a través de 5 proyectos consecutivos (Ciencia Básica, UC-MEXUS, FOMIX, FORDECYT (REDISA), y SEP-SEB) y a ECOSUR por aportar fondos a través de su Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente y del proyecto multidisciplinario y transversal de Agricultura familiar (2015–2018).

Referencias

- Arellano-Monterrosas, J. L. L. (2014). Políticas públicas para la gestión de la cuenca del río Grijalva. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 213–239). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- Astier, M., García-Barrios, L., Masera-Cerutti, O., Galván-Miyoshi, Y. y González-Esquível, C. (2012). Assessing the sustainability of small-farmer natural resource management systems. A critical analysis of the MESMIS program (1995–2010). *Ecology and Society*, 17, 25.
- Ayarza, M., Huber-Sannwald, E., Herrick, J. E., Reynolds, J. F., García-Barrios, L., Welchez, L. A., et al. (2010). Changing human-ecological relationships and drivers using the Quesungual agroforestry system in western Honduras. *Renewable Agriculture and Food System*, 25, 219–227.
- Braasch, M., García-Barrios, L., Ramírez-Marcial, N., Huber-Sannwald, E. y Cortina-Villar, S. (2017). Can cattle grazing substitute fire for maintaining appreciated pine savannas at the frontier of a montane forest biosphere-reserve? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 250, 59–71.
- Breedlove, D. E. (1981). *Flora of Chiapas. Part I. Introduction to the flora of Chiapas*. San Francisco, Ca: California Academy of Sciences.
- Brunel-Manse, M. C. y García-Barrios, L. (2011). Acknowledging consensus and dissent among and within stakeholder groups over conservation, production and urbanization in a Mexican “Man & the Biosphere” Reserve. *Research Journal of Biological Sciences*, 6, 457–469.
- Brunel-Manse, M. C., Vázquez-Nava, L., Mariaca-Méndez, R. y Musálem-Castillejos, K. (2014). Una experiencia de fortalecimiento de capacidades locales. El diplomado “Hacia la construcción de capacidades para la gestión integral de nuestra cuenca”. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 677–694). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- Buhmann, K. y García-Barrios, L. (2014). Aboveground dry matter production and use of fodder tree leaves (*Glyricidia sepium*), broad-leave herbs and invasive grasses in an experimental on-farm plantation at La Sepultura Bioreserve, Chiapas, Mexico. (Tesis). (Tesina). Leeuwarden, Países Bajos: ECOSUR-Hogeschool VHL, University of Applied Sciences.
- Caballero, L., Macías, J., García-Palomo, A., Saucedo, G. R., Borselli, L., Sarocchi, D., et al. (2006). The September 8–9, 1998 rain-triggered flood events at Motozintla, Chiapas, Mexico. *Natural Hazards*, 39, 103–126.
- Castillo, A. y González-Gaudiano, E. (2009). La educación ambiental para el manejo de ecosistemas: el papel de la investigación científica en la construcción de una nueva vertiente educativa. En A. Castillo y E. González-Gaudiano (Eds.), *Educación ambiental y manejo de ecosistemas en México* (pp. 9–34). México D.F.: Semarnat- INE/UNAM.
- Castillo, A. y Toledo, V. (2000). Applying ecology in the Third World: the case of Mexico. *BioScience*, 50, 66–76.
- Chappell, M. J., Wittman, H., Bacon, C. M., Ferguson, B. G., García-Barrios, L., García-Barrios, R., et al. (2013). Food sovereignty: an alternative paradigm for poverty reduction and biodiversity conservation in Latin America. *F1000 Research*, 2, 235.
- Conagua (Comisión Nacional del Agua). (2013). *Datos climáticos históricos de las estaciones meteorológicas de Motozintla de Mendoza y Buenos Aires*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Cruz-Morales, J. (2014a). *Construcción de territorios ambientales mediante procesos de aprendizaje social. El caso de la cuenca alta del río El Tablón, Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México (Tesis doctoral)*. México D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Cruz-Morales, J. (2014b). Desafíos para construir la democracia ambiental en la Cuenca Alta del río El Tablón (CART), Reserva de la Biosfera La Sepultura (REBISE), Chiapas, México. En M. Legorreta-Díaz, M. Márquez-Rosano, y T. Trench (Eds.), *Paradojas de las tierras protegidas en Chiapas. Democracia y política ambiental en Reservas de Biosfera en Chiapas* (pp. 21–60). México D.F.: CEIICH-CRIM-UNAM; DCRU-UACH.
- Cruz-Morales, J., Trujillo-Vázquez, R., García-Barrios, L., Ruiz-Rodríguez, J. M. y Jiménez-Trujillo, J. A. (2011). *Buenas prácticas para la ganadería sustentable en la Reserva de la Biosfera La Sepultura. (REBISE)*. Texcoco, Edo. de México: Universidad Autónoma Chapingo, El Colegio de la Frontera Sur, Conservación Internacional-México y Comisión de Áreas Naturales Protegidas.
- DFID (Department for International Development). (1999). *Sustainable livelihoods framework guide*. Londres: Department for International. Recuperado 30 Sept 2010 de <http://www.eldis.org/go/topics/dossiers/livelihoods-connect/what-are-livelihoods-approaches/training-and-learning-materials>
- Etienne, M. (2014). *Companion modelling: a participatory approach to support sustainable development*. Berlín: Springer.
- Fortmann, L. (2008). *Participatory research in conservation and rural livelihoods: doing science together*. Hoboken, N.J.: Wiley & Blackwell.
- Galeano, E. (1986). *Memoria del fuego 3. El siglo del viento*. México D.F.: Siglo XXI.
- García-Barrios, L. (2010). LASARUS. (Let Agroforests Sustain Agrarian Regions Under Stress) Interactive, user friendly Agent Based Model. NETLOGO 4.1.1 language. ECOSURDisco Compacto. Código disponible mediante solicitud al autor (lgarcia@ecosur.mx).
- García-Barrios, L., Álvarez-Solís, D., Brunel-Manse, M. C., Cruz-Morales, J., García-Barrios, R., Hernández-Ramírez, F., et al. (2012). Innovación socioambiental en la cuenca alta del río El Tablón (CART), sierra de Villaflores, Chiapas. Objetivo, estrategia y métodos de investigación-acción participativa. En E. Bello-Baltazar, E. Naranjo-Piñera, y E. J. Vandame (Eds.), *La otra innovación para el ambiente y la sociedad en la Frontera Sur de México* (pp. 145–170). San Cristóbal de Las Casas, Chiapas: El Colegio de la Frontera Sur.
- García-Barrios, L., Cruz-Morales, J., Vandermeer, J. y Perfecto, I. (2017). The Azteca chess experience: learning how to share concepts of ecological complexity with small coffee farmers. *Ecology and Society*, 22, 37.
- García-Barrios, L., Galván-Miyoshi, Y., Valdivieso-Pérez, A., Masera, O., Bocco, G. y Vandermeer, J. (2009). Neotropical forest conservation, agricultural intensification and rural out-migration: the Mexican experience. *Bioscience*, 59, 863–873.
- García-Barrios, L., García-Barrios, R., Cruz-Morales, J. y Smith, J. A. (2015). When death approaches: reverting or exploiting emergent inequity in a complex land-use table-board game. *Ecology and Society*, 20, 13.
- García-Barrios, L., García-Barrios, R., Waterman, A. y Cruz-Morales, J. (2011). Social dilemmas and individual/group coordination strategies in a complex rural land-use game. *International Journal of the Commons*, 5, 364–387.
- García-Barrios, L., Perfecto, I. y Vandermeer, A. (2016). Azteca chess: gamifying a complex ecological process of autonomous pest control in shade coffee. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 232, 190–198.
- García-Barrios, L., Trujillo-Vázquez, R., Cruz-Morales, J., Waterman, A. G. y García-Barrios, R. (2010). Diseño y establecimiento participativo de sistemas de producción de árboles forrajeros en los potreros bajo pastoreo intensivo de la cuenca alta del río El Tablón (CART), REBISE, Chiapas. En E. Bello-Baltazar, E. Naranjo-Piñera, y E. J. Vandame (Eds.), *Innovación socioambiental y desarrollo en la frontera sur de México* (pp. 30–33). San Cristóbal de Las Casas: El Colegio de la Frontera Sur. Red de Espacios de Innovación Socioambiental.
- Gaspar-Santos, E. S., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. y Álvarez-Solís, J. D. (2015). Acumulación y descomposición de hojarasca en bosques secundarios del sur de la sierra Madre de Chiapas, México. *Bosque*, 36, 467–480.

- Gershenson, C., Aerts, D. y Edmonds, B. (2007). *Philosophy and complexity. Worldviews science and us*. Singapur: World Scientific.
- Gómez-Pineda, E. (2012). *Estrategias para la restauración forestal en comunidades del municipio de Motozintla, Chiapas, México (Tesis de Maestría en Ciencias)*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Gómez-Pineda, E., González-Espinosa, M., Parra-Vázquez, M. R., Díaz-Hernández, B. M., Musálem-Castillejos, K. y Ramírez-Marcial, N. (2014). Medios de vida y condicionantes que enfrenta la restauración forestal: experiencias en la cuenca alta del río Grijalva, Chiapas. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 257–282). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- González-Espinosa, M. y Brunel-Manse, M. C. (2014). Introducción. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva*. (pp. 15–26). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. (2013). Comunidades vegetales terrestres. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Gobierno del Estado de Chiapas (Eds.), *La biodiversidad en Chiapas: estudio de estado, Vol. 2*. (pp. 21–42). México D.F.: Conabio.
- Gutiérrez-Navarro, A. (2015). *Perspectivas campesinas sobre el uso y manejo del fuego en la Reserva de la Biosfera de la Sepultura, Chiapas (Tesis de Maestría en Ciencias)*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Heras, M., Tabara, D. y Meza, A. (2016). Performing biospheric futures with younger generations: a case in the MAB Reserve of La Sepultura, Mexico. *Ecology and Society*, 21, 14.
- Hernández-Moreno, M. G. (2011). *Procesos de remoción en masa en el municipio de Motozintla de Mendoza, Chiapas (Tesis)*. México D.F.: Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (1985). *Cartas temáticas 1:250 000*. Información digital en formato shp. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: LAIGE-ECOSUR.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (1988). *Carta Geológica y Carta Edafológica 1:250 000*. Información digital en formato shp. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: LAIGE-ECOSUR.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013). *Simulador de flujos de agua de cuencas hidrológicas (SIATL)* [consultado 14 Mar 2014]. Disponible en: http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/?s=geo&c=1693#
- Jackson, L. E., Pullman, M. M., Brussard, L., Bawa, K. S., Brown, G. G., Cardoso, I. M., et al. (2012). Social-ecological and regional adaptation of agrobiodiversity management across a global set of research regions. *Global Environmental Change*, 22, 623–639.
- Lafno-Guanes, R. M., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F. y Musálem-Castillejos, K. (2015). Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6, 61–74.
- Lafno-Guanes, R. M., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Bello-Mendoza, R., Jiménez, F., Casanoves, F., et al. (2016). Human pressure on water quality and water yield in the upper Grijalva river basin in the Mexico-Guatemala border. *Ecology and Hydrobiology*, 95, 1–11.
- Lafno-Guanes, R. M., Musálem-Castillejos, K., González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. (2014). El uso del agua en Motozintla de Mendoza, Chiapas: conflictos, contaminación y posibles soluciones. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva*. (pp. 445–462). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- Larson, A. y Ribot, J. (2007). The poverty of forestry policy: double standards on an uneven playing field. *Sustainability Science*, 2, 189–204.
- Martínez, M. L., Manson, R. H., Balvanera, P., Dirzo, R., Soberón, J., García-Barrios, L., et al. (2006). The evolution of ecology in Mexico: facing challenges and preparing for the future. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 259–267.
- Meza-Jiménez, A. (2012). *Nuevas herramientas de educación ambiental infantil para conservar la vegetación riparia y su biodiversidad en la zona de amortiguamiento de la REBISE, Chiapas (Tesis)*. Puebla, México: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Meza-Jiménez, A. y García-Barrios, L. (2015). *Los juegos del PAN. Nuevas prácticas docentes para identificar las actitudes, motivaciones y decisiones de la juventud rural a través de juegos del PAN (Patrimonio agrícola/natural). Manual del Docente de la Sierra de Villaflores*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas: ECOSUR.
- Meza-Jiménez, A., García-Barrios, L., Saldívar-Moreno, A. y Vera-Noriega, J. A. (2016). Design and evaluation of educational socio-environmental games to identify attitudes, motivations and decisions of smallholder contemporary rural youth. *EDUCARE*, 20, 1–36.
- Morales-Díaz, C. (2011). *Evaluación experimental de prácticas para establecer plantaciones de Glyricidia sepium en la REBISE, Chiapas (Tesis de maestría)*. El Colegio de la Frontera Sur: San Cristóbal de Las Casas Chiapas, México.
- Musálem-Castillejos, K., Cámara-Córdova, J., Laino-Guanes, R., González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. (2014). Manejo integral de cuencas hidrográficas. (MICH): el enfoque utilizado en el proyecto FORDECyT Cuenca Grijalva. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 80–102). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- Newig, N. y Fritsch, O. (2009). Environmental governance: participatory, multi-level – and effective? *Environmental Policy and Governance*, 19, 197–214.
- Oleta-Barrios, J. (2012). *Adopción del vermicomposteo para establecer árboles forrajeros en la zona de amortiguamiento de la REBISE, Chiapas. México (Tesis de Maestría en Ciencias)*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of socio-ecological systems. *Science*, 325, 422–429.
- Para-Vázquez, M. R., Herrera-Hernández, O. B., Huerta-Silva, M., Ramos, P., Román, R. S. I., Liscovsky, I. J., et al. (2009). *Manual de planeación comunitaria, con el enfoque de medios de vida sustentables. para promotores y facilitadores del desarrollo comunitario*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas: El Colegio de la Frontera Sur.
- Perfecto, I. y Vandermeer, J. (2015). *Coffee agroecology: a new approach to understanding agricultural biodiversity, ecosystem services and sustainable development*. Londres: EarthScan from Routledge.
- Plascencia-Vargas, H., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Álvarez-Solís, D. y Musálem-Castillejos, K. (2014). Características físico-bióticas de la cuenca del río Grijalva. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 29–79). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A. y González-Espinosa, M. (2005). Potencial florístico para la restauración de bosques en Los Altos y Montañas del norte de Chiapas. En M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial, y L. Ruiz-Montoya (Eds.), *Diversidad biológica en Chiapas*. (pp. 325–369). México D.F.: Plaza y Valdéz.
- Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M. y López-Barrera, F. (2006). Establishment, survival and growth of tree seedlings under successional montane oak forests in Chiapas, Mexico. En M. Kappelle (Ed.), *Ecology and conservation of Neotropical oak forests*. (pp. 177–189). Ecological Studies Núm. 185. Berlín: Springer-Verlag.
- Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., Musálem-Castillejos, K., Noguera-Savelli, E. y Gómez-Pineda, E. (2014). Estrategias para una construcción social de la restauración forestal en comunidades de la cuenca media y alta del río Grijalva. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva* (pp. 528–564). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- Ramírez-Marcial, N., Luna-Gómez, A., Castañeda-Ocaña, H. E., Martínez-Icó, M., Holz, S. C., Camacho-Cruz, A., et al. (2012). *Guía de propagación de árboles nativos para la recuperación de bosques*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas: El Colegio de la Frontera Sur.
- Richter, M. (2000). The ecological crisis in Chiapas: a case study from Central America. *Mountain Research and Development*, 20, 332–339.
- Roblero-Morales, M. y Ramírez-Moreno, L. (2014). Resumen diagnóstico del Módulo regional I: microcuenca de Motozintla de Mendoza-Mazapa de Madero. En M. González-Espinosa y M. C. Brunel-Manse (Eds.),

- Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva. (pp. 105–118). México D.F.: Juan Pablos Editores/ECOSUR.
- Román-Cuesta, R. M., Gracia, M. y Retana, J. (2003). Environmental and human factors influencing fire trends in ENSO and non-ENSO years in tropical Mexico. *Ecological Applications*, 13, 1177–1192.
- Rosabal-Ayan, L. (2015). *Estrategias campesinas de alimentación del ganado durante el estiaje, en la CART-REBISE, Chiapas, México (Tesis de Maestría en Ciencias)*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas: El Colegio de la Frontera Sur.
- Salazar, M. (1992). *La investigación-acción participativa*. Madrid: Editorial Popular.
- Sanfiozeno-Barnhard, C. (2012). *Tree composition and vegetation structure in functional rangelands in a buffer zone of La Sepultura Bio-Reserve Chiapas, Mexico (Tesis de Maestría en Ciencias)*. Río Piedras, Puerto Rico: Universidad de Puerto Rico.
- Sanfiozeno-Barnhard, C., García-Barrios, L., Meléndez-Ackerman, E. y Trujillo-Vásquez, R. (2009). Woody cover and local farmers' perceptions of active pasturelands in La Sepultura Biosphere Reserve. *Mountain Research and Development*, 29, 320–327.
- Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J., Sheil, D., Meijaard, E., et al. (2013). Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110, 8349–8356.
- Speelman, E., García-Barrios, L., Groot, J. y Tittonell, P. (2013). Gaming for smallholders' participation in the design of more sustainable agricultural landscapes. *Agricultural Systems*, 126, 62–75.
- Speelman, E., Groot, J., García-Barrios, L., Kok, K., van Keulen, H. y Tittonell, P. (2014). From coping to adaptation to economic and institutional change: trajectories of change in land use management and social organization in a Biosphere Reserve community, Mexico. *Land Use Policy*, 41, 31–44.
- Tadelis, S. (2013). *Game theory: an introduction*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Tenza-Peral, A., García-Barrios, L. y Giménez-Casaldueiro, A. (2011). Agricultura y conservación en Latinoamérica en el siglo XXI: ¿Festejamos la "transición forestal" o construimos activamente "la matriz de la naturaleza"? *Interciencia*, 36, 500–507.
- Valdivieso-Pérez, A., García-Barrios, L., Álvarez-Solís, D. y Nahed-Toral, J. (2013). De maizales a potreros: cambio en la calidad del suelo en Los Ángeles, Villaflores, Chiapas, México. *Terra Latinoamericana*, 30, 1–12.
- Valdivieso-Pérez, A., García-Barrios, L. y Plascencia, H. (2009). Cambio de uso del suelo en la zona de amortiguamiento de la REBISE (1975-2005): crisis del maíz, ganaderización y recuperación arbórea marginal. En B. Cavallotti, C. Marcof, y B. Ramírez (Eds.), *Ganadería y seguridad alimentaria en tiempo de crisis*. (pp. 349–354). Chapingo, Estado de México: Universidad Autónoma Chapingo, Campus Puebla.
- Valencia, V., García-Barrios, L., West, P., Sterling, E. y Naeem, S. (2014). The role of coffee agroforestry in the conservation of tree diversity and community composition of native forests in a Biosphere Reserve. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 189, 154–163.
- Valencia, V., Naeem, S., García-Barrios, L., West, P. y Sterling, E. (2016). Conservation of tree species of late succession and conservation concern in coffee agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 219, 32–41.
- Valencia, V., West, P., Sterling, E. J., García-Barrios, L. y Naeem, S. (2015). The use of farmers' knowledge in coffee agroforestry management: implications for the conservation of tree biodiversity. *Ecosphere*, 6, 1–17.
- Van Hecken, G., Bastiaensen, J. y Windey, C. (2015). Towards a power-sensitive and socially-informed analysis of payments for ecosystem services (PES): addressing the gaps in the current debate. *Ecological Economics*, 120, 117–125.
- Velázquez, A., Torres, A. y Bocco, G. (2003). *Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales*. México D.F.: INE-Semarnat.
- Vides-Borrell, E., García-Barrios, L., Álvarez-Solís, D., Nigh, R., Astier-Calderón, M. y Douterlungne, D. (2011). Establishment and growth of *Gliricidia sepium* in grasslands under different types of fertilization and weed management. *Research Journal of Biological Sciences*, 6, 468–474.
- Villafuerte-Solís, D. (2010). Condiciones de vulnerabilidad productiva, económica y social. En D. Villafuerte-Solís y E. Mansilla (Eds.), *Vulnerabilidad y riesgos en la sierra de Chiapas: dimensiones económica y social* (pp. 79–142). Tuxtla Gutiérrez, Chiapas: Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Villafuerte-Solís, D. y García-Aguilar, M. C. (2004). Pobreza y migración en la sierra de Chiapas. *Estudios Sociales y Humanísticos*, 2, 81–93.
- Villafuerte-Solís, D. y Mansilla, E. (2010). *Vulnerabilidad y riesgos en la sierra de Chiapas: dimensiones económica y social*. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas: Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.
- Waibel, L. (1946). *La sierra Madre de Chiapas*. México D.F.: Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística.
- Zabala, A. (2015). *Rural livelihoods and attitudes toward silvopastoral innovations in a buffer zone of La Sepultura Bio-Reserve Chiapas, Mexico (Tesis doctoral)*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University.
- Zabala, A., Pascual, U. y García-Barrios, L. (2017). Payments for pioneers? Revisiting the role of external rewards for sustainable innovation under heterogeneous motivations. *Ecological Economics*, 135, 234–245.



Resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad de sistemas socioecológicos en México

Resilience, vulnerability and sustainability of socioecological systems in Mexico

Patricia Balvanera^{a,*}, Marta Astier^b, Francisco D. Gurri^c e Isela Zermeño-Hernández^a

^a Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro Núm. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, México

^b Instituto de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro Núm. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, México

^c Departamento Ciencias de la Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur-Unidad Campeche, Av. Rancho Polígono 2-A, Col. Ciudad Industrial, 24500 Lerma Campeche, Campeche, México

Recibido el 10 de junio de 2016; aceptado el 13 de septiembre de 2017

Disponible en Internet el 28 de noviembre de 2017

Resumen

Existe un creciente entendimiento de una fuerte interdependencia entre las sociedades y los ecosistemas, y de esta visión surge como parte de un nuevo paradigma el concepto de sistema socioecológico (SS). En este artículo se presenta un análisis de las contribuciones de los académicos mexicanos al análisis de los SS. Primero, revisamos los conceptos básicos de sistemas socioecológicos, resiliencia, vulnerabilidad y servicios ecosistémicos en el contexto de los SS. Segundo, analizamos las aportaciones teórico-conceptuales de los científicos mexicanos a estos temas. Tercero, describimos algunos estudios de caso sobresalientes sobre el análisis integral de SS. Cuarto, exploramos cuantitativamente el aporte de los académicos mexicanos en publicaciones sobre SS, resiliencia y sustentabilidad. Quinto, analizamos los programas educativos de licenciatura y posgrado sobre estos temas en México. Sexto, describimos cómo estos enfoques han permeado en la toma de decisiones. Finalmente, hacemos un análisis de los vacíos del conocimiento, retos y perspectivas, identificando los avances importantes en el tema de SS, resiliencia y vulnerabilidad en el país. Consideramos fundamental entender los retos relacionados con la estabilidad de los sistemas, la certidumbre científica y la existencia de expertos tomadores de decisiones así como el desarrollo de SS más resilientes y menos vulnerables.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Exposición; Sensibilidad; Servicios ecosistémicos; Capacidad adaptativa; Adaptabilidad; Sustentabilidad; Licenciatura; Posgrado; Desastres

Abstract

There is a growing understanding of the strong interdependence between societies and ecosystems, and from this vision the concept of socioecological system (SS) arises, as part of a new paradigm. This article presents an analysis of the contributions of Mexican scholars to the analysis of SS. First, we review the basic concepts of socioecological systems, resilience, vulnerability and ecosystem services in the context of SS. Second, we analyze the theoretical-conceptual contributions of Mexican scientists to these issues. Third, we describe some outstanding case studies of the SS integrative perspective. Fourth, we quantitatively explore the contribution of Mexican scholars in publications on SS, resilience and sustainability.

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: pbalvanera@cieco.unam.mx (P. Balvanera).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.005>

1870-3453/© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Fifth, we assess the undergraduate and postgraduate educational programs on these topics in Mexico. Sixth, we describe how these approaches have permeated decision-making. Finally, we analyze knowledge gaps, challenges and perspectives, identifying the important advances in SS, resilience and vulnerability in the country. We consider critical to understand the challenges related to the stability of the systems, the scientific certainty and the existence of expert decision makers as well as the development of more resilient and less vulnerable SS.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Exposure; Sensitivity; Ecosystem services; Adaptive capacity; Adaptability; Sustainability; Bachelor's degree; Postgraduate; Disasters

Introducción

Contexto del tema en México y en el mundo

En la cosmovisión de los habitantes del mundo prehispánico no existía una dicotomía entre el ser humano y el ambiente. Las tragedias podían ser consecuencia de una interacción, ya sea material o espiritual, inadecuadas, o lo que ahora denominamos un mal manejo. Desafortunadamente, otras visiones, como las que dominan en el mundo occidental, solo han aceptado que las sociedades son parte de la naturaleza y no dueñas de esta a raíz del grave deterioro ambiental que vivimos ahora.

El concepto de «sistema socioecológico» nace, en un mundo de científicos que diferencian entre el ser humano y el mundo que lo rodea, como parte de un nuevo paradigma que entiende que la actividad humana existe en un sistema de interacciones complejas de interdependencia entre los distintos componentes sociales y ecológicos (Binder, Hinkel, Bots y Pahl-Wostl, 2013; Fischer et al., 2015). Esta visión revolucionaria la integran científicos con distintas formaciones y marcos epistémicos que borran la frontera tradicional entre las ciencias sociales y naturales en su preocupación por la conservación de la biodiversidad y por asegurar el adecuado funcionamiento de los ecosistemas y el de los sistemas de soporte de la vida en el planeta (Liu et al., 2007). Surge así el interés por entender cómo las sociedades coevolucionan junto con el ambiente que las rodea, cómo las relaciones de poder median las interacciones ambiente-sociedad, los usos que hacen las sociedades de los componentes de los ecosistemas, así como el análisis del metabolismo social que hace una analogía entre ecosistemas y sociedades para visibilizar las contribuciones de los ecosistemas a satisfacer las necesidades de las interacciones entre sociedades y su entorno en el espacio y el tiempo (Balvanera et al., 2011; Brondízio y Moran, 2012).

El análisis de los sistemas socioecológicos utiliza un conjunto de acercamientos que se conocen como las Ciencias de la Sustentabilidad. En este manuscrito hacemos un esfuerzo por integrar el concepto de vulnerabilidad desarrollado en las ciencias sociales con el de resiliencia utilizado en las ciencias ambientales y, de esta manera, generar un lenguaje común que facilite los esfuerzos multidisciplinarios. Originalmente el concepto de vulnerabilidad surge de la necesidad de lidiar con las tragedias humanas y económicas generadas por desastres naturales o aquellos provocados por el ser humano. La vulnerabilidad puede descomponerse en: exposición, sensibilidad y resiliencia. El primero se refiere a eventos potencialmente catastróficos que tienen una frecuencia, duración y magnitud y que suceden en un contexto biogeofísico dado (Ahn y Choi, 2013; Messner y

Meyer, 2006; Soares, Murillo, Romero y Millán, 2014; Tucker, Eakin y Castellanos, 2010; Wong y Zhao, 2001) y en una población con una capacidad de mitigación definida (López-Marrero, 2010; Messner y Meyer, 2006; Tucker et al., 2010; Vergara-Tenorio et al., 2011). La sensibilidad, mide cómo las condiciones socioecológicas existentes les permiten a los individuos o a las comunidades absorber cambios generados por fenómenos catastróficos (Adger, 2006; Burton y Lim, 2001; Gallopín, 2006; O'Brien, Sygna y Haugen, 2004; Smit y Pilifosova, 2001). La sensibilidad se acerca a lo que se conoce como vulnerabilidad social y, puesto que puede variar independientemente de la existencia del fenómeno de riesgo, puede conceptualizarse como un elemento único de la vulnerabilidad. Finalmente, la resiliencia se refiere a la capacidad del sistema para absorber perturbaciones y mantener sus funciones, así como la de renovarse y reorganizarse. La resiliencia depende tanto de las condiciones de los recursos naturales (suelo, agua, y biodiversidad) como del nivel de conocimiento y de la capacidad de aprender y de gestionar de los grupos humanos y de sus instituciones (Astier, Speelman, López-Ridaura, Masera y González-Esquivel, 2011; Berkes, Folke y Colding, 2000; Berkes y Jolly, 2002).

El concepto de «servicios ecosistémicos» surge como precursor de las visiones socioecológicas para hacer patente la interdependencia entre las sociedades y la naturaleza (Daily, 1997). Se concibió originalmente los servicios ecosistémicos, o beneficios que obtenemos de los ecosistemas, como un flujo direccional de los ecosistemas a la sociedad, abarcando el flujo de bienes tangibles, la regulación de las condiciones en las que las sociedades viven y realizan sus actividades productivas, así como beneficios no tangibles que surgen como experiencias o capacidades (Chan et al., 2012; MA, 2005; Maass et al., 2005). Actualmente se discute que son más bien las interacciones entre las sociedades y la naturaleza las que dan de forma conjunta el surgimiento de beneficios para la sociedad (Palomo, Felipe-Lucía, Bennett, Martín-López y Pascual, 2016).

El concepto de resiliencia surge del estudio empírico de los sistemas que nos rodean, desde la observación de fenómenos que operan a múltiples escalas espaciales y temporales, como podría ser el caso de fenómenos ambientales como las sequías y sus consecuencias. Sin embargo, puesto que la recuperación de su función puede ser distinta a la forma, y cambios en los sistemas socioecológicos pueden ser modificados por su propia dinámica, lo que se conoce como adaptabilidad (García-Barrios, Speelman y Pimm, 2008), la recuperación no solo puede tardar una cantidad de tiempo indeterminada, sino que será difícil de detectar. En el estudio de posibles catástrofes surge el concepto de «capacidad adaptativa» como la habilidad del sistema

de reducir los impactos negativos de una catástrofe y tomar ventaja de oportunidades para recuperarse (Nelson, Adger y Brown, 2007; Smit y Pilifosova, 2001). La capacidad adaptativa (o adaptabilidad) se centra en la capacidad que poseen los afectados para tomar las decisiones que llevan a procesos de gobernanza y autogestión además de poder crear instituciones y política pública. Se trata de promover estrategias que contribuyan a generar adaptaciones sustentables, realistas en el contexto de las restricciones propias del sistema, a los cambios estructurales que sufre el sistema socioecológico (Eakin y Luers, 2006).

Aportaciones teórico-conceptuales por autores mexicanos

En México diferentes tradiciones abrieron barreras disciplinarias para permitir la conceptualización de los elementos del sistema socioecológico como una herramienta teórica para promover la sustentabilidad. Estas son la etnoecología (e.g., Caballero et al., 1978), la ecología cultural (Palerm, 1989), la ecología política (Durand-Smith, 2012; Durand-Smith, Figueroa-Díaz, Chávez y Genet, 2011) y la ecología humana (Daltabuit, Licón, Lozano y Ricco, 1988). Surgen así la incorporación de la sustentabilidad desde la ecología de ecosistemas (Maass, 2012), el análisis sobre el concepto de interdisciplina y sistemas complejos socioambientales (García, 2006), la filosofía multidisciplinaria del programa Hombre en la Biosfera (MAB) y la esperanza de desarrollar mecanismos financieros para asegurar el mantenimiento de la biodiversidad a través de compensaciones económicas por los servicios brindados (e.g., REDD+; Torres-Rojo y Sanginés, 2002). Desafortunadamente, y aunque existe comunicación entre científicos de las distintas disciplinas, este esfuerzo multidisciplinario hacia la sustentabilidad se ha desarrollado de manera casi independiente entre distintos grupos multidisciplinarios que han generado homónimos con significados distintos aunque no del todo incompatibles.

Varios conjuntos de investigadores de distintas disciplinas se agruparon en redes inter- y multidisciplinarias, lo que permitió avanzar en el desarrollo del concepto de sistemas socioecológicos. Estas incluyen a la Red Mexicana de Investigación Ecológica de Largo Plazo (Jardel, Maass y Rivera-Monroy, 2013), la Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina (<http://www.la-red.org>) y el Grupo de Investigación MESMIS (<http://mesmis.gira.org.mx>). La primera, agrupa a biólogos y ecólogos interesados en la conservación de sistemas naturales y enfatiza la necesidad de un abordaje sistémico más allá de estos, abarcando las complejas interacciones entre este, las sociedades y su manejo (Maass, Díaz-Delgado, Balvanera, Castillo y Martínez-Yrizar, 2010). La participación de varios autores mexicanos en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005), así como la elaboración del libro Capital Natural de México (Sarukhán y Soberón, 2008) siguiendo un acercamiento similar, fortalecen el acercamiento de sistema socioecológico. De ahí mismo surge el énfasis en el concepto de «servicios ecosistémicos», el cual es promovido por su utilidad para entender las interacciones que ocurren al interior de los sistemas socioecológicos (Balvanera y Cotler, 2011). Surgen también mecanismos financieros para asegurar el mantenimiento de la biodiversidad a través de compensaciones

económicas por los servicios ecosistémicos brindados (Torres-Rojo y Sanginés, 2002).

Los primeros grupos de investigación en el país interesados en poner en práctica el concepto de *resiliencia*, en el contexto de sustentabilidad de los sistemas agropecuarios, incluyen a la Red Mex-LTER y al Grupo de Investigación MESMIS. El primero ha impulsado tanto a nivel nacional (Maass et al., 2010) como internacional (Maass y Equihua, 2015) el tránsito de la investigación ecológica de largo plazo (LTER) a la investigación socioecosistémica de largo plazo (LTSER). El Grupo MESMIS se crea para estudiar el desempeño, en términos de sustentabilidad, de los sistemas de manejo de recursos naturales alternativos en México (Maser, Astier y López-Ridaura, 1999). Este genera un marco metodológico para evaluar diferentes propuestas de manejo de sistemas agrícolas, forestales, agroforestales, en contextos geográficos muy diferentes, que se aplica fundamentalmente a pequeños agricultores en comunidades campesinas (López-Ridaura, Maser y Astier, 2002). El marco identifica variables críticas de desempeño de los sistemas (e.g., la productividad para un agroecosistema), así como mecanismos internos que aseguren el mantenimiento de estas variables en un rango adecuado a pesar de cambios sociales y ambientales. Se generan así predictores de la resiliencia, incluyendo indicadores de la biodiversidad, en los agroecosistemas (Aguilar-Støen, Moe y Camargo-Ricalde, 2009). Se exploran las variables asociadas a la resiliencia y adaptabilidad para una abanico de estudios de caso en México (Astier, García-Barrios, Galván-Miyoshi, González-Esquivel y Maser, 2012), así como las características que determinan la resiliencia de hogares y sistemas de maíz campesino después de un año de sequía en la Región Purhépecha (Arnés, Antonio, del Val y Astier, 2013).

La sustentabilidad de sistemas socioecológicos urbanos y rurales encuentra su expresión más incluyente en el estudio de vulnerabilidad ante desastres potenciales. La Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina (García-Acosta, 2008) genera el concepto de «Gestión de Riesgo». A 25 años de su fundación autores mexicanos y latinoamericanos han contribuido a plasmar la idea de que los desastres no suceden sino que se forjan como parte de la historia de los pueblos que la sufren. La vulnerabilidad, y por supuesto la exposición, sensibilidad y resiliencia que la componen, son parte de la sustentabilidad que se construye históricamente. La vulnerabilidad puede ser medida y el conocimiento de sus características puede contribuir a mitigar, y aumentar la adaptabilidad y resiliencia de los sistemas socioecológicos. El conocimiento de lo que genera el desastre ha permitido el desarrollo en México de una serie de índices que incluyen el índice de vulnerabilidad social y su distribución espacial. Este es el caso de las entidades federativas de México, 1990-2010 elaborado por Reyna Vergara González de la Universidad Autónoma del Estado de México y el índice de vulnerabilidad social municipal, México (Conapo, 2013) entre otros.

Estudios de caso sobresalientes del tema en México

Probablemente el estudio de caso más icónico para el análisis integral del sistema socioecológico y los servicios ecosistémicos

es aquel relacionado con los servicios que brinda el bosque tropical seco en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala y sus alrededores. En 1980 se establecen 5 cuencas experimentales para el estudio del funcionamiento del ecosistema: estructura y dinámica de la vegetación, ciclos hidrológicos y ciclos biogeoquímicos (Maass, Martínez-Yrizar, Patiño y Sarukhán, 2002; Sarukhán y Maass, 1990). Se analiza también la forma en la que el bosque tropical seco es transformado en campos agrícolas y pecuarios. En este sitio convergen científicos naturales con distintas perspectivas y formaciones y se forma ahí la semilla de la Red Mex-LTER. A partir de finales de los 90 se unen al equipo científicos sociales que analizan la conservación desde la perspectiva de los pobladores locales. A través de equipo interdisciplinarios cada vez más diversos e integrados, se genera una síntesis sobre los servicios ecosistémicos que este sistema socioecológico ofrece (Balvanera et al., 2011; Maass et al., 2005), se analiza todo el sistema socioecológico de la cuenca del río Cuixmala (Balvanera et al., 2011; Castillo, 2011), así como la vulnerabilidad del sistema socioecológico al cambio global (Balvanera et al., 2011; Gavito et al., 2014; Maass et al., 2005). Actualmente se encuentran en proceso proyectos para evaluar la respuesta del socioecosistema a los huracanes, la resiliencia del sistema de producción pecuaria, la recuperación de biodiversidad, funciones y servicios en los bosques secundarios, así como el papel de la biodiversidad en la mitigación del cambio climático.

Uno de los sistemas de estudio mejor analizado en términos de su resiliencia y adaptabilidad con la metodología del grupo MESMIS lo forman los sistemas de manejo campesinos en la Región Purhépecha, México (Arnés et al., 2013). Dichas comunidades son representativas en cuanto a la práctica de un sistema agropecuario y el uso de variedades nativas de cultivos y maíz en el marco de la milpa y la diversificación en el uso del paisaje. Se han desarrollado, de forma participativa, indicadores sociales, económicos y ecológicos para analizar la resiliencia, adaptabilidad y productividad de los sistemas evaluados. Se ha analizado el papel de la sequía a través de medidas durante más de 3 años consecutivos en la comunidad de Napízaro, en donde se presentó una sequía en el 2011. Los resultados obtenidos en colaboración con 12 ejidatarios reflejan que los sistemas con un reducido uso de insumo, basado en los fertilizantes orgánicos y la rotación, mostraron desempeños comparables con aquellos con un uso intensivo de agroquímicos. En el año en el que se presentó la sequía junto con heladas tempranas la productividad se redujo dramáticamente, pero fueron los sistemas diversificados los que resistieron mejor las adversidades climáticas (Arnés et al., 2013).

Existen pocos estudios longitudinales a nivel mundial que puedan observar el nivel de vulnerabilidad de una población, antes y después de un evento y, de esta manera, medir su resiliencia. En México, el equipo de Antropología Ambiental y Género de El Colegio de la Frontera Sur (Vallejo-Nieto, Gurri-García y Molina-Rosales, 2011) tuvo la oportunidad de analizar las decisiones que se tomaban en el contexto de unidades domésticas campesinas, en el municipio de Calakmul, Campeche, antes de estar expuestas y a lo largo del huracán Isidore, en el año 2001. Dicho estudio se prolongó y se pudo analizar también cómo

dichas unidades afrontaron la sequía que se presentó después del huracán. Según el objetivo del sistema agrícola y familiar, se identificaron 2 grupos diferenciados: los que practicaban la agricultura como negocio y los que la practicaban como una estrategia más de subsistencia. Los primeros incurrieron en pérdidas al invertir en rescatar su monocultivo comercial y animales domésticos para poder participar en el mercado ese año o el siguiente por lo que vieron mermados sus ahorros. Los segundos abandonaron un cultivo comercial no redituable y se comieron los animales que la sequía no les permitía mantener. Rescataron los cultivos orientados a cubrir sus necesidades inmediatas y aceleraron su siembra de milpa de ciclo corto, obteniendo mejores rendimientos que el año anterior al huracán por lo que su capacidad de reempezar el ciclo agrícola no se vio mermada. Aunque ambas estrategias son difíciles de comparar en términos comerciales, la que hace agricultura como negocio resultó ser claramente más vulnerable.

Publicaciones sobre el tema por académicos en instituciones mexicanas

A partir del año 2000 se da un incremento exponencial en el número de productos publicados por académicos mexicanos tanto en inglés como en español sobre sistemas socioecológicos, resiliencia y vulnerabilidad (fig. 1; apéndices 1, 2).

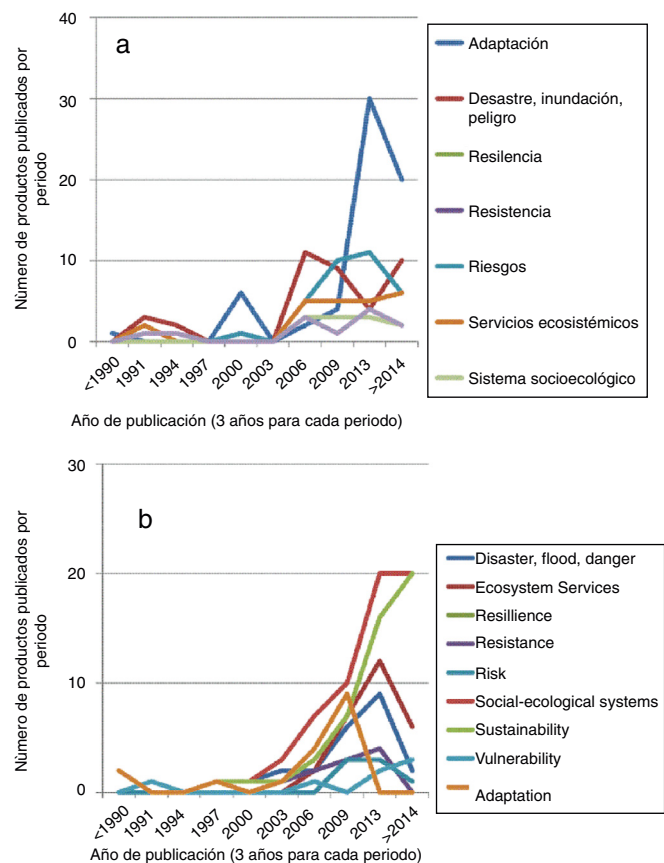


Figura 1. Número de publicaciones sobre sistemas socioecológicos, resiliencia y vulnerabilidad por autores mexicanos por palabra clave. En español (a), en inglés (b).

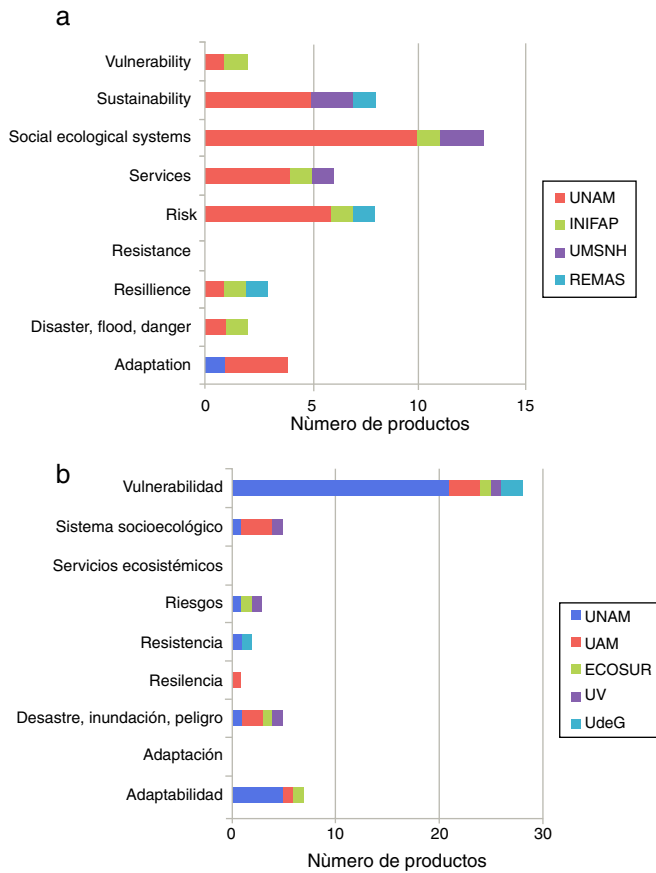


Figura 2. Instituciones mexicanas que contribuyen con el mayor número de publicaciones sobre sistemas socioecológicos, resiliencia y vulnerabilidad para productos (en inglés, a; en español, b).

Destacan en particular las publicaciones en inglés sobre sistemas socioecológicos, resiliencia, y en menor medida sobre servicios ecosistémicos, adaptación y desastres (incluyendo inundaciones y peligros), así como las publicaciones en español sobre vulnerabilidad.

Las instituciones mexicanas que destacan en cuanto a su contribución a los temas de sistemas socioecológicos, resiliencia y vulnerabilidad en México incluyen en primer lugar las distintas dependencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (fig. 2, apéndices 1, 2). La Universidad Autónoma Metropolitana, El Colegio de la Frontera Sur, la Universidad Veracruzana, la Universidad Autónoma de Veracruz, el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, el Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social y la Red Temática de Medio Ambiente y Sustentabilidad (ReMaS) destacan entre aquellas que pudieron ser identificadas por la búsqueda sistemática que realizamos

Entidades académicas y programas educativos de licenciatura y posgrado en México que enseñan y/o forman recursos humanos en el campo de estudio correspondiente

En México, un total de 84 programas de estudios en diferentes instituciones mexicanas cuentan con temas de interés

potencial para la formación de profesionistas dedicados al estudio de sistemas socioecológicos, resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad (tabla 1, apéndice 3). De los programas de estudio identificados en 27 estados del país, 3 son especialidades, 68 maestrías y 13 doctorados. Dentro de su plan de estudios se imparten cursos relacionados con los temas de sustentabilidad, ecosistemas, cambio climático, conservación, energía, política y legislación ambiental, entre otros.

Programas educativos como la Maestría en Ciencias en Estudios Ambientales y de la Sustentabilidad del Instituto Politécnico Nacional, la Maestría en Gestión Ambiental para la Sustentabilidad de la Universidad Veracruzana, el Doctorado interinstitucional en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable del ECOSUR y el Doctorado en Ciencias de la Sostenibilidad de la UNAM, abordan el área de la sustentabilidad de manera directa y como marco principal y ofrecen una gran cantidad de cursos relacionados directamente con esta temática. Por ejemplo, los Posgrados en Ciencias Biológicas y de la Sostenibilidad, integran las ciencias naturales y sociales, ingeniería y urbanismo. Con esto se pretende generar propuestas innovadoras para formar profesionales que contribuyan al desarrollo sostenible del país. El Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad pretende formar a expertos y científicos que dominen las bases conceptuales y metodológicas de las ciencias de la sostenibilidad, y que sean capaces de proponer soluciones, desde una perspectiva transdisciplinaria.

Otros programas están dirigidos a la conservación de recursos naturales, como la Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales del Instituto Politécnico Nacional o la Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Naturales de la Universidad de Guadalajara. Hay diversos programas dirigidos a la Educación Ambiental que cuentan con ciertos cursos relacionados con el desarrollo sustentable como son: la Maestría en Ciencias Ambientales de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí o la Maestría en Ciencias y Doctorado en Ciencias Ambientales de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Con respecto a los cursos intensivos y diplomados relacionados con sistemas socioecológicos, resiliencia y vulnerabilidad se encontraron un total de 77 cursos intensivos con una duración que va desde 4 h hasta 6 meses. De estos cursos 61 diplomados, 15 cursos y un taller son impartidos en 17 estados de la República Mexicana. Además se ofertan actualmente en línea 10 cursos internacionales tipo MOOC (acrónimo en inglés de Massive Open Online Course). Cabe destacar el programa LEAD, auspiciado por El Colegio de México, por el cual han pasado 22 generaciones de profesionistas que hoy se han integrado a distintos ámbitos laborales incluyendo la investigación, la gestión gubernamental, el sector empresarial, con una visión de sustentabilidad.

La mayoría de los cursos intensivos registrados son diplomados y cursos enfocados al desarrollo sustentable, a la gestión y educación ambiental, a la política y gobernanza de los recursos naturales o a la conservación de recursos y a la normatividad ambiental que en su objetivo tienen establecido un interés en la sustentabilidad ambiental. Estos cursos y diplomados son impartidos tanto presencialmente como en línea, con costo o

Tabla 1

Posgrados y licenciaturas en México que incluyen los sistemas socioecológicos, la resiliencia o la vulnerabilidad en sus planes de estudios.

Universidad	Programa	Link (Plan de estudios)
Universidad Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia	Licenciado en Estudios Sociales y Gestión Local	http://oferta.unam.mx/carrera/archivos/planes/estudiossocialesygestionlocal-enismorelia-plan-estudios.pdf
Universidad Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia Flasco México	Licenciado en Ciencias Ambientales Maestría en Población y Desarrollo	https://escolar1.unam.mx/planes/morelia/tec_manejo_informacion.pdf http://www.flasco.edu.mx/posgrados/programas_presenciales/mpyd
UNAM	Maestría en Ciencias de la Sostenibilidad	http://www.posgrado.unam.mx/sostenibilidad/pcs-maestr%C3%ADa.html
UNAM	Doctorado en Ciencias de la Sostenibilidad	http://www.posgrado.unam.mx/sostenibilidad/pcs-doctorado.html
CIAD	Doctorado en Desarrollo Regional (DDR)	http://www.ciad.mx/posgrado/122-posgrado/892-doctorado-en-desarrollo-regional.html
UNAM	Doctorado en Geografía Ambiental	http://www.igeograf.unam.mx/sigg/utilidades/docs/pdfs/posgrados/Ade_y_Mod_Mae_Geo_y_Doc_Geo_Tomo_I_1_enero2013-1.pdf
Universidad de Guadalajara	Maestría en Gestión y Desarrollo Social	http://www.udg.mx/es/oferta-academica/posgrados/maestrias/maestria-en-gestion-y-desarrollo-social-cucsh
UABCS	Posgrado en Ciencias Marinas y Costeras	http://www.uabcs.mx/files/cimacoDoctorado//B)%20ESTUDIANTES//CRITERIO%205.%20MOVILIDAD%20DE%20ESTUDIANTES/5.3%20Proyectos%20terminales%20o%20tesis%20codirigidas.pdf

gratuitos y dirigidos a profesionales, investigadores, tomadores de decisiones y estudiantes.

Aportes a la aplicación del conocimiento

La visión de sistemas socioecológicos y de servicios ecosistémicos está permeando en la toma de decisiones en México. Estos enfoques permiten tener una visión sistémica del país y la generación de políticas públicas transversales, como lo muestra para estudios de caso concretos el libro de Galán, Balvanera y Castellari (2014). Asimismo, los trabajos de Challenger exploran cómo el concepto de sistemas socioecológicos se está operando en la gestión ambiental de México (Challenger, 2016; Challenger, Bocco, Equihua, Chavero y Maass, 2014). A la fecha se están explorando las implicaciones del enfoque socioecológico en la salud, el diseño urbano y el diseño de instituciones para la toma de decisiones entre otros temas. El concepto de servicios ecosistémicos, fundamentalmente por su asociación con estímulos financieros a través de pagos que favorecen la conservación de la cobertura vegetal, ha tenido un profundo impacto en México.

Los conceptos de resiliencia y adaptabilidad han sido de gran importancia para su aplicación al diseño de alternativas de manejo agropecuario. Los sistemas socioecológicos agro-silvopastoriles podrán ser resilientes a eventualidades de tipo climático y económico si conservan sus recursos naturales base, además de una agrobiodiversidad funcional (Arnés et al., 2013). Las condiciones climatológicas en el país para el cultivo de maíz están suponiendo grandes desafíos a los sistemas hoy en día y serán todavía más restrictivas en el futuro, por lo que es urgente la aplicación de medidas de adaptación (Monterroso-Rivas, Conde-Álvarez, Rosales-Dorantes, Gómez-Díaz y Gay-García, 2011). Existe un conocimiento y prácticas de manejo de los recursos que han permitido históricamente que los sistemas campesinos hayan sido resilientes a sequías, heladas, granizo,

inundaciones, caída de precios e incrementos de precios de los insumos (Arnés et al., 2013; Conde, Ferrer y Orozco, 2006; Rogé y Astier, 2015). Hay esfuerzos aislados a lo largo de todo el país, en su mayoría promovidos por organizaciones de productores, ONG, que recogen este acervo de conocimiento y prácticas de manejo sustentables (Boege y Carranza, 2009).

Instituciones del gobierno como el INIFAP han hecho transferencia tecnológica de sistemas de rotación de cultivos y pastos en el norte del país para hacer más resilientes los sistemas productivos ganaderos a las sequías (http://www.pronacose.gob.mx/pronacose14/Contenido/Documentos/SEQUIA_Vulnerabilidad_impacto.pdf). La Conabio y Conanp trabajan para la conservación de la agrobiodiversidad, centrada en los maíces nativos a través del programa PROMAC (18 millones de pesos en el 2014; http://www.conanp.gob.mx/maiz_criollo/) además del programa de corredor biológico a lo largo del sureste de México (15 millones de dólares para 8 años del GEF-Banco Mundial). El INIFAP y la Universidad Autónoma de Chapingo poseen bancos de semilla de cultivos nativos. Institutos tecnológicos como el de Oaxaca trabajan en el rescate y la documentación de la diversidad de cultivos autóctonos como lo son el jitomate y el algodón (Ríos-Osorio, Chávez-Servia y Carrillo-Rodríguez, 2014). Estos esfuerzos ocurren alrededor de la agricultura y de sistemas productivos de agricultura campesina, principalmente en secano.

El caballo de batalla de la Secretaría de Agricultura (Sagarpa) para desarrollar sistemas agrícolas sustentables y resilientes es el Programa Mas Agro, que junto con el CYMMIT, dedicó 582 millones de pesos en el 2014 (<http://www.sagarpa.gob.mx/saladeprensa/2012/Paginas/2014B301.aspx>). Dicho programa tiene como objetivo llevar el paquete de semillas mejoradas (previsiblemente transgénicas), labranza de conservación y rotación de cultivos a 3 millones de hectáreas en manos de agricultores pequeños y medianos (Turrent-Fernández, Espinosa-Calderón, Cortés-Flores y Mejía-Andrade, 2014).

Los temas de resiliencia y vulnerabilidad son fundamentales para entender los impactos del acelerado cambio del uso del suelo así como la intensificación de cultivos en su mayoría para exportación (Bonilla-Moheno, Aide y Clark, 2012). En el caso del aguacate en Michoacán, por ejemplo, de 13,000 ha en 1974 (Morales-Manilla y Cuevas, 2011) se han desmontado más de 175,000 ha solo en 2014 (Servicio de información agroalimentaria y pesquera de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). Este fenómeno lleva asociada la degradación de recursos naturales base, y por consiguiente la eventual pérdida de resiliencia a estreses en el mercado, sanitarios y climáticos, que podrán suceder en estos sistemas agrícolas comerciales. Finalmente y puesto que esta expansión también altera o sustituye sistemas tradicionales de subsistencia, está reduciendo la seguridad alimentaria de poblaciones rurales aumentando la desnutrición infantil crónica que se traduce en obesidad y síndrome metabólico en adultos de poblaciones campesinas (Gurri, 2015).

El estudio de la vulnerabilidad ha tenido múltiples consecuencias prácticas de gran relevancia para el país. Los mapas de riesgo han sido elaborados por Cenapred (2006, 2009, 2014a, b). Se han generado también índices de vulnerabilidad climática de las ciudades mexicanas (Imco, 2012), del sector primario para el caso de Bahías de Bandera, México (Ramírez-Castillo y Meza-Ramos, 2012) así como la «Guía básica para la elaboración de atlas estatales y municipales de peligro y riesgos» elaborado por la Cenapred en 2006, 2009 y 2014 (Cenapred, 2006, 2009, 2014a, b). Se han generado índices de vulnerabilidad social y su distribución espacial para todas las entidades federativas de México (Vergara-González, 2011), así como el Índice de vulnerabilidad social municipal, México (Cenapred, 2006). Se están generando índices de capacidad adaptativa en la Cenapred en colaboración con la Conagua, el Instituto Mexicano para la Competitividad, A. C. (IMCO), y el Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM-UNAM). La Ley General del Cambio Climático contempla una serie de programas y actividades abocados tanto para la mitigación del cambio climático como a la reducción de la vulnerabilidad de áreas en riesgo así como a incrementar la resiliencia en sistemas agrícolas y productivos del país (http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGCC_130515.pdf).

Vacíos del conocimiento, retos y perspectivas

El análisis de los sistemas socioecológicos implica poder reconocer los desafíos ambiente-sociedad que suceden en múltiples escalas espaciotemporales. Para que exista un cambio cualitativo que permita el análisis de estos sistemas complejos primero que nada hay que reconocer que existen retos; específicamente, los que están asociados a supuestos como: la estabilidad de los sistemas, la certidumbre científica y la existencia—a priori—de expertos tomadores de decisiones. Por otro lado, las instituciones gubernamentales centralizadas, por ejemplo, también tienen serias limitaciones para responder transformando rápidamente a los sistemas socioecológicos y para poder lidiar con la incertidumbre (Armitage et al., 2009).

El uso de índices a nivel municipal es útil para planear apoyos y generar estrategias de rescate, sin embargo, ignora la variabilidad local e individual (López-Ridaura et al., 2002). Además, debido a que trabajan con variables agregadas, se tratan de manera similar variables incompatibles haciéndolos difíciles de interpretar.

Los conceptos de resiliencia, vulnerabilidad, y la sustentabilidad se han ido integrando más allá de la investigación e incorporando en el monitoreo de la dinámica de los sistemas socioecológicos, pero con alcances limitados. Los fondos de financiamiento, sin embargo, priorizan las iniciativas de corto plazo, lo cual contradice el sentido de la sustentabilidad y el poder entender procesos que impactan la vulnerabilidad y la resiliencia en los socioecosistemas. Por lo mismo, tampoco son prioritarios los esfuerzos dirigidos a desarrollar herramientas pedagógicas, y de sistematización y metodológicas. Se dan también contradicciones en las políticas y programas gubernamentales. Así, algunos programas enfatizan, por ejemplo, el rescate y el consumo de productos de la agrobiodiversidad, como los maíces nativos, mientras que otros buscan su reemplazo por variedades mejoradas.

Solo estudios integrales y de largo plazo nos permitirán observar un proceso tan elusivo como el de la resiliencia. Sin embargo, los estudios de caso son caros, toman mucho tiempo y al estar geográficamente restringidos son difíciles de extrapolar. Esto limita la aplicación de los resultados de los estudios de caso al diseño e implementación de políticas que reduzcan la vulnerabilidad (Engle, 2011).

Conclusiones

En síntesis, en México se han logrado avances importantes en el tema de sistemas socioecológicos, resiliencia y vulnerabilidad. El desarrollar sistemas socioecológicos más resilientes, menos vulnerables, que puedan ser funcionales mediante su continua adaptación y transformación mientras están expuestos a múltiples vaivenes coyunturales y estructurales, conlleva una continua retroalimentación de tipo no lineal. Para lograrlo es fundamental fortalecer no solo las interacciones interdisciplinarias entre investigadores de distintas disciplinas, sino trascender las barreras del ámbito científico para desarrollar propuestas transdisciplinarias en colaboración con diversos actores de la sociedad (Balvanera et al., 2017). Como resultado de procesos de cogeneración de conocimiento y cogeneración de alternativas surgirán arreglos de gobernanza a múltiples niveles, con sus respectivos agentes sociales entrelazados de manera vertical y horizontal (Ostrom, 2005). Se requiere por lo tanto fortalecer la capacidad de generar procesos sociales flexibles e innovadores —lo cual es un ingrediente clave para la capacidad adaptativa. Los elementos como la confianza, la resolución de conflictos y el aprendizaje social son los cimientos clave para la gobernanza en un mundo que está continuamente cambiando y, sobre todo, que es desigual y con grupos y relaciones de poder asimétricas.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Atzimba López del IIES de la UNAM, a Alejandra Ahumada, de la Red Tsiri y a Omar Xavier Masera, su apoyo en la búsqueda de información bibliográfica. La síntesis plasmada en este ensayo surge de un evento coorganizado y cofinanciado por la Sociedad Científica Mexicana de Ecología y la Red Temática de Socioecosistemas y Sustentabilidad. La información relativa a los programas de formación de recursos humanos se deriva de un esfuerzo de la Red Temática de Socioecosistemas y Sustentabilidad, en colaboración con los Dres. Ileri Suazo y Gilberto Velázquez. Parte de esta investigación fue realizada gracias al Programa UNAM-DGAPA-PAPIIT IN 210015.

Apéndices. Material adicional

Se puede consultar material adicional a este artículo en su versión electrónica disponible en doi:10.1016/j.rmb.2017.10.005.

Referencias

- Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16, 268–281.
- Aguilar-Støen, M., Moe, S. R. y Camargo-Ricalde, S. L. (2009). Home gardens sustain crop diversity and improve farm resilience in Candelaria Loxicha, Oaxaca, México. *Human Ecology*, 37, 55–77.
- Ahn, J. H. y Choi, H. I. (2013). A new flood index for use in evaluation of local flood severity: a case study of small ungauged catchments in Korea. *Journal of the American Water Resources Association*, 49, 1–14.
- Armitage, D. R., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R. I., Charles, A. T., Davidson-Hunt, I. J., et al. (2009). Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 95–102.
- Arnés, E., Antonio, J., del Val, E. y Astier, M. (2013). Sustainability and climate variability in low-input peasant maize systems in the central Mexican highlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 181, 195–205.
- Astier, M., García-Barrios, L., Galván-Miyoshi, Y., González-Esquivel, C. E. y Masera, O. R. (2012). Assessing the sustainability of small farmer natural resource management systems. A critical analysis of the MESMIS Program. *Ecology and Society*, 17, 25.
- Astier, M., Speelman, E. N., López-Ridaura, S., Masera, O. R. y González-Esquivel, C. E. (2011). Sustainability indicators, alternative strategies and trade-offs in peasant agroecosystems: analysing 15 case studies from Latin America. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9, 409–422.
- Balvanera, P., Castillo, A., Ávila, P., Caballero, K., Flores, A., Galicia, C., et al. (2011). Marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina. En P. Latorra, E. Jobbágy, y J. Paruelo (Eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 39–78). Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Balvanera, P. y Cotler, H. (2011). Los servicios ecosistémicos. *CONABIO. Biodiversitas*, 94, 1–7.
- Balvanera, P., Daw, T. M., Gardner, T. A., Martín-López, B., Norström, A. V., Ifejika, C., et al. (2017). Key features for more successful place-based sustainability research on social-ecological systems: a Programme on Ecosystem Change and Society (PECS) perspective. *Ecology and Society*, 22, 14.
- Berkes, F., Folke, C. y Colding, J. (2000). *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Berkes, F. y Jolly, D. (2002). Adapting to climate change: social-ecological resilience in a Canadian western Arctic community. *Conservation Ecology*, 5, 18.
- Binder, C., Hinkel, J., Bots, P. y Pahl-Wostl, C. (2013). Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18, 26.
- Boege, E. y Carranza, T. (2009). *Agricultura sostenible campesinoindígena, soberanía alimentaria y equidad de género. Seis experiencias de organizaciones indígenas y campesinas en México*. México D.F.: PIDAASSA, Brot für die Welt, Xilotl Servicios Comunitarios.
- Bonilla-Moheno, M., Aide, T. M. y Clark, M. L. (2012). El efecto del cambio poblacional en el uso del suelo en paisajes rurales de México: un análisis a nivel estatal. *Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública*, 4, 87–100.
- Brondízio, E. S. y Moran, E. F. (2012). *Human-environment interactions: current and future directions*. Amsterdam: Springer Science & Business Media.
- Burton, I. y Lim, B. (2001). *An adaptation policy framework: capacity building for stage ii adaptation*. New York: UNDP-GEF, National Communication Support Programme.
- Caballero, J., Toledo, V., Argueta, A., Aguirre, E., Rojas, P. y Viccon, J. (1978). Estudio botánico y ecológico de la región del río Uxpanapa, Veracruz, Núm. 8. Flora útil o el uso tradicional de las plantas. *Biótica*, 3, 103–144.
- Castillo, A. (2011). Comunicación e interacciones entre las ciencias ambientales (socioecológicas) y distintos sectores de la sociedad. En A. Argueta-Villamar, E. Corona, y P. Hersch (Eds.), *Saberes colectivos y diálogos de saberes en México*. Cuernavaca, Morelos: Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM-Universidad Iberoamericana de Puebla.
- Cenapred (Centro Nacional de Prevención de Desastres). (2009). *Guía básica para la elaboración de atlas estatales y municipales de peligros y riesgos*. Ciudad de México: SEGOB.
- Cenapred (Centro Nacional de Prevención de Desastres). (2009). *Impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en la República Mexicana en el año 2007*. Ciudad de México: SEGOB.
- Cenapred (Centro Nacional de Prevención de Desastres). (2014a). *Guía básica para la elaboración de atlas estatales y municipales de peligros y riesgos. Evaluación de la vulnerabilidad física y social*. Ciudad de México: SEGOB.
- Cenapred (Centro Nacional de Prevención de Desastres). (2014b). *Guía básica para la elaboración de atlas estatales y municipales de peligros y riesgos. Fenómenos hidrometeorológicos*. Ciudad de México: SEGOB.
- Challenger, A. (2016). *La aplicación del enfoque ecosistémico en la política ecológica: bases conceptuales para una gestión ambiental fundamentada en el manejo sustentable de socio-ecosistemas en México (Tesis de Doctorado en Ciencias)*. México D.F.: Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Challenger, A., Bocco, G., Equihua, M., Chavero, E. L. y Maass, M. (2014). La aplicación del concepto del sistema socio-ecológico: alcances, posibilidades y limitaciones en la gestión ambiental de México. *Investigación Ambiental, Ciencia y Política Pública*, 6, 1–21.
- Chan, K. M., Guerry, A. D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T. y Basurto, X. (2012). Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience*, 62, 744–756.
- Conapo (Consejo Nacional de Población). (2013). *Índice de marginación por entidad federativa y municipio 2010*. México D.F.: Consejo Nacional de Población.
- Conde, C., Ferrer, R. y Orozco, S. (2006). Climate change and climate variability impacts on rainfed agricultural activities and possible adaptation measures. A Mexican case study. *Atmósfera*, 19, 181–194.
- Daily, G. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press.
- Daltabuit, M. C., Licón, L., Lozano, L. y Ricco, A. (1988). *Ecología humana en una comunidad de Morelos*. México, D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Durand-Smith, L. (2012). *La naturaleza en contexto: hacia una ecología política mexicana*. México D.F.: UNAM, CEIICH, CRIM, El Colegio de San Luis A.C.
- Durand-Smith, L., Figueroa-Díaz, F., Chávez, G. y Genet, M. (2011). La ecología política en México ¿Dónde estamos y para dónde vamos? *Estudios Sociales (Hermosillo, Son.)*, 19, 281–307.
- Eakin, H. y Luers, A. L. (2006). Assessing the vulnerability of social-environmental systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 31, 365.
- Engle, N. L. (2011). Adaptive capacity and its assessment. *Global Environmental Change*, 21, 647–756.

- Fischer, J., Gardner, T. A., Bennett, E. M., Balvanera, P., Biggs, R., Carpenter, S., et al. (2015). Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 144–149.
- Galán, C., Balvanera, P. y Castellarini, F. (2014). *Políticas públicas hacia la sustentabilidad: integrando la visión ecosistémica*. México D.F.: Conabio.
- Gallopín, G. C. (2006). Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 16, 293–303.
- García, R. (2006). *Sistemas complejos*. Barcelona: Gedisa.
- García-Acosta, V. (2008). *Historia y desastres en América Latina*. México D.F.: Red de Estudios Sociales de Prevención de Desastres en América Latina (LA RED). CIESAS.
- García-Barrios, L., Speelman, E. y Pimm, M. (2008). An educational simulation tool for negotiating sustainable natural resource management strategies among stakeholders with conflicting interests. *Ecological Modelling*, 210, 115–126.
- Gavito, M. E., Martínez-Yrizar, A., Ahedo, R., Araiza, S., Ayala, B., Ayala, R., et al. (2014). La vulnerabilidad del socio-ecosistema de bosque tropical seco de Chamela, Jalisco, al cambio global: un análisis de sus componentes ecológicos y sociales. *Investigación Ambiental, Ciencia y Política Pública*, 6, 109–126.
- Curri, F. D. (2015). The disruption of subsistence agricultural systems in rural Yucatán, Mexico may have contributed to the coexistence of stunting in children with adult overweight and obesity. *Collegium Antropologicum*, 39, 847–854.
- Imco (Instituto Mexicano para la Competitividad). (2012). *Índice de vulnerabilidad climática*. México D.F.: Instituto Mexicano para la Competitividad (IMCO).
- Jardel, P., Maass, M. y Rivera-Monroy, V. (2013). *La investigación ecológica de largo plazo en México*. México D.F.: Editorial Universitaria-Universidad de Guadalajara.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Folke, C., Alberti, M., Redman, C. L., et al. (2007). Coupled human and natural systems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36, 639–749.
- López-Marrero, T. (2010). An integrative approach to study and promote natural hazards adaptive capacity: a case study of two flood-prone communities in Puerto Rico. *The Geographical Journal*, 176, 150–163.
- López-Ridaura, S., Masera, O. y Astier, M. (2002). Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework. *Ecological Indicators*, 2, 135–148.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Current state and trends*. Washington, D.C.: New Island.
- Maass, J. M. (2012). El manejo sustentable de socio-ecosistemas. En J. L. Calva (Ed.), *Cambio climático y políticas de desarrollo sustentable. Análisis estratégico para el desarrollo* (pp. 267–290). México D.F.: Juan Pablos Editor, Consejo Nacional de Universitarios.
- Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C., Mooney, H. A., Ehrlich, P., et al. (2005). Ecosystem services of tropical dry forests: insights from longterm ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society: A Journal of Integrative Science for Resilience and Sustainability*, 10, 1–23.
- Maass, J. M., Díaz-Delgado, R., Balvanera, P., Castillo, A. y Martínez-Yrizar, A. (2010). Redes de investigación ecológica y socio-ecológica a largo plazo (LTER y LTSER) en Iberoamérica: los casos de México y España. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83, 171–184.
- Maass, J. M. y Equihua, M. (2015). Earth stewardship, socioecosystems, the need for a transdisciplinary approach and the role of the International Long Term Ecological Research Network (ILTER). *Earth Stewardship*, 217–233.
- Maass, J. M., Martínez-Yrizar, A., Patiño, C. y Sarukhán, J. (2002). Distribution and annual net accumulation of above-ground dead phytomass and its influence on throughfall quality in a Mexican tropical deciduous forest ecosystem. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 821–834.
- Masera, O., Astier, M. y López-Ridaura, S. (1999). *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco de evaluación MESMIS*. Ciudad de México: Mundi-Prensa, GIRA, Instituto de Ecología.
- Messner, F. y Meyer, V. (2006). Flood damage, vulnerability and risk perception-challenges for flood damage research. En J. Schanze, E. Zeman, y J. Marsalek (Eds.), *Flood risk management: hazards, vulnerability and mitigation measures*. Amsterdam: Springer.
- Monterroso-Rivas, A. I., Conde-Álvarez, C., Rosales-Dorantes, G., Gómez-Díaz, J. D. y Gay-García, C. (2011). Assessing current and potential rainfed maize suitability under climate change scenarios in México. *Atmósfera*, 24, 53–77.
- Morales-Manilla, L. y Cuevas, G. (2011). *Inventarios 1974-2007 y evaluación de impacto ambiental regional del cultivo del aguacate en el estado de Michoacán. Informe final*. Morelia, Mich: Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM.
- Nelson, D., Adger, W. y Brown, K. (2007). Resilience and adaptation to climate change: linkages and a new agenda. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 395–419.
- O'Brien, K., Sygna, L. y Haugen, J. E. (2004). Vulnerable or resilient? A multi-scale assessment of climate impacts and vulnerability in Norway. *Climatic Change*, 64, 193–225.
- Ostrom, E. (2005). *Self-governance and forest resources. Terracotta reader: a market approach to the environment*. Nueva Delhi: Academic Foundation.
- Palerm, Á. (1989). *Antropología y marxismo*. México D.F.: Editorial Nueva Imagen.
- Palomo, I., Felipe-Lucía, M. R., Bennett, E. M., Martín-López, B. y Pascual, U. (2016). Disentangling the pathways and effects of ecosystem service co-production. *Advances in Ecological Research*, 54, 245–283.
- Ramírez-Castillo, R. J. y Meza-Ramos, E. (2012). *Evaluación de la vulnerabilidad del sector primario regional ante el impacto de la variabilidad climática en bahía de Banderas*. México: EUMED [3 Nov 2015]. Disponible en: <http://www.eumed.net>
- Ríos-Osorio, O., Chávez-Servia, J. L. y Carrillo-Rodríguez, J. C. (2014). Producción tradicional y diversidad de tomate (*Solanum lycopersicum L.*) nativo: un estudio de caso en Tehuantepec-Juchitán, México. *Agricultura Sociedad y Desarrollo*, 11, 35–51.
- Rogé, P. y Astier, M. (2015). Changes in climate, crops, and tradition: cajete maize and the rainfed farming systems of Oaxaca, Mexico. *Human Ecology*, 43, 639–753.
- Sarukhán, J. y Maass, J. M. (1990). Bases ecológicas para un manejo sostenido de los ecosistemas: el sistema de cuencas hidrológicas. *Medio Ambiente y Desarrollo en México*, 1, 81–114.
- Sarukhán, J. y Soberón, J. (2008). *Capital natural de México*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Smit, B. y Pilifosova, O. (2001). Adaptation to climate change in the context of sustainable development and equity. En J. J. McCarthy, O. F. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken, y K. S. White (Eds.), *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability* (pp. 876–912). New York: Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.
- Soares, D., Murillo, D., Romero, R. y Millán, G. (2014). Amenazas y vulnerabilidades: las dos caras de los desastres en Celestún. Yucatán. *Desacatos*, 159–177.
- Torres-Rojo, J. M. y Sanginés, A. G. (2002). El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica*, 40–59.
- Tucker, C. M., Eakin, H. y Castellanos, E. J. (2010). Perceptions of risk and adaptation: coffee producers, market shocks, and extreme weather in Central America and Mexico. *Global Environmental Change*, 20, 23–32.
- Turrent-Fernández, A., Espinosa-Calderón, A., Cortés-Flores, J. I. y Mejía-Andrade, H. (2014). Análisis de la estrategia MasAgro-maíz. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5, 1531–1547.
- Vallejo-Nieto, M. I., Gurri-García, F. D. y Molina-Rosales, D. O. (2011). Agricultura comercial, tradicional y vulnerabilidad en campesinos. *Política y Cultura*, 71–98.
- Vergara-González, R. (2011). Vulnerabilidad social y su distribución espacial: el caso de las entidades federativas de México, 1990-2010. *Paradigma Económico*, 3, 85–111.
- Vergara-Tenorio, M., Ellis, E. A., Aguilar, C., Antonio, J., Alarcón-Sánchez, L. D. C. y Galván-del Moral, U. (2011). La conceptualización de las inundaciones y la percepción del riesgo ambiental. *Política y Cultura*, 45–79.
- Wong, K. K. y Zhao, X. (2001). Living with floods: victims' perceptions in Beijiing, Guangdong, China. *Area*, 33, 190–201.



Ecología, tecnología e innovación para la sustentabilidad: retos y perspectivas en México

Ecology, technology and innovation towards sustainability: challenges and perspectives in Mexico

Mayra E. Gavito^{a,*}, Hans van der Wal^b, E. Miriam Aldasoro^b, Bárbara Ayala-Orozco^a,
Aída Atenea Bullén^a, Manuel Cach-Pérez^b, Alejandro Casas-Fernández^a, Alfredo Fuentes^a,
Carlos González-Esquivel^a, Pablo Jaramillo-López^a, Pablo Martínez^b, Omar Masera-Cerruti^a,
Fermín Pascual^a, Diego R. Pérez-Salicrup^a, Ramiro Robles^b, Ilse Ruiz-Mercado^a
y Gilberto Villanueva^b

^a Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Antigua carretera a Pátzcuaro 8701, Colonia Ex-Hacienda San José de la Huerta, 58090 Morelia, Michoacán, México

^b El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Carretera a Reforma Km 15.5 s/n, Ra. Guineo Segunda Sección, Centro, 86280 Villahermosa, Tabasco, México

Recibido el 28 de noviembre de 2016; aceptado el 12 de septiembre de 2017

Disponible en Internet el 10 de noviembre de 2017

Resumen

En México y en el mundo, la incorporación de la comunidad científica (entre ellos los ecólogos) a la generación de conocimientos que coadyuven a solucionar los graves problemas ambientales, y avanzar hacia la sustentabilidad, requiere de una visión diferente en la investigación. Más aún, se requiere de herramientas novedosas para acoplar el trabajo de la comunidad científica con el resto de la sociedad. Los ecólogos tienen el reto de volverse innovadores y creadores de nuevos modelos, procesos de colaboración, métodos y herramientas de investigación, básica y aplicada, en temas como la agricultura, la forestería, la ganadería y el uso de los recursos naturales. Para enfrentar este reto, los ecólogos en México necesitan amalgamar su quehacer con el de otros actores académicos y no académicos para impulsar en conjunto procesos de mejoramiento ambiental con beneficios sociales. En esta contribución se revisan retos y perspectivas que se tienen en México en el campo de innovación ecotecnológica. Se propone fomentar el trabajo de investigación en laboratorios sin muros, en los cuales grupos flexibles de actores diseñen, prueben y evalúen innovaciones tecnológicas que respondan a problemáticas ambientales y socioecológicas locales y regionales específicas.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Palabras clave: Ecotecnología; Educación; Capacitación; Manejo; Recursos naturales

Abstract

In Mexico and in the world, the incorporation of the scientific community (among them ecologists) to the generation of knowledge that contributes to solving the serious environmental problems, and advancing towards the sustainability, requires a different research vision. Moreover, innovative tools are needed to couple the work of the scientific community with the rest of the society. Ecologists are challenged to become innovators and

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: mgavito@cieco.unam.mx (M.E. Gavito).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

creators of new models, collaborative processes, methods and research tools, basic and applied, in topics such as agriculture, forestry, livestock and the use of natural resources. To meet this challenge, ecologists in Mexico need to amalgamate their work with other academic and non-academic actors to jointly promote environmental improvement processes with social benefits. This contribution examines challenges and perspectives of ecotechnological innovation in Mexico. We suggest to foster the research work in this field in laboratories without walls, in which flexible groups of actors design, test, and evaluate ecotechnological innovations that respond to specific local and regional socio-ecological and environmental problems.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Keywords: Ecotechnology; Education; Training; Management; Natural resources

Introducción

La extinción de especies en el Antropoceno (Crutzen y Stoermer, 2000), el cambio climático global y los daños a los ecosistemas naturales ocasionados por las actividades humanas, son parte de una crisis ambiental y socioecológica que se manifiesta a escalas locales, regionales y global (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Esta crisis pone en entredicho la convivencia social y las bases de la propia existencia de la humanidad. Los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (ONU, 2015) marcan un esfuerzo sin precedentes para atender esta crisis. Sin embargo, estos objetivos son también indicativos de un marco general de pobreza, hambre, inseguridad alimentaria, desnutrición, prácticas agrícolas insostenibles, inequidad (económica, social y de género), despilfarro de recursos naturales, consumo energético desmesurado y de violencia e inseguridad (ONU, 2015).

La atención a los problemas del uso y manejo insostenible de recursos naturales es de máxima relevancia en el contexto anterior. Uno de los grandes retos para transitar hacia la sustentabilidad es lograr que la sociedad, en su conjunto, participe en la construcción de soluciones a estos problemas. Para ello, se requiere de nuevos modelos de desarrollo basados en el uso sustentable de los ecosistemas y sus recursos renovables, que minimice la degradación ambiental. La comunidad científica, entre ellos los ecólogos, puede contribuir a generar tales modelos (Carpenter y Gunderson, 2001). Sin embargo, esta comunidad no puede realizar por sí sola esta tarea, ya que incluso los más brillantes desarrollos científicos y tecnológicos no están logrando vencer el reto de frenar el deterioro ambiental, cuya magnitud y complejidad no tienen paralelo en la historia de la humanidad. Para ello, se requiere integrar una plataforma de actores académicos y no académicos capaces de construir a un mismo tiempo la concientización social de la problemática ambiental, gestar el interés común para solucionarla y aportar respuestas de acción que continuamente se evalúen e innoven.

La crisis ambiental y socioecológica se manifiesta en cada país con particularidades propias debido a la combinación sui generis de factores naturales, sociales, económicos, culturales y políticos. En el caso de México, la confluencia de 2 factores es especialmente relevante en la búsqueda de respuestas y soluciones: la megadiversidad biológica (Conabio, 1998) y la megadiversidad cultural y social existentes en el país. Estas 2 particularidades encierran una gama enorme de conocimiento, creatividad y trayectoria en la gestión de alternativas de

sobrevivencia en múltiples contextos de crisis repentinos (terremotos, inundaciones, epidemias, crisis económicas, erupciones volcánicas), de larga duración (e.g., cambio climático global) y estructurales (como la inequidad y la pobreza). En este sentido, México puede considerarse como un megalaboratorio con grandes variantes socioecológicas, en mundos urbanos tan divergentes como las ciudades de Tijuana, San Cristóbal de las Casas, Cancún y la Ciudad de México, en entornos rurales de producción agrícola industrial (e.g., el Bajío o Sinaloa) y en comunidades rurales que desarrollan actividades de agricultura y ganadería familiar (como aquellas presentes en los estados de Oaxaca, Michoacán, Guerrero y Chiapas). Son precisamente estos laboratorios vivientes los que pueden ser catalizados en su actividad innovadora y de adaptación a través de alianzas entre profesionales y expertos en temas ambientales relevantes, que incluyen a los académicos de las ciencias naturales y sociales.

Globalmente se establecen cada vez más los llamados «laboratorios sin muros», que si bien pueden anidarse en las universidades y centros de investigación, operan en composiciones y espacios flexibles, de acuerdo con las problemáticas que atienden, adaptando su composición a las necesidades del caso (Espinoza-Tenorio, Mesa-Jurado, Ortega-Argueta y Hernández-Chávez, 2017). Estos laboratorios pueden reunir desde capacidades técnicas (como el de modeladores, informáticos, mecánicos, plomeros y carpinteros) hasta capacidades científicas con investigadores en diferentes áreas de interés. Estos laboratorios permiten la confluencia de experiencias profesionales diversas para atender una problemática de la sociedad (Espinoza-Tenorio et al., 2017).

El modelo de laboratorio sin muros es particularmente adecuado para la atención de temas que, por su complejidad, requieren de grupos de trabajo transdisciplinarios, aquel en el que participan académicos y actores no académicos. En la actualidad, con frecuencia tales grupos solo se dan de manera incidental como ocurre, por ejemplo, a través de proyectos de financiamiento temporal, cuyas experiencias no son sistematizadas y que, por lo mismo, no conducen a los aprendizajes que se requieren para la solución del problema. Si bien en México existen múltiples experiencias de este tipo (Ortiz, Masera y Fuentes, 2014), estas presentan fuertes limitaciones de falta de registro de datos, diferencias de procedimientos/metodologías y posiciones personales que impiden el desarrollo, el aprendizaje y la transmisión del conocimiento generado. Para la construcción de conocimientos y el desarrollo de probables soluciones a los grandes problemas ambientales se requiere de la participación

de la comunidad científica proveniente de diversas disciplinas. En este sentido, la tecnología se ha convertido en la interfaz y el articulador o mediador natural entre la sociedad y el ambiente (Smith y Stirling, 2010; Redman y Miller, 2015).

Dado que el campo de trabajo de innovación ecotecnológica es reciente en México, más que desarrollar una revisión de la literatura y el estado del arte, en este artículo pretendemos, desde nuestro punto de vista, abordar algunos de los retos y perspectivas más importantes que vislumbramos en este campo para el país. Expondremos el porqué la innovación ecotecnológica es un medio que puede lograr la fusión de la ciencia y la sociedad en la búsqueda de la sustentabilidad, usando como sistemas de análisis a aquellos que tienen que ver con la producción agrícola, pecuaria y forestal. Finalmente, enfatizamos que la comunidad de ecólogos debería ser más innovadora en la búsqueda de esa fusión.

Tecnología e innovación: el enfoque ecotecnológico

Entendemos por tecnología, de manera general, la aplicación del conocimiento para generar nuevos métodos, procesos, servicios y dispositivos. Innovación tecnológica, por otro lado, es la transformación de una idea en un producto, equipo o proceso operativo, incluyendo nuevas formas de organización social (García y Calantone, 2002). Al estudiar la innovación tecnológica, se debe incluir el análisis de los procesos de generación/adopción/implementación/monitoreo y evaluación de las tecnologías.

El modelo convencional de desarrollo e innovación tecnológica considera que esta es inherentemente beneficiosa y resultado de un proceso natural que va de la ciencia básica a la ciencia aplicada y de esta a la tecnología (Vega, 2012). La tecnología llega a la sociedad mediante su comercialización por empresas que desarrollan patentes para proteger su propiedad intelectual. Este modelo lineal de innovación tecnológica ha sido fuertemente cuestionado ya que, por un lado, muchas tecnologías e innovaciones son altamente contaminantes, generan riesgos sanitarios, erosionan la diversidad biológica y cultural, agotan los recursos naturales y, en consecuencia, no conservan los recursos, no mejoran la calidad de vida, ni son sustentables (Cannatelli, Masi y Molteni, 2012; Olsson y Galaz, 2012). Por otro lado, muchas no son accesibles ni están adaptadas a las condiciones socioambientales de los países en desarrollo, particularmente en los sectores rurales. Se enfocan a atender una demanda o un mercado y no a las necesidades sociales (Cannatelli et al., 2012). Por esta razón, históricamente han surgido diferentes movimientos que han propuesto modelos alternativos de generación y aplicación de la tecnología. Uno de ellos es la ecotecnología, definida como los «dispositivos, métodos y procesos que propician una relación armónica con el ambiente y buscan brindar beneficios sociales y económicos tangibles a sus usuarios, con referencia a un contexto socioecológico específico» (Ortiz et al., 2014; Straškava, 1993). Otros ejemplos son la «Tecnología Apropiada», que buscaba ser de bajo costo y consumo energético, así como de uso local y colectivo (Thomas, 2012), y la «Tecnología Alternativa», que pretende la construcción de modelos sociales con comunidades

descentralizadas que buscan ser autosuficientes con el uso de recursos renovables y pocos insumos (Fressoli, Smith, Thomas y Bortz, 2015). En este contexto, la innovación ecotecnológica sería la generación conjunta, también denominada «innovación inclusiva», de nuevos dispositivos, métodos y procesos. En este nuevo marco, los usuarios no son simplemente receptores de las tecnologías que desarrollan las empresas y centros de investigación, sino actores importantes en el proceso de desarrollo, en el cual aportan sus conocimientos y se atienden sus necesidades y prioridades (Fressoli, Dias y Thomas, 2014; Gupta et al., 2003). Es decir, la innovación ecotecnológica hace énfasis en ligar y armonizar la generación continua de conocimiento –que puede ser científico en el sentido estricto, o provenir del «diálogo de saberes» con las comunidades y actores sociales– para convertirlo en nuevos productos/procesos/métodos.

La innovación ecotecnológica busca desarrollar tecnología que responda a necesidades concretas de diferentes actores sociales, como campesinos, empresas, comunidades rurales, organizaciones sociales. Su fin es el de mejorar la calidad ambiental (i.e., hacer más eficiente, conservar, restaurar, o remediar los recursos base y sus ecosistemas asociados), brindando impactos positivos a la sociedad (Fressoli et al., 2015). En particular se hace énfasis en desarrollar alternativas para los sectores sociales más vulnerables, pues han sido históricamente los que generalmente han quedado fuera de los procesos de innovación tecnológica, pero no significa que esto implique un marco excluyente para proyectos dirigidos a otros sectores.

Uno de los temas y retos más importantes para la innovación ecotecnológica es el uso sustentable de los recursos naturales. La innovación que se requiere para ello no se limita a introducir una novedad (en inglés «add on») sino que abarca desde innovar en la forma de ser del «agente» de innovación, de las instituciones y de las formas de trabajo, hasta las relaciones con los actores locales. Si en una visión tradicional el extensionista llevaba una técnica al campesino y la transmitía, mal o bien, ahora se trata de generar y aplicar conocimientos en procesos entre distintos actores, de facilitar estos procesos e incidir colectivamente en los marcos institucionales y las políticas. Se trata de una variante mejorada de la investigación–acción, con componentes y actores adicionales, de procesos de aprendizaje sistémico en temas complejos, que requieren de la interdisciplina, de la gestión y de la combinación iterativa de respuestas cada vez más ciertas, que consideren el contexto socioecológico local y regional particulares.

Actualmente la tecnología ha adquirido una dimensión tan importante y globalizadora que se habla ya de sistemas sociotecnológicos (SETS por sus siglas en inglés), o sociotecnosistemas (Redman y Miller, 2015), para hacer más evidente su rol como mediador entre los seres humanos y el ambiente. Dicho de otra manera, no se pueden entender cabalmente los impactos de la actividad humana sobre el ambiente, ni contribuir a solucionar las crisis ambientales, sin incorporar a la tecnología. La innovación ecotecnológica dirigida hacia la sustentabilidad se logrará solo a través de la interacción con la sociedad, del seguimiento de todo el proceso desde su concepción hasta la apropiación, y de la retroalimentación entre los actores. El cambio requiere de enfoques integrales y

transdisciplinarios que amalgamen a la ciencia con las necesidades de la sociedad, liguen la investigación básica y aplicada con la innovación, el desarrollo y la validación de tecnología, y verifiquen su posterior difusión y adopción por los actores sociales relevantes.

La innovación ecotecnológica puede aplicarse para desarrollar productos tan diversos como software para asistir a los actores gubernamentales en la planeación y en la toma de decisiones, técnicas para la remediación de suelos, sistemas eficientes de captación de agua o riego, prácticas agroecológicas en sistemas productivos, metodologías de evaluación de impactos ambientales, dispositivos eficientes para el uso de energía, entre muchos otros. No debe confundirse con la innovación biotecnológica, que en la práctica se refiere a áreas muy específicas (principalmente biomedicina, insumos agrícolas y pecuarios) y cuenta con numerosos ejemplos de innovaciones que se comercializan con la propaganda de ser alternativas sustentables, pero que no consideran los riesgos sanitarios, ni la pérdida de diversidad biológica o cultural, ni la degradación ambiental y mucho menos la sustentabilidad. Aunque algunas innovaciones partan de la intención de mejorar el bienestar de las personas, el modelo de desarrollo de estas innovaciones, así como la preponderancia de mercados económicos y la rentabilidad en sus criterios de éxito, con frecuencia no conducen a la sustentabilidad y a la apropiación social (Cannatelli et al., 2012). A diferencia de la innovación biotecnológica en biomedicina y agricultura, en la que se ha documentado un crecimiento importante en México y en el mundo, y en la que ya participan muchas instituciones públicas y privadas en los llamados sistemas de innovación, la biotecnología ambiental (que es el área que más se asocia con la ecotecnología) tiene un desarrollo incipiente y aún concentrado en manejo de agua, energía y residuos (Amaro-Rosales y Morales-Sánchez, 2010).

Gran parte de la ecotecnología que se está desarrollando en el país es doméstica, pero no por ello está desconectada de los problemas ambientales y del uso irracional de los recursos naturales (Ortiz et al., 2014). Hay mucha tarea para los ecólogos en la innovación ecotecnológica doméstica, la cual requiere tanto rigor en la modelación espacial y temporal del uso de los recursos (por ejemplo, en el aprovechamiento de las poblaciones y comunidades bióticas), o en la evaluación de los impactos humanos o desastres naturales sobre los ecosistemas, como lo requiere una innovación agrícola o una innovación para el manejo de cuencas. La innovación en el uso y conservación de los recursos naturales es un área crítica dentro de la ecotecnología pero aún es incipiente en México. Esta ha sido más impulsada en temas de energía tanto por la crisis energética como por la presión internacional para frenar el calentamiento global (Ortiz et al., 2014), que en otros recursos naturales relacionados con agua, suelo y biodiversidad. Aún dentro del contexto de la ecotecnología, muchas innovaciones en energía que buscan ser «verdes» y renovables no se enmarcan en políticas de verdadero desarrollo sustentable, donde entra en juego la preservación del bienestar social, del ambiente y de la naturaleza. En el caso del agua, siendo México un país con extensas zonas áridas, semiáridas o con regímenes de precipitación pluvial muy estacionales (Semarnat, 2014a), es prioritario desarrollar un manejo innovador para la captación,

el almacenamiento, la eficiencia en el uso, el saneamiento, la purificación y el reciclaje de este recurso vital. Mínimamente se debe trabajar en reducir el Índice de Pobreza de Agua para la sociedad (Water Poverty Index, WPI, Cho, Ogwang y Opio, 2010), pero idealmente, igual que en energía, suelo y biodiversidad, debería ser una política permanente e integral hacia el desarrollo sustentable.

Más del 90% de los alimentos depende de actividades agrícolas en las que la calidad del suelo es crítica. Los suelos saludables se tornan más escasos conforme continuamos sobreexplotando los sistemas agrícolas (Pimentel et al., 1995) y cambiando el uso de suelo de ecosistemas naturales a productivos (Lambin et al., 2001). Si bien es cierto que esto sucede en todo el mundo, México pierde ecosistemas naturales saludables a una tasa alarmante (Challenger y Dirzo, 2009; Zika y Erb, 2009). La degradación del suelo y la desertificación en México son problemas serios que deben reducirse y revertirse con el fin de que la sociedad siga contando con los servicios ecosistémicos de suelos sanos y productivos (Huber-Sannwald, Maestre, Herrick y Reynolds, 2006). Se han desarrollado varias alternativas de manejo e intervenciones experimentales con diferentes niveles de éxito dependiendo del problema, la región geográfica, el tipo de ecosistema, el tipo de suelo y el grado de degradación (Cotler et al., 2007). Sin embargo, estos seguirán siendo esfuerzos desarticulados y de bajo impacto en tanto no formen parte de una estrategia nacional real de manejo sustentable. Existe una gran necesidad de un mejor inventario de suelos, de una colección sistemática de datos y su incorporación en bases computacionales bien organizadas que ayuden, por un lado, al trabajo de científicos y, por el otro, a los diseñadores de políticas públicas e instituciones gubernamentales en la toma de decisiones. El progreso que se ha logrado en el inventario de la biodiversidad y en la inclusión de la conservación de la biodiversidad en la agenda política con el trabajo de la Conabio muestra que las instituciones pueden promover grandes avances en temas que antes eran ignorados (Dirzo, González y March, 2009).

Además del manejo de los recursos naturales, otra área urgente de innovación ecotecnológica e involucramiento de la comunidad científica es el manejo sustentable de las tierras en actividades productivas. A escalas espaciales grandes (paisaje, cuenca, región) se hace evidente el impacto ambiental negativo que tienen las actividades productivas en los ecosistemas naturales, las cuales alteran en cascada a todos los componentes bióticos y abióticos, independientemente de si estos se encuentran bajo la acción directa del manejo o fuera de ella (Bunge, Cotler, Iura-González y Ruiz-Bedolla, 2014).

Innovación para el manejo de sistemas productivos

La innovación ecotecnológica en sistemas productivos agrícolas, ganaderos y forestales es radicalmente distinta a lo que se instrumentó en la llamada Revolución Verde, ya que en esta última se considera a los productores y sus familias solo como los receptores de las tecnologías que desarrollan las empresas y los centros de investigación. La Revolución Verde, iniciada en los años de los setentas del siglo pasado, aumentó en el corto plazo los rendimientos de los cultivos más importantes

Tabla 1
Metas para el desarrollo sustentable en los sistemas productivos agrícolas, pecuarios y forestales y ejemplos de herramientas ecotecnológicas que pueden ayudar a lograr esas metas.

Metas para el desarrollo sustentable Manejo eficiente del agua de lluvia y riego	Ejemplos de herramientas ecotecnológicas para la sustentabilidad Modelación, software de apoyo, diseño de sistemas de captación de agua y de riego eficiente, manejo de la cobertura vegetal, análisis de imágenes, diseño de indicadores de sequía, cursos de capacitación
Eficiencia de uso y reciclaje de energía renovable	Modelación espacial y temporal de los recursos energéticos, software de apoyo, diseño de sistemas de producción y reciclaje de energía en medios rurales, dispositivos de medición de eficiencia energética, alternativas para reducción de uso de energía, cursos de capacitación
Economía circular y estequiometría en nutrientes: balance de ingresos y egresos	Diseño de sistemas de producción basados en insumos locales, uso eficiente y reciclaje de nutrientes, análisis de ciclo de vida, software y aplicaciones para optimizar la fertilización, medir las entradas y salidas y generar balances estequiométricos, modelación espacial y temporal de disponibilidad y desbalances en nutrientes
Diversificación en tiempo y espacio de plantas, microorganismos y animales asociados con propósitos múltiples en el ecosistema productivo: fertilidad, control biológico, polinización, control de erosión, almacenamiento de agua, sombra, reciclaje	Diseño de sistemas alternativos e integrales de producción con bases ecológicas, desarrollo de prácticas de cultivo e insumos locales para maximizar los beneficios sin deteriorar los recursos, sistemas de evaluación multicriterio, software y aplicaciones de asesoría para la intensificación sustentable, modelación de la capacidad de carga, manejo integrado de plagas y enfermedades, manejo integrado de cultivos, ganado y árboles, aprovechamiento de forrajes nativos y de subproductos agrícolas y agroindustriales, mapas para reforestación y regeneración natural de especies forestales
Variabilidad genética y redundancia funcional para fortalecer la resiliencia	Modelación de poblaciones, estrategias de mantenimiento de la diversidad genética y la redundancia en funciones ecosistémicas
Selección de sistemas de producción viables para las condiciones edáficas, climáticas y socioeconómicas	Software, bases de datos, modelación de climas y ajustes fisiológicos en plantas y animales, monitoreo de condiciones climáticas y eficiencia fisiológica para ajustes de fertilización y control de plagas
Manejo de disyuntivas y compensaciones para maximizar la provisión de servicios ecosistémicos	Software para evaluaciones de impacto ambiental y de sustentabilidad, modelación espacial y temporal de servicios, diseño de indicadores, análisis de riesgos y vulnerabilidades
Manejo del paisaje para mantenimiento de recursos naturales y servicios ecosistémicos en diferentes escenarios de cambio de uso de suelo y cambio climático	Herramientas de percepción remota, análisis de imágenes, modelación espacial y temporal, mapas participativos, juegos de actores y toma de decisiones
Control de emisiones de gases de efecto invernadero y otros contaminantes ambientales	Producción de fertilizantes con bajas emisiones, técnicas de manejo de excretas, compostas, biofertilizantes y bioplaguicidas, biodigestores adaptados a la producción ganadera de pequeña escala, software de asesoría en manejo de almacenes de carbono, fuegos prescritos o quemas de limpieza

para la población mundial a través de la aplicación masiva de un paquete tecnológico simple y único (Evenson y Gollin, 2003). Sin embargo, se ha mostrado que es imposible lograr de esta manera ingresos dignos de la población rural campesina a la par de una relación sinérgica entre producción y conservación de los recursos naturales (Pingali, 2012). Por ejemplo, los modelos de producción convencional requieren de insumos externos (e.g., agroquímicos) que se van incrementando con el tiempo, ya que se basan en el reemplazo de los procesos ecológicos naturales por tecnologías de riego, fertilización y fitosanitarias artificiales; en la innovación ecotecnológica, por el contrario, se busca la diversificación de productos tomando como base a los procesos ecosistémicos naturales (Perfecto, Vandermeer y Wright, 2009). Esta última requiere de modelos productivos y de uso de los recursos naturales que reflejen las realidades socioculturales y ecológicas regionales y que, en un proceso hermenéutico de evaluación participativa, se ajuste la producción con el entorno ambiental. Los usuarios se vuelven actores importantes en este proceso, en el cual aportan sus conocimientos y se atienden sus necesidades y prioridades.

En el contexto actual de cambio global, en particular del calentamiento global, la población necesita ajustar el uso del

suelo y la infraestructura a sus estrategias de manejo. Para ello, se requiere que la investigación básica y aplicada contribuya a un mayor conocimiento de cómo los agroecosistemas responden a la variación climática. Combinando este conocimiento científico con el conocimiento campesino, que sustenta a los sistemas tradicionales de producción, se pueden aportar innovaciones para el desarrollo de alternativas de sistemas alimentarios sustentables regionales. Innovación, adaptación, planeación, modelación son aspectos que requieren de la combinación de conocimiento local y científico sólido en ecología, sobre la relación entre variables climáticas y edáficas, las relaciones planta-suelo, interacciones bióticas, y ajustes fisiológicos de las plantas manejadas en el entorno del agroecosistema. No es adecuado ya construir estos conocimientos únicamente desde la perspectiva de los académicos y luego transferirla. La generación de innovación ecotecnológica dirigida a la producción agrícola sustentable depende de manera crítica del intercambio de conocimientos y la participación activa de los actores, incluyendo los productores, desde el inicio. El diseño de metas de producción sustentable requiere de métodos creativos y herramientas innovadoras, donde el conocimiento ecológico es central (tabla 1).

Tabla 2

Ejemplo de innovación ecotecnológica en la producción de cacao en Tabasco.

El cacao (*Theobroma cacao*) es de rica tradición en las tierras bajas del trópico húmedo en Tabasco, México. A pesar de la acumulación de conocimiento sobre su cultivo a lo largo de los siglos, su integración en la cultura, e interés económico, actualmente la producción está inmersa en un síndrome de problemas, que incluye desorganización de productores, políticas equivocadas y enfermedades a consecuencia de un manejo deficiente. Sin embargo, hay oportunidades de innovación ecotecnológica en el cacao, debido a condiciones de mercado favorables y el arraigo cultural del cultivo. Tal innovación debería de componerse de una combinación de los siguientes elementos:

- Talleres de análisis de: la producción y comercialización de cacao; evaluación de las oportunidades que brinda un mercado al alza; las exigencias de este mercado; la diferenciación del mercado de cacao; análisis del marco institucional actual; modelos de organización; técnicas de selección de semillas de calidad; cateo de los sabores del cacao; sistemas de control de calidad; sistemas de certificación
- Diseño ecotecnológico: generación e instalación de tecnologías para la elaboración in situ de productos especiales a partir del cacao; generación de tecnologías de clasificación de semillas de cacao; selección de variedades nuevas de cacao; introducción de patate (*Theobroma bicolor*) como alternativa al *T. cacao*; secado de cacao
- Organización: formulación de nuevos modelos de asociación de empresas del cacao y organizaciones locales de productores e iniciarlos a escala piloto
- Capacitación: contabilidad de cooperativas; cateo de cacao; certificación de la producción de distintos modelos de producción de cacao; uso del certificado de origen «cacao Grijalva»; la propagación sexual y vegetativa para obtener plántulas de cacao
- Evaluación de plantaciones: evaluación ecofisiológica de cacaotales; evaluación de la productividad de clones de cacao; evaluación de la susceptibilidad a enfermedades de los clones de cacao; evaluación de opciones de diversificación del cacao; monitoreo de las condiciones ambientales en el cacaotal

Innovación en sistemas agrícolas

Agricultura, en el contexto actual de desertificación, calentamiento global, pérdida de biodiversidad y otras manifestaciones del cambio global, implica, además de producir alimentos, encontrar cómo se puede satisfacer esta demanda de manera combinada con: *i*) la conservación de (agro)ecosistemas con funciones ecológicas complementarias en mosaicos de usos diversos, *ii*) la aplicación de prácticas sustentables de manejo agrícola, ganadero y forestal, *iii*) un nivel de soberanía alimentaria y energética que garantice la supervivencia de la población durante eventos de crisis, *iv*) redes de comercialización y distribución de bienes y servicios múltiples de logística flexible, *v*) una organización social propensa a una cierta solidaridad (Altieri, Nicholls, Henao y Lana, 2015) y *vi*) un marco institucional y de gobernanza que facilite todos los aspectos anteriores (Ostrom, 2009).

La innovación ecotecnológica en agricultura y el uso de los recursos naturales implica el desarrollo de métodos y acciones para lograr los puntos indicados en el párrafo previo; es el aprendizaje social del sistema que resulta en su ajuste continuo. Es, en nuestra definición, lo que conduce a la sustentabilidad de un sistema socioecológico (Ostrom, 2007). Tal sistema es divisible en los subsistemas de los contenedores de los recursos (e.g., el agroecosistema, la selva, el humedal), del recurso

aprovechado (la madera, el cultivo, los peces), de la gobernanza (las reglas, acuerdos, leyes e instituciones que rigen el acceso al recurso y su aprovechamiento), de los usuarios y de sus interacciones, que resultan en la condición final del sistema (en inglés el «outcome»). El sistema se encuentra inmerso en un sistema ecológico mayor, como también en un contexto social y político, que definen el marco de respuesta y adaptación del sistema. La innovación ecotecnológica abarca estos subsistemas e interacciones y propicia precisamente la sustentabilidad del socioecosistema agrícola (tabla 2).

Perfecto y Vandermeer (2015) analizando el cafetal, uno de los agroecosistemas más diversificados que se gesta a partir de la organización de productores y consumidores y que es compatible con la conservación de recursos naturales, consideran que (siguiendo a Levins y Lewontin, 1985) «...No es que el todo sea más que la suma de sus partes, sino que las partes adquieren nuevas propiedades. Sin embargo, al adquirir las partes nuevas propiedades, confieren nuevas propiedades al conjunto, que se reflejan en cambios en las partes, y así consecutivamente. Partes y conjuntos se desenvuelven en consecuencia de sus relaciones y la misma relación se desenvuelve». Tal es precisamente el caso de los sistemas productivos en la agricultura. En ellos el gran reto es el cambio de modelo de producción a un manejo integrado y diversificado que considere las metas establecidas en la tabla 2, para las cuales es necesario desarrollar diferentes innovaciones ecotecnológicas. Lo mismo aplica en los sistemas pecuarios y forestales, si bien hay algunas particularidades en ellos como se remarca a continuación.

Innovación ecotecnológica en sistemas pecuarios

Los sistemas pecuarios merecen una mención especial en México porque la ganadería bovina, específicamente para la producción de carne, utiliza el 68% de la superficie nacional. No obstante son, a diferencia de los sistemas agrícolas y forestales, muy poco atendidos en los estudios ecológicos. La mayoría de los sistemas de producción ganadera se caracterizan por la utilización de grandes áreas de pastos con especies forrajeras (con frecuencia exóticas) de baja calidad nutritiva, con bajos niveles tecnológicos, con el empleo de dosis crecientes de agroquímicos y, en general, con el uso excesivo de insumos externos (Tudela, 1992). La producción ganadera se ha expandido desde los años 1960 principalmente a costa de los bosques y otros ecosistemas naturales (Steinfeld y Chilonda, 2006). La conversión de vegetación a potreros y el manejo ganadero representan el 14.5% de las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (Opio et al., 2013). El 39% de dichas emisiones corresponde al metano producido durante la fermentación ruminal. Otros impactos ambientales de la ganadería son la eutrofización de cuerpos de agua por lixiviación de nitrógeno, producto del uso excesivo de fertilizantes en forrajes cultivados y de alimentos concentrados; el deterioro del suelo por compactación y, paradójicamente, por empobrecimiento derivado del uso ineficiente de fertilizantes, el sobrepastoreo y el monocultivo (Mahecha, 2016). Dado que la demanda global de productos de origen animal seguirá incrementándose a medida que la población humana aumenta y que las economías emergentes crecen y aumenta el

ingreso de las familias, es urgente desarrollar ecotecnologías que reduzcan los impactos ambientales negativos provocados por la ganadería convencional y extensiva.

Particularmente, se requiere generar ecotecnologías viables que permitan transitar de la ganadería extensiva a sistemas más intensivos, integrados y sostenibles (Semarnat, 2014a), acompañados de estrategias trans-sectoriales, con compromisos y responsabilidades internacionales y nacionales. Así, ecotecnologías silvopastoriles, agroforestales y agroecológicas, se han reconocido mundialmente como alternativas viables y al alcance de las poblaciones locales (Murgueitio e Ibrahim, 2001). Estas ecotecnologías utilizan especies arbóreas nativas que cumplen funciones múltiples como son producción de madera, leña, forraje, alimento y medicina, además de aportar servicios de sombra, fertilización de la tierra y almacenamiento de agua (Ibrahim, Villanueva, Casasola y Rojas, 2006). Los sistemas agroforestales pueden ordenarse en corredores biológicos. De este modo, al mismo tiempo que mejoran las prácticas de producción ganadera, mitigan los efectos del cambio climático, contribuyen a la conservación de la biodiversidad y reducen la deforestación o la degradación de los bosques, reduciendo emisiones de carbono y aumentando la captura de este gas en la parte forestal (Amézquita, Ibrahim, Llanderal, Buurman y Amézquita, 2004). En conjunto, estas ecotecnologías conforman estrategias versátiles para la mitigación y la adaptación al cambio climático global en México, mejorando la resiliencia de los sistemas productivos (Ferguson et al., 2013; Jiménez-Ferrer, Aguilar-Argüello y Soto-Pinto, 2008; Nahed-Toral et al., 2013; Villanueva, Martínez, Casanova, Ramírez y Montañez, 2015).

Para que estas ecotecnologías se conviertan en una innovación ampliamente aplicada, se requiere de experimentos locales y la evaluación de los resultados a través de talleres/trabajo participativo con los productores. También se requiere de acuerdos con las instituciones y profesionistas que actualmente propagan el uso de las tecnologías convencionales. Para ello, es necesario aplicar métodos didácticos freirianos (i.e., educación a través del diálogo), que reconozcan el conocimiento local.

Innovación en el manejo de recursos forestales

México se enfrenta al reto de manejar adecuadamente sus recursos forestales en un territorio privilegiado por una enorme biodiversidad y una extraordinaria diversidad cultural de pueblos que han practicado por siglos el aprovechamiento de múltiples recursos bióticos. Indudablemente, para transitar hacia un manejo integrado y sustentable de los ecosistemas naturales forestales, el primer desafío es dejar atrás la visión silvícola convencional (Pérez-Salicrup, 2005). Las innovaciones ecotecnológicas en este campo deben basarse en un sólido conocimiento ecológico sobre la estructura y dinámica de los ensamblajes de especies vegetales que constituyen los ecosistemas forestales, y su capacidad de recuperación ante los disturbios ocasionados por el aprovechamiento. El conocimiento generado a través de la investigación participativa resulta fundamental (Martínez-Torres, Cantú-Fernández, Ramírez-Ramírez y Pérez-Salicrup, 2015; Martínez-Torres, Castillo, Ramírez-Ramírez y Pérez-

Salicrup, 2016). La integración de la investigación ecológica con la experiencia de los manejadores de bosques ha demostrado ser más exitosa que las explotaciones monoespecíficas convencionales (Pinard, Guariguata, Putz y Pérez-Salicrup, 2006), o que aquellas que se experimentan en contextos tradicionales, para cubrir la demanda del mercado de ciertos productos específicos (Delgado-Lemus, Torres, Blancas y Casas, 2014; Rangel-Landa, Dávila y Casas, 2015; Torres, Blancas, León y Casas, 2015; Torres, Casas, Delgado-Lemus y Rangel-Landa, 2013; Torres, Casas, Vega, Martínez-Ramos y Delgado-Lemus, 2015).

Hoy en día, el aprovechamiento forestal hegemónico en México es el aprovechamiento maderable de unas cuantas especies de pino (Semarnat, 2014b). Las estadísticas de productos forestales no maderables indican que el producto de mayor aprovechamiento es la resina, que también se extrae de árboles de especies del género *Pinus* (Tapia-Tapia y Reyes-Chipla, 2008; Semarnat, 2014b). Sin embargo, el aprovechamiento forestal de bosques de pinos sigue basándose en sistemas que no consideran la diversidad ecológica en que crecen las diferentes especies y poblaciones de este género, ni permiten la experimentación o flexibilidad por parte de los dueños de los predios (Balvanera et al., 2009). El reto claramente aumenta cuando pasamos a otros ecosistemas boscosos. En los bosques tropicales, tanto húmedos como estacionalmente secos, el aprovechamiento forestal sigue siendo extractivo, aprovechando un número reducido de especies. Indudablemente, en estos ecosistemas es fundamental ampliar la visión de manejo para incorporar el aprovechamiento no extractivo (servicios ecosistémicos distintos al de provisión) y aumentar el número de especies potencialmente aprovechables (Rendón-Carmona, Martínez-Yrizar, Balvanera y Pérez-Salicrup, 2009).

Los recursos forestales, maderables y no maderables, de México ofrecen una amplia gama de opciones para diseñar el futuro del país. Así, de cerca de 7,000 especies de plantas que se aprovechan por las diferentes culturas de México, más del 90% provienen de los bosques (Casas, Blancas y Lira, 2016). De este vasto mundo de recursos resulta prioritario identificar aquellos que se encuentran en mayor riesgo de extinción local o global, caracterizar las causas de este riesgo y actuar para impedir la desaparición y conservarlos. También resulta imperativo documentar las experiencias técnicas de manejo que ponen en práctica las comunidades de manejadores y contribuir a mejorar estas técnicas con base en investigación ecológica (tabla 3). Esta vertiente de investigación constituye una gran avenida de innovación ecotecnológica altamente prioritaria para asegurar el mantenimiento de los bosques y los múltiples servicios ecosistémicos que éstos proveen.

Educación y evaluación de innovación ecotecnológica

Con el fin de que las innovaciones ecotecnológicas para la sustentabilidad trasciendan con una verdadera apropiación social, se requiere de una estrategia y un acompañamiento fuerte de educación, capacitación, transferencia y monitoreo como se expone a continuación.

Tabla 3
Reforestación comunitaria asistida dentro de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

En México, los programas de reforestación rara vez tienen éxito debido a que son procesos unidireccionales donde solo se reporta el número de árboles plantados más no cuántos sobreviven. La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) en México se ha convertido en un buen ejemplo de esto. Cada año se plantan miles de árboles dentro de la Reserva y se paga a los miembros de las comunidades indígenas para que los planten. Sin embargo, no hay procesos de monitoreo de las tasas de supervivencia ni de crecimiento. Además, el suelo donde se plantan los árboles ya ha sufrido un proceso de erosión y degradación por lo que el éxito de las reforestaciones se reduce aún más. Se desarrolló un proyecto para restaurar un ecosistema forestal degradado a través de la recuperación de un suelo enriquecido mediante el uso de un abono orgánico preparado por miembros de una comunidad indígena que habita dentro de la RBMM (Jaramillo-López, Ramírez y Pérez-Salicrup, 2015). Se realizó la plantación de plántulas de *Pinus pseudostrobus*, que es la especie adecuada para la altitud y para la zona, en un suelo enmendado con el abono orgánico. Todo el proceso fue realizado por miembros de la comunidad indígena junto con científicos de la UNAM quienes tomaron en cuenta todas las variables necesarias para garantizar el éxito del proceso y se monitoreó durante 4 años. A lo largo del proceso, los miembros de la comunidad indígena se capacitaron para monitorear el crecimiento y la supervivencia de los árboles y con eso se logró un compromiso por parte de ellos logrando incrementar el éxito de la reforestación. La tasa de supervivencia luego de 3 años de establecido el experimento fue del 97%. Esto hizo que los miembros de la comunidad indígena mantengan el interés ya que en pocos años podrían hacer el primer aprovechamiento de los árboles. Este modelo de compromiso comunitario y de éxito de la reforestación podría ser replicado en muchas zonas con similares características reduciendo la presión sobre los bosques protegidos y especialmente dentro de áreas naturales protegidas.

Innovación educativa como parte de innovación ecotecnológica

Hablar de innovación educativa implica proponer nuevas estrategias en el proceso de humanización, reconociendo a los humanos como seres cambiantes. Lo anterior es particularmente importante cuando se plantea la renovación de los procesos de enseñanza-aprendizaje que impulsan la innovación ecotecnológica para la sustentabilidad, pues no es suficiente la enseñanza de conocimientos y técnicas, sino también el desarrollo de habilidades críticas para la reflexión y la acción. Lo primero resultaría en una educación bancaria que domestica a quienes pretende «enseñar»; la segunda sería una educación humanista fundamentada en la investigación y la práctica política (tabla 4).

La posibilidad real de innovar, educar y capacitar, así como lograr innovación ecotecnológica y consolidarla a mediano y largo plazo, requiere de 2 procesos fundamentales: *i*) involucrar a la gente en esquemas colaborativos de investigación-acción (Salazar, 1992) y *ii*) desarrollar programas educativos adecuados a las condiciones socioculturales de las poblaciones con las que se colabora, en los que se reconozcan plenamente a los interlocutores como sujetos y que promuevan su empoderamiento (Freire, 1970). Para ello se requiere de abordajes transdisciplinarios, los cuales parten del paradigma de la complejidad (Morin, 1995). Desde lo pedagógico, el marco que se propone para el desarrollo de dichos procesos es el del constructivismo. En este, se desarrollan procesos horizontales y se promueve un

Tabla 4
La meliponicultura: patrimonio biocultural y herramienta pedagógica.

La innovación ecotecnológica se facilita extraordinariamente si se trabaja a partir de Investigación Acción Participativa (IAP) acompañada de procesos educativos. Por ejemplo, desde el 2014 en Tabasco se ha desarrollado una propuesta de IAP con el objetivo principal de promover prácticas agroecológicas a partir del desarrollo de ciclos de reflexión-acción-reflexión con un enfoque basado en el concepto de paisaje cultural (Schaich, Bieling y Plieninger, 2010), el paradigma de la complejidad (Morin, 1995) y el análisis del cultivo de abejas nativas sin aguijón (meliponicultura). Las abejas nativas tienen una gran importancia ecológica como polinizadores, lo que permite el fácil abordaje de temas de agrobiodiversidad e impactos del uso de agroquímicos en eventos de intercambio de saberes. Asimismo, el cultivo de abejas representa un recurso importante para las familias rurales ya que a la miel se le dan diferentes 881 usos medicinales. A mediano plazo puede representar también un recurso económico ya que diversos productos meliponinos son muy apreciados: además de la miel, el polen, la cera y el propóleo. En el proyecto se ha trabajado en la construcción de conocimiento y se han detonado procesos de reflexión en torno a la situación socioambiental, a partir del diálogo de saberes (Rosset y Martínez-Torres, 2013), aplicadas a la meliponicultura. Las metodologías utilizadas están basadas en las ideas de Freire (1970) y retoman los 4 pilares de la educación propuestos por Delors (1996). Partiendo de la documentación de los conocimientos, prácticas y creencias (Berkes, 1999; Aldasoro, 2012), en comunidades tabasqueñas en montañas bajas y planicie costera, el aprendizaje colectivo sobre la meliponicultura se convierte en una herramienta pedagógica eficiente para propiciar la conservación de especies melíferas en el paisaje productivo, valorar el conocimiento agroecológico local y el diseño de alternativas ecotecnológicas

aprendizaje significativo. En este aprendizaje los participantes construyen su conocimiento a partir del establecimiento de relaciones entre los conceptos a aprender y los que ya se tienen (Carretero, 2009). Los individuos aprenden a conocer, a ser, a hacer y a convivir con los otros, cultivando ideales de paz, de libertad y de justicia social (Delors, 1996). El constructivismo facilita el establecimiento de diálogos de saberes (Freire, 1970; Rosset y Martínez-Torres, 2013), a partir de los cuales se retoman y revaloran los saberes campesinos/indígenas contemporáneos al mismo tiempo que se establece el intercambio con los conocimientos científicos. Los procesos de enseñanza-aprendizaje implican entonces no solo aspectos cognitivos, sino también emocionales e incluso espirituales. A partir de ello, es posible promover cambios sociales que aporten elementos para la superación de crisis ambientales y socioecológicas y, al mismo tiempo, fortalecer la recuperación de la sabiduría colectiva y la inteligencia social (Del Amo-Rodríguez, 2012).

La innovación en educación debe desarrollarse en el enfoque, en el método, en los educadores, en los receptores de la educación y en las herramientas didácticas. La educación no es solo para los receptores de las innovaciones ecotecnológicas (los niños, los estudiantes y los productores). La comunidad científica rara vez se identifica como un recipiente lógico de la educación, porque ya se considera ampliamente educada; sin embargo, hay conocimiento cultural, emocional y tradicional (particularmente de interacciones socioecológicas) que desconoce, las cuales tienen mucho peso en las decisiones y valores de quienes manejan los recursos naturales, los ecosistemas

naturales, los sistemas productivos, las empresas, etc. También, con mucha frecuencia, tiene desconocimiento del trabajo multi-, inter- y transdisciplinario, del pensamiento complejo, de formas alternativas de hacer investigación, de vincularse con la sociedad y de formar recursos humanos con estas propiedades. En la innovación ecotecnológica, la educación y la capacitación debe ser continua y para todos los actores involucrados.

Es necesario transformar los programas de entrenamiento tradicional e incorporar habilidades novedosas para la resolución de problemas y nuevas perspectivas socioecológicas para fortalecer exitosamente la capacitación para la innovación ecotecnológica y la sustentabilidad (Clark, van Kerkhoff, Lebel y Gallopin, 2016). Hay 3 competencias críticas para fortalecer el entrenamiento práctico: *i*) pensamiento en sistemas complejos, *ii*) colaboración entre múltiples actores y herramientas participativas y *iii*) perspectiva interdisciplinaria (Wiek, Withycombe y Redman, 2011).

Monitoreo y sistematización de conocimientos y experiencias

El proceso de implementación de innovaciones ecotecnológicas requiere trascender el concepto convencional de transferencia tecnológica para asegurar que los impactos que se esperan se materialicen efectivamente al ser aplicadas en la comunidad. Los beneficios esperados ocurren solo si las ecotecnologías funcionan y mantienen su desempeño técnico para resolver el problema deseado, y si las comunidades que las usan se apropian de ellas, las hacen parte de sus vidas, las evalúan, las mantienen, las mejoran o las generan (Ruiz-Mercado y Masera, 2015). La forma en que ocurren los procesos ecotecnológicos de innovación, adopción y apropiación determina de manera crítica la funcionalidad que, en el largo plazo, tendrán las ecotecnologías para cualquier beneficio ambiental o socio-ecológico tangible (Ruiz-Mercado, Masera, Zamora y Smith, 2011).

En el contexto anterior, el monitoreo participativo, bajo un modelo de laboratorio abierto, es fundamental para mejorar las implementaciones y asegurar que en realidad las ecotecnologías robustecen los sistemas socioecológicos, o más bien sociotecnológicos (SETS). El monitoreo ecotecnológico tiene como finalidad primaria la caracterización de los procesos –como la innovación, la adopción, la apropiación– que tienen lugar en los SETS, así como la medición de sus parámetros clave y la formulación de acciones, rutas críticas y protocolos para asegurar la función de las ecotecnologías como herramientas para la sustentabilidad de los sistemas socioecológicos en los que son implementadas (Ruiz-Mercado et al., 2011). El monitoreo favorece la capacidad de adaptación de los SETS y genera evidencia firme de casos exitosos para generar políticas públicas o consolidar financiamientos, además de que puede por sí mismo ser un catalizador de otros procesos de cohesión y participación comunitaria. El monitoreo es por ello un elemento esencial en la innovación ecotecnológica. Para asegurarla, se requiere fortalecer la formación de recursos humanos en este campo, acelerar las colaboraciones inter- y transdisciplinarias para generar marcos teóricos y nuevas formas de trabajo y el desarrollo de herramientas y metodologías para la recolección, análisis, síntesis y utilización de datos

enfocados al diagnóstico oportuno, monitoreo costo-efectivo y de largo plazo, que permite evaluar, corregir, adaptar, para mejorar continuamente las innovaciones (Wigboldus et al., 2016).

Reflexión general y conclusiones

Las herramientas y las innovaciones ecotecnológicas son motores de transformación ambiental y socioecológica y deben crearse por la conjunción de las capacidades científicas y técnicas. La comunidad científica (entre ellos los ecólogos) es indispensable en este proceso, pero hasta ahora se ha mantenido distante y desconectada del proceso de crear alternativas para la sustentabilidad. Esto se debe, en parte, a la falta de incentivos para su involucramiento con otros actores de la sociedad, ya que la publicación científica prevalece como el criterio principal de desarrollo académico. Por ello, no sorprende que las publicaciones sean el único producto de proyectos de investigación que supuestamente se financiaron para brindar soluciones a sectores productivos como el agrícola, el pecuario, la acuícola y el agrobiotecnológico (Amaro-Rosales y Villavicencio-Carbajal, 2015). Más aún, los biólogos y los ecólogos, al contrario de los ingenieros, físicos o químicos, a menudo consideraban los desarrollos tecnológicos como productos de «segunda clase» y cuestionaban sus méritos hasta que se volvieron un cuadro para rellenar en las evaluaciones del Sistema Nacional de Investigadores (un programa de becas de desempeño del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México). Gradualmente, las disciplinas menos tecnológicas, como aquellas de las ciencias naturales, empiezan a reconocer que la innovación y la tecnología son mucho más que patentes y máquinas. En un mundo que enfrenta cada vez más problemas socioecológicos y ambientales, se está enfatizando la importancia de que la comunidad científica sea creativa e innovadora de métodos, procesos y herramientas para hacer mejor ciencia básica y aplicada con mayores contribuciones a la sociedad. Obviamente, esto debe implicar también la plena participación de instituciones públicas, así como el establecimiento de políticas de cambios y de apoyo a estos nuevos modelos de investigación.

Los científicos a nivel mundial deberían involucrarse más en la construcción de la sustentabilidad. Los ecólogos mexicanos deberíamos comprometernos más en innovar nuestras maneras de hacer investigación y nuestras metas como científicos y contribuir al desarrollo sustentable, mejorando o desarrollando alternativas a los métodos, enfoques y estándares internacionales que no corresponden a nuestro contexto socioecológico. Probablemente, el mayor reto que tienen los científicos en el futuro cercano, para contribuir a la construcción de la sustentabilidad, es el de trabajar juntos y al mismo nivel con los políticos, los productores, los empresarios, los maestros, las comunidades rurales y urbanas, entre otros actores y sectores sociales.

Agradecimientos

Este artículo es resultado del trabajo de algunos participantes del Laboratorio Nacional de Innovación Ecotecnológica para la Sustentabilidad (LANIES) con financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México. Los autores

agradecen el financiamiento del proyecto Conacyt-LABNAL-2016-271570 y del programa de Cátedras Conacyt otorgadas a: E.M.A., B.A.O., M.C.P., P.J.L., F.P., I.R.M.

Referencias

- Aldasoro, M. E. M. (2012). *Documenting and contextualizing Pjiekakjoo (Tlahuica) knowledges through a Research Project (Tesis doctoral)*. Seattle, Washington, EUA: University of Washington.
- Altieri, M., Nicholls, C., Henao, A. y Lana, M. (2015). Agroecology and the design of climate change resilient farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 869–890.
- Amaro-Rosales, M. y Morales-Sánchez, M.A. (2010). *La biotecnología en México, una aproximación desde los sistemas sectoriales de innovación*. Ide@s CONCYTEG, 5.
- Amaro-Rosales, M. y Villavicencio-Carbajal, D. H. (2015). Incentivos a la innovación de la biotecnología agrícola alimentaria en México. *Estudios Sociales*, 23, 34–62.
- Amézquita, M. C., Ibrahim, M., Llanderal, T., Buurman, P. y Amézquita, E. (2004). Carbon sequestration in pastures, silvo-pastoral systems and forests in four regions of the Latin American Tropics. *Journal of Sustainable Forestry*, 21, 31–49.
- Balvanera, P., Cotler, H., Aburto, O., Aguilar, A., Aguilera, M., Aluja, M., et al. (2009). Estado y tendencias de los Servicios Ecosistémicos. En R. Dirzo, R. González, y I. March (Eds.), *Capital Natural y Bienestar Social: segundo estudio de país*. (pp. 185–245). Segunda Parte. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Berkes, F. (1999). *Sacred ecology: traditional ecological knowledge and management systems*. Filadelfia, Londres: Taylor and Francis.
- Bunge, V., Cotler, H., Irua-González, D. y Ruiz-Bedolla, K. (2014). Las cuencas en los instrumentos de planeación ambiental: nuevos retos. En F. Pérez-Correa (Ed.), *Gestión pública y social del agua en México* (pp. 12–20). México D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cannatelli, B., Masi, A. G. y Molteni, M. (2012). Green technology implementation in developing countries: opportunity identification and business model design. En A. Nicholls y A. Murdoch (Eds.), *Social innovation* (pp. 248–269). Londres: Palgrave Macmillan.
- Carpenter, S. H. y Gunderson, L. H. (2001). Coping with collapse: ecological and social dynamics in ecosystem management. *Bioscience*, 51, 451–457.
- Carretero, M. (2009). *Constructivismo y educación*. Buenos Aires: Paidós.
- Casas, A., Blancas, J. y Lira, R. (2016). Mexican ethnobotany. Interactions of people and plants in Mesoamerica. En R. Lira, A. Casas, y J. Blancas (Eds.), *Ethnobotany of Mexico. Interactions of peoples and plants in Mesoamerica* (pp. 1–19). Utrecht, Holanda: Springer.
- Challenger, A. y Dirzo, R. (2009). *Factores de cambio y estado de la biodiversidad Capital Natural de México, Vol II: Estado de conservación y tendencias de cambio (II)* México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento, Uso y Manejo de la Biodiversidad.
- Cho, D., Ogwang, T. y Opio, C. (2010). Simplifying the water poverty index. *Social Indicators Research*, 97, 257–267.
- Clark, W. C., van Kerkhoff, L., Lebel, L. y Gallopin, G. C. (2016). Crafting usable knowledge for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 4570–4578.
- Conabio. (1998). *La diversidad biológica de México: estudio de país*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Cotler, H., Sotelo, E., Domínguez, J., Zorrilla, M., Cortina, S. y Quiñones, L. (2007). La conservación del suelo: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica*, 83, 5–71.
- Crutzen, P. J. y Stoermer, E. F. (2000). The 'Anthropocene'. *Global Change Newsletter*, 41, 17–18.
- Del Amo-Rodríguez, S. (2012). *El repoblamiento del área rural, recuperando la sabiduría colectiva y la inteligencia social. Estrategias participativas de Investigación-acción para la intervención local*. México D.F.: Plaza y Valdez.
- Delgado-Lemus, A., Torres, I., Blancas, J. y Casas, A. (2014). Vulnerability and risk. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10, 53.
- Delors, J. (1996). *La educación encierra un tesoro*. México D.F.: Ediciones UNESCO.
- Dirzo, R., González, R., y March, I. (Eds.). (2009). *Capital natural y bienestar social: segundo estudio de país*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Espinoza-Tenorio, A., Mesa-Jurado, M. A., Ortega-Argueta, A. y Hernández-Chávez, M. (2017). Laboratorios para la sustentabilidad: nuevos espacios para el quehacer científico y la formación de recursos humanos. *Revista de El Colegio de San Luis*, 13, 1–23.
- Evenson, R. E. y Gollin, D. (2003). Assessing the impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. *Science*, 300, 758–762.
- Ferguson, B. G., Diemont, S., Alfaro-Argüelles, R., Martinc, J., Nahed-Toral, J., Álvarez-Solís, D., et al. (2013). Sustainability of holistic and conventional cattle ranching in the seasonally dry tropics of Chiapas, Mexico. *Agricultural Systems*, 120, 38–48.
- Freire, P. (1970). *Pedagogía del oprimido*. Madrid: Siglo XXI.
- Fressoli, M., Dias, R. y Thomas, H. (2014). Innovation and Inclusive development in the south: a critical perspective. En E. Medina, I. da Costa-Marques, y C. Holmes (Eds.), *Beyond imported magic. Essays on science, technology, and society in Latin America* (pp. 45–63). Cambridge, MA: MIT Press.
- Fressoli, M., Smith, A., Thomas, H. y Bortz, G. (2015). De las tecnologías apropiadas a las tecnologías sociales: algunos dilemas persistentes de los movimientos alternativos de innovación. En H. Thomas, F. Picabea, y B. Albornoz (Eds.), *Aproximaciones al CTS en América Latina*. Quito: FLACSO Ecuador.
- García, R. y Calantone, R. (2002). A critical look at technological innovation typology and innovativeness terminology: a literature review. *Journal of Product Innovation Management*, 19, 110–132.
- Gupta, A. K., Sinha, R., Koradia, D., Patel, R., Parmar, M., Rohit, P., et al. (2003). Mobilizing grassroots' technological innovations and traditional knowledge, values and institutions: articulating social and ethical capital. *Futures*, 35, 975–979.
- Huber-Sannwald, E., Maestre, F. T., Herrick, J. E. y Reynolds, J. F. (2006). Ecohydrological feedbacks and linkages associated with land degradation: a case study from Mexico. *Hydrological processes*, 20, 3395–3411.
- Ibrahim, M., Villanueva, C., Casasola, F. y Rojas, J. (2006). Sistemas silvo-pastorales como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y restauración de la integridad ecológica de paisajes ganaderos. *Pastos y Forrajes*, 29, 383–419.
- Jaramillo-López, P. F., Ramírez, M. I. y Pérez-Salicrup, D. R. (2015). Impacts of Bokashi on survival and growth rates of *Pinus pseudostrobus* in community reforestation projects. *Journal of Environmental Management*, 150, 48–56.
- Jiménez-Ferrer, G., Aguilar-Argüello, V. y Soto-Pinto, L. (2008). Livestock and carbon sequestration in the Lacandon rainforest, Chiapas, Mexico. En P. Rowlinson, M. Steele, y A. Nefzaoui (Eds.), *Proceedings of the International Conference Livestock and Global Climate Change* (pp. 195–197). Hammamet, Tunisia: Cambridge University Press.
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., et al. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11, 261–269.
- Levins, R. y Lewontin, R. C. (1985). *The dialectical biologist*. Harvard: Harvard University Press.
- Mahecha, L. (2016). El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 15, 226–231.
- Martínez-Torres, H. L., Cantú-Fernández, M. X., Ramírez-Ramírez, M. I. y Pérez-Salicrup, D. R. (2015). Fires and fire management in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve. En K. Oberhauser, K. R. Nail, y S. Altizer (Eds.), *Monarchs in a changing world: biology and conservation of an iconic butterfly* (pp. 179–189). Ithaca: Cornell University Press.
- Martínez-Torres, H. L., Castillo, A., Ramírez-Ramírez, M. I. y Pérez-Salicrup, D. R. (2016). Traditional fire knowledge system in a subtropical montane socio-ecosystem in a natural protected area. *International Journal of Wildland Fire*, 25, 911–925.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, D.C: Island Press.
- Morin, E. (1995). *Introducción al pensamiento complejo*. España: Gedisa.

- Murgueitio, E. y Ibrahim, M. (2001). Agroforestería pecuaria para la reconversión de la ganadería en Latinoamérica. *Livestock Research for Rural Development*, 13, 1–12.
- Nahed-Toral, J., Sánchez-Muñoz, B., Mena, Y., Ruiz-Rojas, J., Aguilar-Jiménez, R., Castel, M. J., et al. (2013). Feasibility of converting agrosilvopastoral systems of dairy cattle to the organic production model in southeastern Mexico. *Journal of Cleaner Production*, 43, e145.
- Olsson, P. y Galaz, V. (2012). Social-ecological innovation and transformation. En A. Nicholls y A. Murdoch (Eds.), *Social innovation* (pp. 223–247). Londres: Palgrave Macmillan.
- ONU (Organización de las Naciones Unidas). (2015). Transforming our world: the 2030 Agenda for sustainable development. A/RES/70/1. United Nations [consultado 21 Oct 2016]. Disponible en: www.sustainabledevelopment.un.org.
- Opió, C., Gerber, P., Mottet, A., Falcucci, A., Tempio, G., MacLeod, M., et al. (2013). *Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – a global life cycle assessment*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Ortiz, J., Masera, O. y Fuentes, A. (2014). *La ecotecnología en México*. México D.F.: Imagia Comunicación.
- Ostrom, E. (2007). A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 15181–15187.
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325, 419–422.
- Pérez-Salicrup, D. R. (2005). La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. En O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, y M. Valdez, et al. (Eds.), *Temas sobre restauración ecológica* (pp. 79–86). México D.F.: Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A.C.
- Perfecto, I. y Vandermeer, J. (2015). *Coffee agroecology. A new approach to understanding agricultural biodiversity, ecosystem services and sustainable development*. Londres: Routledge, Earthscan.
- Perfecto, I., Vandermeer, J. y Wright, A. (2009). *Nature's matrix: linking agriculture conservation and food sovereignty*. Londres: Routledge, Earthscan.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., et al. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267, 1117–1123.
- Pinard, M. A., Guariguata, M. R., Putz, F. E. y Pérez-Salicrup, D. R. (2006). Managing natural tropical forests for timber: experiences, challenges and opportunities. En M. J. Groom, G. K. Meffe, y C. R. Carroll (Eds.), *Principles of conservation biology* (pp. 283–290). Sunderland: Sinauer Associates, Inc.
- Pingali, P. L. (2012). Green revolution: impacts, limits, and the path ahead. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 12302–12308.
- Rangel-Landa, S., Dávila, P. y Casas, A. (2015). Facilitation of *Agave potatorum*: an ecological approach for assisted population recovery. *Forest Ecology and Management*, 347, 57–74.
- Redman, C. L. y Miller, T. R. (2015). The technosphere and Earth Stewardship. En R. Rozzi, F. S. Chapin III, J. B. Callicot, S. T. A. Pickett, M. E. Power, y J. J. Arneso, et al. (Eds.), *Earth Stewardship, ecology and ethics* (2) (pp. 269–279). Dordrecht, Suiza: Springer International Publishing.
- Rendón-Carmona, H., Martínez-Yrizar, A., Balvanera, P. y Pérez-Salicrup, D. R. (2009). Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management*, 257, 567–579.
- Rosset, P. M. y Martínez-Torres, M. E. (2013). Rural social movements and diálogo de saberes: territories, food sovereignty and agroecology. In *En Food sovereignty: a critical dialogue International Conference*. Yale: Yale University.
- Ruiz-Mercado, I. y Masera, O. (2015). Patterns of stove use in the context of fuel–device stacking: rationale and implications. *EcoHealth*, 12, 42–56.
- Ruiz-Mercado, I., Masera, O., Zamora, H. y Smith, K. R. (2011). Adoption and sustained use of improved cookstoves. *Energy Policy*, 39, 7557–7566.
- Salazar, M. C. (1992). *La investigación-acción participativa. Inicios y desarrollos*. Madrid: Editorial Popular.
- Schaich, H., Bieling, C. y Plieninger, T. (2010). Linking ecosystem services with cultural landscape research. *Gaia- Ecological Perspectives for Science and Society*, 19, 269–277.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2014a). Programa Nacional Hídrico 2014–2018. México, D.F. [consultado 13 Oct 2016]. Disponible en: http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/PROGRAMA_Nacional_Hidrico_2014_2018_esp%C3%B1ol.pdf
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2014 b). *Anuario estadístico de la producción forestal 2013*. México, D.F.: Dirección General de Gestión Forestal y de Suelos, Dirección del Registro y del Sistema Nacional de Gestión Forestal.
- Smith, A. y Stirling, A. (2010). The politics of social-ecological resilience and sustainable socio-technical transitions. *Ecology and Society*, 15, 11.
- Steinfeld, H. y Chilonda, P. (2006). Old players new players. En A. McLeod (Ed.), *The 2006 livestock report* (pp. 3–14). Rome: Food and Agriculture Organization.
- Straškava, M. (1993). Ecotechnology as a new means for environmental management. *Ecological Engineering*, 2, 311–331.
- Tapia-Tapia, E. C. y Reyes-Chipla, R. (2008). Productos forestales no maderables en México: aspectos económicos para el desarrollo sustentable. *Madera y Bosques*, 14, 95–112.
- Thomas, H. (2012). Tecnologías para la inclusión social en América Latina: de las tecnologías apropiadas a los sistemas tecnológicos sociales. Problemas conceptuales y soluciones estratégicas. En H. (Org.) Thomas, G. Santos, y M. Fressoli (Eds.), *Tecnología, desarrollo y democracia. Nueve estudios sobre dinámicas socio-técnicas de exclusión/inclusión social* (pp. 25–78). Buenos Aires: MINCYT.
- Torres, I., Blancas, J., León, A. y Casas, A. (2015). TEK, local perceptions of risk, and diversity of management practices of *Agave inaequidens* in Michoacán, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 11, 61.
- Torres, I., Casas, A., Delgado-Lemus, A. y Rangel-Landa, S. (2013). Aprovechamiento, demografía y establecimiento de *Agave potatorum* en el valle de Tehuacán, México: aportes etnobiológicos y ecológicos para su manejo sustentable. *Zonas Áridas*, 15, 92–109.
- Torres, I., Casas, A., Vega, E., Martínez-Ramos, M. y Delgado-Lemus, A. (2015). Population dynamics and sustainable management of mescal agaves in central Mexico: *Agave potatorum* in the Tehuacán-Cuicatlán Valley. *Economic Botany*, 69, 26–41.
- Tudela, F. (1992). *La modernización forzada del trópico: el caso tabasqueño*. México D.F.: Proyecto Integrado del Golfo, El Colegio de México, CINVESTAV, IFIAS, UNRISD.
- Vega, M. A. (2012). Aspectos y avances en ciencia, tecnología e innovación. *Polis (Santiago)*, 11, 451–470.
- Villanueva, L. G., Martínez, Z. P., Casanova, L. F., Ramírez, A. L. y Montañez, E. P. I. (2015). Carbon storage in livestock systems with and without live fences of *Gliciridia sepium* in the humid tropics of Mexico. *Agroforestry Systems*, 89, 1083–1096.
- Wiek, A., Withycombe, L. y Redman, C. L. (2011). Key competencies in sustainability: a reference framework for academic program development. *Sustainability Science*, 6, 203–218.
- Wigboldus, S., Klerkx, L., Leewis, C., Schut, M., Muilerman, S. y Jochemsen, H. (2016). Systemic perspectives on scaling agricultural innovations. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 46, 1–20.
- Zika, M. y Erb, K. (2009). The global loss of net primary production resulting from human-induced soil degradation in drylands. *Ecological Economics*, 69, 310–318.

RMB

Revista Mexicana
de Biodiversidad



<http://www.revista.ib.unam.mx/index.php/bio>
<http://www.ib.unam.mx/revista/>