

REVISTA DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA

2020
Volumen 5
Número 2

ÁRIDOCIENCIA

Biociencias y Etnodiversidad



UJED
Universidad Juárez
del Estado de Durango



FCB
FACULTAD DE
CIENCIAS BIOLÓGICAS



**HERBARIO
JAAA**
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDAD JUÁREZ DEL ESTADO DE DURANGO

ISSN 2594-2344
Versión Digital
www.aridociencia.mx

DIRECTORIO

UNIVERSIDAD JUÁREZ DEL
ESTADO DE DURANGO

M.A. RUBÉN SOLÍS RÍOS
RECTOR

M.C. JULIO GERARDO LOZOYA VÉLEZ
SECRETARIO GENERAL

DR. JORGE SÁENZ MATA
DIRECTOR FCB

COMITÉ EDITORIAL

JAIME SÁNCHEZ S.
EDITOR EN JEFE

EDITORES ASOCIADOS:

SANDRA V. LEYVA PACHECO

JOSÉ G. CASTAÑEDA GAYTÁN

GISELA MURO PÉREZ

CANDIDO MÁRQUEZ HERNÁNDEZ +

ALEXANDER M. CZAJA

MIGUEL BORJA JIMÉNEZ

SARA I. VALÉNZUELA CEBALLOS

JORGE SÁENZ MATA

OMAG CANO VILLEGAS

TAMARA RIOJA PARADELA

ARTURO CARRILLO REYES

TANIA V. GUTIÉRREZ SANTILLÁN

ARTE Y DISEÑO

ANGEL SAMUEL DE LA TORRE E.

WEB MASTER

JORGE M. CASTRO VITELA

EDITOR TÉCNICO ASOCIADO

MARIO F. DUARTE HERNÁNDEZ

FOTOGRAFÍA EN PORTADA

AJOLOTE DEL ALTIPLANO

Ambystoma velasci (DUGÈS, 1888)

LUGAR: ÉMBALSE TENEXAC (97°58'51.80" N,

19°30'2.05" W)

AUTOR: JORGE PÉREZ DÍAZ

Av. Universidad s/n. Fracc. Filadelfia

C.P. 35010. Gómez Palacio, Dgo.

Tel / Fax: (871) 7 15 20 77

email: arido-ciencia@ujed.mx

www.aridociencia.mx

ÁRIDO-CIENCIA

Biociencias y Etnodiversidad

Árido-Ciencia, es una revista de difusión científica que nace por iniciativa del equipo del Herbario JAAA y un grupo de académicos e investigadores del cuerpo académico en consolidación denominado "Riqueza, Interacciones y Conservación de la Biodiversidad" de la LGAC "Biología, Vulnerabilidad y Conservación de Flora, Fauna y Microbiomas Silvestres" de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango.

La finalidad es que la comunidad científica nacional e internacional sea participe con las publicaciones que se generan en las diferentes líneas de investigación, las cuales tienen un enfoque de aprovechamiento y desarrollo sustentable en los diversos ecosistemas que se presentan en las regiones áridas y semiáridas del mundo; que serán publicadas en modalidad de artículos, notas (Short communication), revisiones (reviews) y semblanzas.

La revista es un medio de difusión científica donde pueden participar todos aquellos investigadores de diversos países que realicen investigaciones afines con la temática de Biociencias y Etnodiversidad con énfasis en zonas áridas y semiáridas del mundo.

El Comité Editorial de la revista Árido-Ciencia a través de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango, agradecen de antemano a quienes hacen posible la cristalización de este proyecto en una estrategia por realimentar el ejercicio de las ciencias naturales entre los especialistas mediante la difusión científica de los resultados de las investigaciones y en forjar un vínculo con la sociedad para beneficio del saber ser y hacer en los ecosistemas áridos y semiáridos del mundo.

Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad Juárez del Estado de Durango

Contenido

LAS PLANTAS SILVESTRES TAMBIÉN SE COMEN: UN PATRIMONIO BIOCULTURAL POR RESCATAR Raúl Ernesto Narváez-Elizondo	3
ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ICTIOFAUNISTICA DEL ESTERO DE TUMILCO, TUXPAN, VERACRUZ, MÉXICO Jimmy Argüelles-Jiménez, Fredi J. Osorio-Hernandez y Vicencio de la Cruz-Francisco	22
UNA POBLACIÓN ADICIONAL DEL AJOLOTE DEL ALTIPLANO, <i>Ambystoma velasci</i> Dugès, 1888 (Caudata: Ambystomatidae) EN TLAXCALA, MÉXICO Jorge Pérez-Díaz, Eduardo López-Segovia, Tao Hernández-Arellano y Luis Fernando Del Moral-Flores	31
DINÁMICA POBLACIONAL DE DOS ESPECIES DE <i>Cestrum</i> L. (Solanaceae) CON DIFERENTE GRADO DE ENDEMISMO QUE CRECEN EN HÁBITATS FRAGMENTADOS Francisco Reyes-Zepeda, Jorge González-Astorga, Lilián Juárez, Pablo Octavio-Aguilar, Julio Cesar Chacón-Hernández y Gerardo Sánchez-Ramos	35

LAS PLANTAS SILVESTRES TAMBIÉN SE COMEN: UN PATRIMONIO BIOCULTURAL POR RESCATAR

WILD PLANTS ARE ALSO EATEN: A BIOCULTURAL HERITAGE TO RESCUE

Raúl Ernesto Narváez-Elizondo^{1*}

¹Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental, Centro Interdisciplinario para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Sigma #119, Fracc. 20 de Noviembre II, C.P. 34220. Victoria de Durango, Durango, México.

*Autor para correspondencia: biol.raul.ernesto@gmail.com

RECIBIDO:

23/Abril/2020

ACEPTADO:

20/Mayo/2020

PALABRAS CLAVE:

biodiversidad,
conocimiento ecológico
tradicional,
erosión cultural,
México,
seguridad alimentaria.

KEYWORDS:

biodiversity,
traditional ecological
knowledge,
cultural erosion,
Mexico,
food security.

RESUMEN

En la presente revisión se aborda el papel que tienen las plantas silvestres comestibles como parte del patrimonio biocultural, haciendo énfasis en el caso de México, país con gran riqueza y complejidad en torno a este patrimonio, debido a su condición como un territorio megadiverso y su gran diversidad cultural. La revisión de literatura permite sugerir que de las más de 22 mil plantas vasculares mexicanas reportadas, el 32% son útiles (considerando diversos usos) y el 9% son comestibles (cultivadas y silvestres), estimándose que entre estas últimas el 89% son silvestres. A esta riqueza de especies silvestres se le suma la variedad de formas de manejo implícitas en su aprovechamiento, las cuales pueden originar procesos de domesticación incipiente, siendo un componente que le otorga complejidad al patrimonio biocultural. Asimismo, con la finalidad de dar una idea sobre la gran riqueza de plantas silvestres comestibles mexicanas, vale la pena mencionar que dicha cifra estimada cuadruplica el total de especies silvestres reportadas con este uso para España; e incluso supera lo reportado para toda Europa, y es cercana o similar a la de otros países megadiversos y multiculturales como Ecuador. Por otro lado, también se presenta información sobre la importancia de estos recursos en términos de seguridad y soberanía alimentaria, así como de algunos factores socioculturales que erosionan el conocimiento tradicional asociado a su uso. La presencia de este vasto patrimonio en México es un privilegio, cuya conservación representa una enorme responsabilidad que debe ser asumida por todos los sectores de la sociedad.

ABSTRACT

This review addresses the role of wild edible plants as part of the biocultural heritage, emphasizing the case of Mexico, a region of the world with a great richness and complexity around this heritage, due to its status as a megadiverse territory and its great cultural diversity. The literature review suggests that of the more than 22 thousand Mexican vascular plants reported, 32% are useful (considering various uses) and 9% are edible (cultivated and wild), estimating that among the latter 89% are wild. In addition to this richness of wild species, the variety... in their use can originate incipient domestication, which can origin incipient domestication processes, being a component that gives complexity to the biocultural heritage. Likewise, in order to give an idea about the great richness of Mexican edible wild plants, it is worth mentioning that the forementioned estimated figure quadruples the total of wild species reported with this use for Spain; and and it is even larger than the figure for whole Europe, and is similar to the reported for other megadiverse and multicultural countries such as Ecuador. On the other hand, information about the importance of these resources in terms of food security and sovereignty is also presented, as well as some sociocultural factors that erode the traditional knowledge associated with their use. The presence of this vast heritage in Mexico is a privilege, to which conservation represents an enormous responsibility that must be assumed by all sectors of society.

INTRODUCCIÓN

A lo largo del linaje evolutivo del humano, las plantas silvestres han tenido un papel destacado en torno a la alimentación (Milton, 1993). Por ejemplo, en el caso del género *Australopithecus* la evidencia paleoantropológica indica una adaptación craneofacial a una dieta que incluía partes vegetales duras como nueces y semillas (Strait et al., 2009), mientras que los chimpancés (género *Pan*), los organismos vivos más cercanos en términos evolutivos al humano moderno (*Homo sapiens*), pueden incluir hasta más de un 80% de alimentos vegetales en su dieta (Tutin y Fernandez, 1993). Por su parte, todas las especies del género *Homo* son omnívoras.

Desde los orígenes del *Homo sapiens* hace unos 350,000-260,000 años en África (Schlebusch et al., 2017), este ha interactuado con los distintos ecosistemas donde ha habitado mediante estrategias de subsistencia como la cacería-recolección, siendo esta el modo de vida más longevo en la historia de la humanidad y durante la mayor parte el único (Lemke, 2018). Aunque existen diferencias culturales en cada sociedad de cazadores-recolectores a través del tiempo (Binford, 1980; Lemke, 2018), todas comparten una condición nómada durante ciertas temporadas del año, como una adaptación para aprovechar recursos naturales (Binford, 1980), como las plantas.

Esta necesidad del humano por observar y aprender diversos aspectos de sus territorios, como la estacionalidad de frutos comestibles, entre otros recursos, se refleja en la creación de un amplio y profundo conjunto de conocimientos tradicionales sobre la naturaleza, los cuales se han transmitido de forma oral entre generaciones, siendo perfeccionados incluso en la actualidad mediante la continua interacción entre la cultura de cada sociedad y su ambiente (Toledo y Barrera-Bassols, 2008). A este tipo de saberes se les denomina conocimiento ecológico tradicional (CET) (Berkes et al., 2000).

Un episodio trascendental en la historia de la interacción humano-naturaleza, tuvo lugar entre un período de tiempo de unos 10,000-6,000 años, según la región del mundo, el cual es conocido como revolución neolítica. Este período se caracteriza por la aparición independiente de diversos centros de domesticación en el mundo, dando pauta por primera vez a la producción de alimentos (Ember et al., 2004). De esta manera, el origen de la agricultura pudo ser un factor que permitió depender en menor grado de la disponibilidad de recursos del ambiente (Flannery, 1986); aunque, en definitiva, la recolección de plantas continuó complementando la dieta de sociedades agrícolas, como las que habitaron Mesoamérica (McClung-de Tapia et al., 2014) (Fig. 1). Posteriormente, el desarrollo científico y tecnológico a través del tiempo ha incrementado la capacidad de producción de alimentos mediante el uso de fertilizantes,

plaguicidas, entre otros insumos, dando paso a la agricultura industrial. No obstante, este desarrollo ha tenido severos impactos negativos en el ambiente y en las estructuras sociales (Odum, 1972; Horton, 2017).

Asimismo, el comercio internacional ha permitido la oferta de plantas útiles en áreas geográficas donde antes era imposible conseguirlas. De acuerdo con Procheş et al. (2008), actualmente las personas tienen acceso a más plantas comestibles que en ningún otro momento de la historia. Como un ejemplo de esto, dichos autores argumentan que, en una hamburguesa acompañada de papas fritas y café, de cierto restaurante transnacional famoso, están representadas cerca de 19 especies y 12 familias botánicas, provenientes de los 8 centros de origen de plantas cultivadas, identificados por Nikolai Vavilov durante la primera mitad del siglo XX; siendo esto en palabras de los autores “un símbolo bastante apto de la globalización” (Procheş et al., 2008: 157). Sin embargo, el corte global que adquieren cada vez más los alimentos no significa necesariamente una mejora en términos nutricionales, e incluso tampoco garantiza siempre su fácil acceso, pues en algunos casos se han desarrollado monopolios que controlan su distribución (Horton, 2017).



Figura 1. Imagen del mizquitl (mezquite, género *Prosopis*) en el Códice Florentino (libro XI), ejemplo de árbol silvestre cuyas vainas dulces complementaban la dieta mesoamericana según fray Bernardino de Sahagún (1577).

Ante los problemas implícitos en torno a la producción, comercialización y calidad nutricional de los alimentos alrededor del mundo, el aprovechamiento y estudio de las plantas silvestres comestibles (PSC) han cobrado cada vez más importancia; sin embargo, frecuentemente su potencial alimenticio es menospreciado, e incluso

el CET ligado a dichos recursos está en riesgo de desaparecer por factores culturales y socioeconómicos asociados a la globalización. Por lo tanto, en el presente ensayo se expone la importancia de las PSC como parte del patrimonio biocultural, haciendo énfasis en el caso de México.

Plantas silvestres comestibles: piezas clave del patrimonio biocultural

El concepto de patrimonio cultural se suele asociar en primera instancia con bienes materiales, como lo son edificios con interés arquitectónico, histórico e incluso estético. Además, por mucho tiempo la concepción de lo que podía ser considerado patrimonio sólo englobaba cuestiones artísticas e históricas relativas al desempeño de las clases socioeconómicas altas del mundo occidental; siendo hasta el apogeo del romanticismo, en el siglo XIX, cuando se comenzó a considerar como patrimonio otro tipo de expresiones provenientes de las culturas populares (Pardo-de Santayana y Gómez-Pellón, 2003).

Hoy en día la acepción del patrimonio cultural desde una perspectiva antropológica es muy amplia. La cultura de cada grupo humano es dinámica, es decir, cambia constantemente, por lo que cada uno de sus rasgos pueden: 1) conservar su significado y función original; 2) perder su vigencia pasando a ser parte de la memoria colectiva; o 3) ser eliminados y olvidados (Bonfil-Batalla, 1993). De esta manera, a partir de la selección de algunas particularidades culturales relevantes en términos de identidad colectiva, ya sea porque continúan reproduciéndose socialmente o mantienen una pertinencia histórica, se forma el patrimonio cultural; mismo que engloba las dimensiones de lo material (bienes muebles e inmuebles) e inmaterial (cuestiones intangibles u orales, como saberes, celebraciones, etc., incluyendo objetos y espacios ligados en su desarrollo) en que se expresa una cultura (Bonfil-Batalla, 1993; Cottom, 2001; UNESCO, 2014; Medina, 2017).

Para Matos-Moctezuma (2013: 90) el patrimonio cultural de México “son nuestros vestigios tanto prehispánicos como coloniales e históricos, todo lo que las generaciones anteriores nos legaron y que forman parte sustancial de nuestra historia. También lo son las tradiciones y leyendas; lo que comemos y la manera de hablar, las lenguas indígenas y el dejo del castellano; los productos de nuestros artesanos y las grandes manifestaciones de nuestros artistas”.

Por otro lado, el conocimiento y las prácticas tradicionales ligadas al aprovechamiento de la biodiversidad, como en el caso de la alimentación, quedan inmersas en la parte intangible del patrimonio cultural (UNESCO, 2014), pues, aunque se reconoce el papel de diversos objetos tangibles en la obtención, preparación y consumo de alimentos (los cuales, por

sí mismos pueden considerarse un patrimonio cultural material), en su amplitud cultural, la alimentación según Torres et al. (2004: 59-60) “traduce hechos materiales como la comida, la elección de determinados alimentos y ciertas formas de preparación y distribución en significaciones que permiten la adscripción social y regulan las interrelaciones al interior de la sociedad, [...] es en última instancia un sistema simbólico”.

Sin embargo, debido a que estas manifestaciones culturales, al igual que el resto de las formas de uso de la biodiversidad (ceremonial, medicinal, etc.), suelen ser sumamente diversas e importantes, siendo un reflejo directo de la larga historia de interrelaciones entre la humanidad y el ambiente; que además le otorgan elementos para la creación y apropiación de una identidad a cada uno de sus colectivos (Toledo y Barrera-Bassols, 2008), se ha planteado la necesidad de conceptualizar estas bajo el término de patrimonio biocultural, puesto que su comprensión ha implicado la creación de marcos teóricos y metodologías provenientes del quehacer interdisciplinario y la transdisciplinariedad, como la etnobiología. Así, el patrimonio biocultural está constituido por el uso y manejo de la biodiversidad, desde especies a ecosistemas, incluyendo la agrobiodiversidad, así como por el papel e interpretación de la misma naturaleza dentro de aspectos culturales como la cosmovisión y simbolismo, entre otros (Boege, 2008; Sánchez-Alvarez, 2012).

México es un buen ejemplo de un país poseedor de un vasto patrimonio biocultural. Esto es producto de dos factores: su condición como país megadiverso, ya que es uno de los 12 países que albergan alrededor del 70% de la biodiversidad mundial (CONABIO, 2017); y su gran diversidad cultural, debida a la presencia de grupos indígenas, mestizos y afrodescendientes, existiendo actualmente para el caso de los pueblos indígenas 62 grupos etnolingüísticos (Navarrete-Linares, 2008). Esta combinación de situaciones se refleja en el registro de 7,461 plantas útiles (Mapes y Basurto, 2016), cifra que representa alrededor del 32% de las 22,969 plantas vasculares mexicanas reportadas por Ulloa-Ulloa et al. (2017).

Parte fundamental del patrimonio biocultural mexicano es el aprovechamiento de la fitodiversidad para fines de alimentación, para lo cual se han registrado 2,168 especies comestibles (Mapes y Basurto, 2016), es decir, el 9% del total de sus plantas vasculares, las cuales de una u otra forma hacen de la cocina tradicional mexicana una expresión cultural muy diversa, considerada como patrimonio cultural inmaterial de la humanidad por la UNESCO (Iturriaga, 2012).

Por otro lado, aunque las plantas cultivadas con gran frecuencia son la base de los ingredientes de una buena parte de los platillos y bebidas de diversas dietas, las plantas silvestres no dejan de estar presentes en las

tradiciones culinarias de México, y en general del mundo (Caballero y Mapes, 1985; You-Kai et al., 2004; Lulekal et al., 2011; Łuczaj et al., 2012; Shaheen et al., 2017). De esta manera, cabe mencionar que se sugiere que cerca del 89% de las plantas comestibles mexicanas son silvestres, si se considera que en dicho país Ashworth et al. (2009) reportan 236 plantas cultivadas con este uso. Además, esta riqueza de recursos comestibles también está compuesta por especies arvenses y ruderales, siendo las primeras aquellas que crecen sin la intervención controlada del humano en agroecosistemas, mientras que las segundas son típicas de ambientes con disturbio, como los bordes de carreteras y zonas urbanas (Vibrans, 2016). De hecho, entre estos dos tipos de hábitat se encuentran los quelites (del náhuatl *quilitl* = hierba comestible), grupo notable de plantas de diversa composición taxonómica cuyas hojas tiernas, tallos y flores, son consumidas desde tiempos prehispánicos (Bye y Linares, 2000) (Fig. 2).



Figura 2. *Amaranthus hybridus*, un ejemplo de quelite mexicano (Imagen: R.E. Narváez-Elizondo).

La riqueza estimada de PSC mexicanas es notoria a la luz de su comparación con cifras reportadas para otros países y regiones del mundo (Tabla 1). Para dar una idea sobre la gran riqueza del patrimonio biocultural mexicano, vale la pena mencionar que España, el país con la mayor biodiversidad de plantas vasculares en toda Europa, tiene 419 especies silvestres comestibles (Tardío et al., 2006), cifra cuadruplicada por la estimada para México, a reserva de sus diferencias culturales y geográficas. Asimismo, incluso esta cifra es mayor a la reportada por Schulp et al. (2014) para todo el continente europeo; y cercana o similar a la de Ecuador (según Van den Eynden y Cueva, 2008), país megadiverso y multicultural (Tabla 1).

Por su naturaleza, el consumo de plantas silvestres, y en general todo lo que sea considerado como dietas tradicionales, de acuerdo con De Garine y De Garine (1999: 24) “tienen una dimensión geográfica, es decir, están ubicados en un medio ambiente específico, regional, y por lo tanto dependen en gran parte de los

recursos disponibles a nivel local” y “presentan una dimensión diacrónica en la que dependen del tiempo y de sus variaciones estacionales”.

Este patrimonio biocultural y culinario se torna mucho más complejo, si además de la gran riqueza de plantas silvestres se toma en cuenta que la dieta de cada grupo humano no sólo se ve regida por los recursos que le proporciona el ambiente, ni por su misma fisiología, ya que en esta la cultura también ejerce una notoria influencia al momento de decidir que es apto para comer (Harris, 1994; De Garine y De Garine, 1999). Así, los criterios más comunes en la selección de alimentos son (De Garine y De Garine, 1999): el gusto (sabores, olores, texturas); valores nutricionales; prestigio; disponibilidad de recursos alimenticios y monetarios; así como la comodidad (tiempo para su preparación, etc.).

Sin duda, la elección de plantas silvestres para fines gastronómicos es una de las prácticas más notorias donde la remota relación entre distintos aspectos de la cultura y la naturaleza siguen convergiendo.

Formas de manejo de las plantas silvestres: algo más que sólo colectarlas

En la interacción continua entre la humanidad y la naturaleza están implícitas toda una serie de intervenciones, transformaciones y/o decisiones con respecto a la biodiversidad, es decir, se realiza un manejo en búsqueda de un determinado propósito (Casas et al., 2014), como puede ser el aprovechamiento de la diversidad vegetal para fines de alimentación.

Según Casas et al. (1994, 2001) existen cuatro formas de manejo de la diversidad vegetal:

A) **Recolección:** extracción de plantas directamente de la vegetación primaria o secundaria, las cuales pueden o no ser también consideradas como arvenses y/o ruderales, así como plantas domesticadas escapadas de los agroecosistemas.

B) **Tolerancia y protección:** en esta categoría se incluye aquellas plantas que se decide dejar en pie durante un desmonte. Por ejemplo, algunos árboles no son removidos durante la construcción de una casa o adecuación de un terreno para campos agrícolas porque proporcionan sombra y frutos comestibles (Fig. 3). También se incluyen aquellas que son protegidas mediante la remoción de competidores, siendo un ejemplo de esto las plantas arvenses que por su utilidad se decide mantener durante los deshierbes en una milpa.

C) **Fomento:** promoción del crecimiento, distribución y dispersión de plantas por acciones antropogénicas, como la propagación vegetativa o sexual dentro de sus poblaciones naturales para aumentar su disponibilidad.

D) Cultivo: propagación o trasplante fuera de sus poblaciones naturales, en condiciones ambientales totalmente modificadas, como pueden ser campos de cultivo o jardines.



Figura 3. *Stenocereus queretaroensis* tolerado por su fruto comestible (pitaya), en un cultivo de agave al sur del estado de Durango, México (Imagen: R.E. Narváez-Elizondo).

Cabe mencionar que el cultivo no engloba necesariamente al concepto de domesticación, ya que esta forma de manejo es alusiva a la acción de propagar una planta *ex situ*, mientras que el proceso de domesticación implica toda una serie de cambios a nivel genético y morfofisiológico como consecuencia de la selección artificial, por lo que el cultivo puede incluir plantas no domesticadas (Casas et al., 1994). De esta manera, algunas especies silvestres pueden estar sujetas a más de una sola forma de manejo *in situ* a la vez, e incluso a ser cultivada en un mismo espacio geográfico (Casas et al., 1994, 2002).

Además, aunque los procesos de selección artificial y domesticación generalmente solo se asocian con plantas cultivadas, en las distintas formas de manejo *in situ* las personas pueden colectar solo las partes útiles de una planta con las características que les parezcan más convenientes para satisfacer una necesidad (como el tamaño y sabor de un fruto); por lo que este tipo de selección artificial podría favorecer un aumento en la frecuencia de los fenotipos con características deseables, ocasionando un cambio en la estructura poblacional de una especie, dando así pauta a un proceso de domesticación incipiente (Casas et al., 1997, 2002, 2007).

Tabla 1. Cifras sobre la riqueza de plantas silvestres comestibles en algunos países y regiones del mundo. *La cifra estimada para México se basa en el total de plantas comestibles (silvestres o no) reportadas por Mapes y Basurto (2016) menos el total de cultivadas con este uso según Ashworth et al. (2009).

Espacio geográfico	Número de especies	Referencias
Todo el mundo	aprox. 30,000 spp.	FAO (1997)
África (región central y oeste)	1,500 spp.	Chege (1994)
Australia (región norte)	148 spp.	Smith (1991)
China (región suroeste)	284 spp.	You-Kai et al. (2004)
Colombia	297 spp.	García-Castro (2011)
Ecuador	1,430 spp.	Van den Eynden y Cueva (2008)
España	419 spp.	Tardío et al. (2006)
Etiopía	413 spp.	Lulekal et al. (2011)
Europa	592 spp.	Schulp et al. (2014)
Marruecos	246 spp.	Nassif y Tanji (2013)
México	aprox. 1,932 spp.*	Ashworth et al. (2009); Mapes y Basurto (2016)
Nepal	74 spp.	Uprety et al. (2012)
Palestina (región noroeste)	100 spp.	Ali-Shtayeh et al. (2008)
Perú	680 spp.	Brack (1999)
Sudáfrica	103 spp.	Bvenura y Afolayan (2015)

Un ejemplo de los efectos del manejo *in situ* de una especie silvestre es reportado por Carmona y Casas (2005). En este estudio se documenta que en las poblaciones de la cactácea *Polaskia chichipe* de algunas localidades de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán (México), los fenotipos con las mejores características según el criterio de las personas, como frutos, semillas y flores más grandes, aparecen con mayor frecuencia en poblaciones que tienen un manejo *in situ*, así como en las que son cultivadas, siendo en promedio más grandes en esta última; por lo tanto, se concluye que un proceso de domesticación se está efectuado en ambas poblaciones.

Este patrón de cambios significativos en aspectos de germinación, morfología y variación genética, atribuidos por la selección artificial implícita en las formas de manejo *in situ* ha sido documentado en otras especies, tanto arvenses como en algunas arborescentes perennes (Casas et al., 2002; Tinoco et al., 2005; Zárte et al., 2005; Casas et al., 2007), por lo que se sugiere que el proceso de domesticación puede estar ocurriendo en una amplia diversidad de especies vegetales (Casas et al., 2007).

Asimismo, el nivel de intensidad con el que es manejada una especie vegetal según Casas et al. (2001) está influido por cuatro factores: 1) su papel en la subsistencia humana; 2) la disponibilidad de productos de origen vegetal con respecto a su demanda; 3) la calidad de los productos y 4) la viabilidad de que estos sean manipulados dadas sus características biológicas. En el caso de las plantas comestibles se ha sugerido que la causa principal que incentiva su manejo son aspectos relacionados a la seguridad alimentaria, como lo es la incertidumbre de acceder a estos recursos debida a posibles cambios ecológicos que puedan afectar en un sentido negativo su disponibilidad (Blancas et al., 2013).

El estudio de las distintas formas de manejo tradicional de las plantas puede resultar de gran valor para comprender posibles escenarios sobre el origen de la domesticación en el pasado y para encontrar estrategias que conlleven a la conservación *in situ* de la diversidad vegetal (Casas et al., 2007). Además, en lo que respecta a México, se estima que por lo menos 542 especies de plantas son fomentadas, toleradas y/o protegidas *in situ*, de las cuales 243 son comestibles (Caballero et al., 1998), siendo esto un componente más que contribuye a la riqueza y complejidad del patrimonio biocultural mexicano.

Plantas silvestres y sus aportes a la seguridad y soberanía alimentaria

Según la FAO, FIDA, UNICEF, PMA y OMS (2018: 175) la seguridad alimentaria es una situación “que se da cuando todas las personas tienen, en todo momento, acceso físico, social y económico a suficientes alimentos

inocuos y nutritivos para satisfacer sus necesidades alimenticias y sus preferencias en cuanto a los alimentos a fin de llevar una vida activa y sana. Con arreglo a esta definición, pueden determinarse cuatro dimensiones de la seguridad alimentaria: disponibilidad de alimentos, acceso físico y económico a los mismos, utilización de los alimentos y estabilidad a lo largo del tiempo.”

No obstante, se ha señalado que el concepto de seguridad alimentaria no siempre aborda toda la realidad ambiental y sociocultural inmersa en los sistemas alimentarios, por lo que en respuesta a esto, el movimiento internacional de organizaciones campesinas, rurales y de productores agrícolas autodenominado La Vía Campesina desarrolló el concepto de soberanía alimentaria, mismo que se empleó por primera vez en el año 1996 durante la Cumbre Mundial sobre la Alimentación de Roma (La Vía Campesina, 2018).

De acuerdo con La Vía Campesina, la seguridad alimentaria “no distingue de dónde provienen los alimentos o las condiciones en las que se producen y distribuyen. Los objetivos de la seguridad alimentaria nacional a menudo se cumplen mediante el abastecimiento de alimentos producidos bajo condiciones de explotación y que son destructivas para el medio ambiente y están apoyadas por subsidios y políticas que destruyen a las productoras y productores locales de alimentos, pero que benefician a las empresas del agronegocio” (Comunicado de Nyéléni núm. 13, citado en La Vía Campesina, 2018: 8). Por esta razón, la seguridad alimentaria se define como “el derecho de los pueblos a alimentos nutritivos y culturalmente adecuados, accesibles, producidos de forma sostenible y ecológica, y su derecho a decidir su propio sistema alimentario y productivo” (Declaración de Nyéléni, 2007: 1).

El alcance de un estado pleno de seguridad y soberanía alimentaria es una tarea que constantemente se ve obstaculizada por diversos problemas de carácter global, como pueden ser el crecimiento desmesurado de la población humana, las crisis económicas, el cambio climático, entre otros.

Actualmente las dos formas de la malnutrición, la subnutrición y el sobrepeso son parte de los problemas de salud pública más serios que diversas sociedades alrededor del mundo enfrentan. Por un lado, la subnutrición continúa siendo un problema en los países más pobres, ya que en el año 2017 se reportaron cerca de 821 millones de personas con algún grado de subnutrición, es decir una de cada nueve en todo el mundo; mientras que el sobrepeso también ha tenido un incremento, pues para el mismo año se estimaron 672 millones de adultos (uno de cada ocho) y 38 millones de infantes menores de 5 años con esta condición (FAO, FIDA, UNICEF, PMA y OMS, 2018). De este modo, la malnutrición coexiste en muchas regiones con condiciones de inseguridad alimentaria, aumentando la

frecuencia de enfermedades cardiovasculares, diabetes, algunos tipos de cáncer, así como la desnutrición (FAO y OPS, 2017).

Por su parte, la urbanización y la integración de las economías locales a los mercados internacionales, procesos derivados de la globalización, conllevan generalmente a la creación de patrones alimenticios que se ajustan a las nuevas dinámicas de los estilos de vida, los cuales suelen implicar la aparición y aumento de cadenas transnacionales de supermercados y restaurantes de comida rápida (Pingali, 2007). Este cambio en los patrones alimenticios con tendencia a comer cada vez más fuera de casa, aunado a la reducción de la actividad física, es conocido como transición nutricional (FAO, FIDA y PMA, 2012), en otras palabras, es la sustitución de una dieta tradicional por una moderna. Asimismo, generalmente los alimentos ofrecidos en estos establecimientos como la comida rápida, bebidas gaseosas, frituras, golosinas, entre otros, contienen altas cantidades de grasas saturadas, azúcares y colesterol, por lo que su consumo frecuente puede resultar en efectos negativos para la salud (Rivera et al., 2008; Jaworowska et al., 2013; Oliva-Chávez y Fragoso-Díaz, 2013).

Además, para poder satisfacer la demanda de producción de alimentos, los sistemas de agricultura industrializada desarrollados actualmente destruyen una enorme diversidad de ecosistemas, rompen con los ciclos biogeoquímicos y contaminan tanto el suelo como cuerpos acuíferos al utilizar año con año millones de toneladas de fertilizantes, e incluso se llegan a crear monopolios que controlan la oferta y demanda de alimentos, propiciando un consumo irracional y una distribución desigual de alimentos (Horton, 2017).

Las soluciones de los problemas comentados anteriormente (y muchos más) se tornan urgentes, considerando que la demanda mundial de alimentos puede aumentar hasta un 60% para el año 2050 (FAO, FIDA y PMA, 2012). Ante este panorama la gran diversidad de PSC puede resultar ser un objeto de estudio importante para resolver cuestiones de seguridad y soberanía alimentaria, puesto que tal como se menciona en la revisión de Shaheen et al. (2017), este tipo de recursos presenta cuatro características generales que los hacen relevantes:

- 1) Son recursos de fácil acceso, cuya base de uso radica en el conocimiento tradicional.
- 2) Mejoran la nutrición de las personas invirtiendo pocos insumos y recursos para esto, ayudando así a reducir gastos monetarios.
- 3) Son potencialmente beneficiosas para las familias más pobres que se ven afectadas por la incertidumbre de catástrofes climáticas.
- 4) Desempeñan un papel importante en el mantenimiento

de estilos de vidas, ya que están disponibles durante los períodos de hambruna.

La importancia de las PSC también puede ser inferida de algunas cifras de instancias internacionales. Por ejemplo, de acuerdo con la FAO (citado en Shaheen et al., 2017) por lo menos mil millones de personas, es decir una séptima parte de la población mundial, recolectan plantas silvestres para consumo diario. Además, en el reporte de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005), se comenta que en 17 países el 22% de los ingresos familiares de comunidades rurales que habitan en regiones forestales, proviene de la recolección de bienes del bosque, como la comida, leña, medicinas, entre otros, siendo este porcentaje mayor al de otras fuentes de subsistencia, ya sea en tiempos adversos o no.

En la historia de los conflictos bélicos del mundo existen varios casos donde las PSC resultaron de suma importancia para sobrevivir al ser utilizadas ya sea como sustitutos o complementos de otros alimentos, ante la escasez y hambruna del momento. Algunos ejemplos en este tipo de escenarios han sido documentados para episodios como la Revolución Mexicana de 1910 a 1917 (Caballero y Mapes, 1985); la Segunda Guerra Mundial (1939-1945) en territorios de Holanda (Vorstenbosch et al., 2017) y Noruega (Theien, 2009); en la década de 1940 tras la Guerra Civil (1936-1939) en España (Tardío et al., 2006); el conflicto armado interno en Guatemala entre los años 1960-1996 (REMHI, 1998); y el asedio a la ciudad de Sarajevo (1992-1996), capital de Bosnia y Herzegovina, por fuerzas militares de lo que en su momento fue la República de Yugoslavia (Redžić, 2010). En este último conflicto, el botánico bosnio Sulejman Redžić vivió en Sarajevo durante dicho acontecimiento, creando en 1993 con ayuda del Centro de Protección Civil de la República de Bosnia y Herzegovina, un programa de sobrevivencia para las personas en el cual se registraron 91 PSC que crecen en la misma ciudad sitiada, incluyendo aspectos como sus formas de preparación, temporadas de recolección, entre otros datos (Redžić, 2010).

Por otro lado, entre las especies vegetales silvestres se encuentran algunas estrechamente relacionadas a nivel genético con ciertas plantas domesticadas, siendo estas denominadas como parientes silvestres (Casas y Parra, 2007). En las áreas donde coexiste la agrobiodiversidad y sus parientes silvestres se presenta un flujo genético entre ambas, proceso que puede enriquecer la variedad del acervo genético de la agrobiodiversidad, ya que la diversidad genética de los parientes silvestres es más grande que en las plantas domesticadas, pues esta es el reflejo de cientos de miles de años de evolución (Casas y Parra, 2007). Así, los parientes silvestres pueden servir como un reservorio de genes útiles para el mejoramiento de cultivos en términos de resistencia a plagas, condiciones climáticas, valor nutricional, entre otros factores (Gutiérrez-Díez et al., 2015; Dempewolf et al., 2017; Flores-Hernández et al., 2017) (Fig. 4).

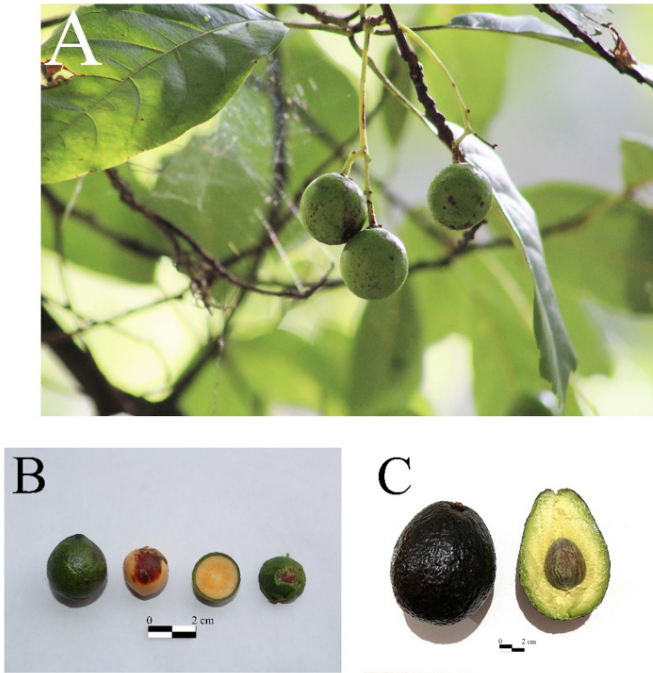


Figura 4. A) Ejemplar silvestre de *Persea americana* var. *drymifolia* nativo del sitio El Salto, General Zaragoza, Nuevo León; B) fruto del mismo ejemplar y C) fruto del cultivar comercial Hass. Escalas: 2 cm. Pese a sus diferencias en tamaño y contenido de mesocarpio, las poblaciones silvestres de aguacate contienen un importante acervo de genes útiles para el fitomejoramiento (Imágenes: R.E. Narváez-Elizondo).

En cuanto al valor nutricional que pueden aportar las PSC en las dietas tradicionales, algunos estudios revelan la importancia y diversidad de micro y macronutrientes que se pueden obtener de estos recursos. Al respecto, Laferrière (1995) argumenta que las plantas cultivadas generalmente son ricas en carbohidratos y proteínas, pero pueden carecer de algunas vitaminas y/o minerales, mismos que en parte son suministrados por el consumo de plantas silvestres. Por ejemplo, Grivetti (1999) (citado en Grivetti y Ogle, 2000) comenta que la dieta de los otomíes del Valle de Mezquital era limitada en carne, frutos y vegetales, sin embargo, las personas se encontraban en buen estado de nutrición debido a que el consumo de diversas plantas silvestres, junto al maíz, chile, frijol y el pulque, mantenían un estado de calidad nutricional al complementarse los beneficios aportados por cada uno de estos alimentos.

Algunas PSC de valor nutricional en México son: el quelite *Chenopodium album*, cuyas hojas tienen altos contenidos de vitamina C, carotenoides y fibra (Guil-Guerrero y Torija-Isasa, 1997); la pitahaya de *Hylocereus undatus*, la cual contiene vitaminas C, E y licopeno (Mendoza-Mayorga et al., 2018); los tallos de varios nopales (*Opuntia* spp.), como fuente de carbohidratos, calcio y hierro (Laferrière et al., 1991;

Weber et al., 1996); los altos valores de vitamina C y carotenoides presentes en las hojas del orégano de monte *Lippia graveolens* (Rivera et al., 2010); los tubérculos de algunas especies de *Dioscorea* spp., los cuales son más ricos en proteínas y lípidos que la papa común (*Solanum tuberosum*) (Guízar-Miranda, 2009); la harina de vainas de mezquite (*Prosopis laevigata*) cuya cantidad de aminoácidos (como triptófano e histidina) es la recomendada para consumo diario tanto en adultos como en niños por la FAO (Barba-de la Rosa et al., 2006); así como las semillas del pasto marino *Zostera marina*, mismas que son más ricas en proteínas que los cereales convencionales (Valencia et al., 1985). No obstante, la mayoría de las especies de plantas silvestres mexicanas nunca han sido estudiadas desde una perspectiva nutricional.

Asimismo, frecuentemente es difícil poder separar la relación entre el uso comestible y medicinal que se le da a una especie (Ogle et al., 2003; Pieroni y Quave, 2006; Ferreira-Júnior et al., 2015). De hecho, esta situación ha sido señalada desde tiempos del filósofo griego Hipócrates, a quien se le adjudica la frase “que tus alimentos sean tu medicina y la medicina tu alimento”. Pieroni y Quave (2006) señalan que la relación entre los usos alimenticios y medicinales de una planta puede ser catalogada en tres situaciones:

- 1) Plantas utilizadas para ambos propósitos sin que estos mismos tengan una relación al momento de emplearse. Por ejemplo, algunos vegetales comestibles sólo son considerados medicinales cuando se muelen y aplican vía tópica.
- 2) Plantas consumidas como alimento, cuyo uso es asociado con un impacto positivo en la salud, sin que este sea un remedio específico contra alguna enfermedad. En este caso se les considera como alimentos funcionales.
- 3) Plantas comestibles cuyo consumo también está asociado con la prevención o tratamiento de una o más enfermedades específicas.

De esta manera, resulta interesante destacar que tres quelites silvestres de la dieta tradicional mexicana, el alache (*Anoda cristata*), la chaya (*Cnidoscolus aconitifolius*) y el chepil (*Crotalaria pumila*), han sido reportados con actividad inhibitoria del crecimiento de *Helicobacter pylori*, una bacteria que provoca gastritis, úlceras e incluso cáncer gástrico, por lo que se sugiere que su consumo frecuente puede ayudar a la prevención de estas enfermedades (Gomez-Chang et al., 2018); mientras que otro estudio demuestra la actividad inhibitoria sobre bacterias que provocan enfermedades como la diarrea, de los frutos comestibles del nanchi o nanche (*Byrsonima crassifolia*), ayale (*Crescentia alata*) y arrayán (*Psidium sartorianum*), resaltando además su utilidad como potenciales alternativas ante bacterias que han desarrollado resistencia a fármacos (Pío-León et al., 2013).

Factores relacionados con la pérdida del patrimonio biocultural

A pesar de los distintos atributos benéficos de las PSC, el conocimiento tradicional ligado a estas, al igual que el de otros aspectos sobre la naturaleza, se está perdiendo. Una gran parte de los factores causantes de la erosión cultural del patrimonio biocultural están asociados a cambios culturales, económicos y tecnológicos derivados del proceso de globalización, mismos que suelen asociarse con la modernidad, y que a su vez pueden conllevar al menosprecio del conocimiento y uso tradicional de la biodiversidad (Toledo y Barrera-Bassols, 2008).

Diversos estudios han analizado la asociación negativa entre algunos factores y cambios socioeconómicos con el CET (Wester y Yongvanit, 1995; Godoy et al., 1998; Benz et al., 2000; Zent, 2001; Monroy y Ayala, 2003; Nguyen, 2003; Zent y López-Zent, 2004; Case et al., 2005; Reyes-García et al., 2007, 2010; Barreau et al., 2016; García-Hilario et al., 2016; Martínez-López et al., 2016). Con relación a esto, resulta notorio que en una revisión sobre 92 estudios referentes al CET alrededor del mundo, publicados entre los años 1992-2016, Aswani et al. (2018) concluyen que el 77% de los estudios señalan la pérdida de este conocimiento.

Entre los factores asociados con la erosión cultural está, por ejemplo, la concepción negativa y errónea que considera estos recursos como alimentos ligados a la pobreza, extraños, o sólo aptos para forraje (Delang, 2006; Méndez-Cota, 2020). Lo anterior desfavorece el arraigo de las PSC como elementos valiosos para la construcción de una identidad cultural. En el caso de México, esto tiene su origen a partir de posturas etnocéntricas que se remontan hacia tiempos de la colonización. Un ejemplo de esto puede notarse en la frase “me importa un bledo”, la cual fue introducida por los colonizadores europeos que empleaban los bledos (o quelites) como analogía despectiva para referirse a cosas que consideraban irrelevantes (Méndez-Cota, 2020).

Por otro lado, se ha documentado que la transición de una agricultura tradicional a una industrializada, donde se utilizan herbicidas desmesuradamente y se fomentan sólo monocultivos, disminuye la diversidad de especies arvenses útiles, como los quelites (García-Hilario et al., 2016).

La expansión de la mancha urbana u otros tipos de cambio de uso de suelo que ocasionan deforestación y pérdida de biodiversidad, limitan el acceso a plantas silvestres útiles y por lo tanto repercuten negativamente en la transmisión del conocimiento tradicional sobre este tipo de recursos (Monroy y Ayala, 2003; Barreau et al., 2016). Además, se ha observado que las personas que viven en zonas donde existe una mayor infraestructura

y servicios públicos tienden a conocer menos sobre plantas útiles en comparación con las que viven donde no existen estos servicios, pues estas últimas hacen uso de las plantas buscando alternativas para satisfacer necesidades (Wester y Yongvanit, 1995; Benz et al., 2000; Zent y López-Zent, 2004; Case et al., 2005).

La migración hacia zonas urbanas también es un fenómeno que puede estar asociado a un cambio en los patrones de conocimientos tradicionales, en el cual el uso de una planta puede permanecer, desaparecer, o bien, ser reemplazada por otra que cumpla la misma función (Ceuterick et al., 2011). Un caso de estudio sobre esta relación es el de Nguyen (2003), quien encontró que entre inmigrantes vietnamitas de Hawái (EUA), la capacidad para identificar plantas consumidas en su país natal disminuía entre las personas más jóvenes y conforme aumentaba el tiempo que tenían las personas viviendo fuera de su país.

Algunas actividades económicas igualmente se pueden asociar negativamente con el CET, principalmente las que poco o nada tienen que ver de manera directa con la naturaleza, como aquellas del sector económico primario, en el cual se engloban actividades como la agricultura, la cacería, el mercado de productos forestales (maderables y no maderables), entre otras (Godoy et al., 1998; Reyes-García et al., 2007; Saynes-Vásquez et al., 2013). Asimismo, la integración del CET en la economía de mercado, de acuerdo a la revisión bibliográfica de Reyes-García (2009), puede descontextualizarlo (pérdida de valores, creencias, etc.), alentar la sobreexplotación de las especies o recursos naturales involucrados, e incluso limitar el acceso al patrimonio biocultural a los mismos poseedores del CET por cuestiones de biopiratería.

La educación formal también ha sido relacionada con la erosión cultural del CET. Los principales argumentos de esta idea son: 1) la disminución del tiempo de convivencia y aprendizaje en la naturaleza por atender actividades académicas; y 2) la marginación del contenido referente al CET en los planes de estudio (Wester y Yongvanit, 1995; Sternberg et al., 2001; Zent, 2001; Voeks y Leony, 2004; Quinlan y Quinlan, 2007; Srithi et al., 2009; Reyes-García et al., 2010; Saynes-Vásquez et al., 2013; Bruyere et al., 2016). De igual forma, la pérdida o desuso de lenguas indígenas está relacionada con la disminución del conocimiento tradicional sobre la biodiversidad (Benz et al., 2000; Zent, 2001; Martínez-López et al., 2016).

Otro problema es la falta de un marco legal adecuado para conservar las diferentes expresiones del patrimonio biocultural. En relación a esto, uno de los primeros problemas a enfrentar para realizar esta tarea dentro del marco jurídico mexicano, de acuerdo con Becerra-Montané et al. (2014: 27), es que el patrimonio biocultural “no está incorporado a la legislación mexicana como un concepto unitario, [...] sino como

una serie de conceptos desarticulados”; además, los mismos autores comentan que el concepto de “patrimonio” en la constitución mexicana es abordado únicamente desde posturas que se centran en el valor económico-mercantil de estas expresiones, por lo tanto, advierten que “en la conceptualización constitucional no hay lugar para usar el término patrimonio para alcances colectivos donde se impliquen elementos naturales, culturales y su interacción desde una óptica incluyente e histórica” (Becerra-Montané et al., 2014: 32).

Asimismo, si bien existen instrumentos legales que abordan de forma separada la conservación de diversos componentes del patrimonio biocultural mexicano, en algunos casos su puesta en práctica puede representar más bien un obstáculo. Ejemplo de esto es la Ley Federal de Variedades Vegetales, pues se ha señalado que pese a su reconocimiento sobre las variedades vegetales como producto del manejo tradicional de la biodiversidad, no otorga derechos de obtentor para las comunidades indígenas y equiparables; permitiendo el libre acceso a estos recursos para las instituciones públicas y privadas (las cuales sí pueden tener derechos de obtentor) con interés en su investigación, sin asegurar que dicha actividad no fomente la biopiratería y por ende, se derive sólo en intereses mercantiles ajenos a las colectividades poseedoras de este patrimonio, siendo una posible señal de esto, el que una parte notoria de las solicitudes de títulos de obtentor provienen de compañías privadas (Becerra-Montané et al., 2014).

A nivel internacional, el Protocolo de Nagoya (puesto en vigor en México a partir del año 2014) ha sido receptor de críticas similares a las comentadas en el punto anterior. La finalidad de este instrumento, es impulsar la participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de recursos genéticos, objetivo planteado desde el Convenio sobre la Diversidad Biológica (firmado en 1992 y entrado en vigor un año después). Para esto, por ejemplo, con base en sus artículos 6 y 7 se establece que los países adscritos deberán adoptar medidas legislativas, administrativas o de política, bajo la conformidad de las leyes nacionales, para asegurar el acceso a los recursos genéticos y sus conocimientos tradicionales ligados, mediante el previo consentimiento y participación tanto de la partes poseedoras y adquisidoras de dichos elementos (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2011).

No obstante, en lo que respecta a México (al igual que en otros países megadiversos), se ha señalado que la implementación de este instrumento, aunado a la carencia de leyes secundarias y protocolos comunitarios en contra de la biopiratería, convierten a este en un potencial paraíso para el despojo de recursos genéticos y la biodiversidad en general (Hernández-Ordoñez, 2009). Además, Boege (2017) suma a la crítica la ambigüedad con que se maneja la relación entre los

conceptos “indígena” y “comunidad” como posibles “beneficiarios”, apuntando también las condiciones de desigualdad presentes en las negociaciones entre agentes externos (empresas, centros de investigación, etc.) y grupos indígenas o comunidades locales, estos últimos por lo general en desventaja; mientras que Silvestri (2017) apunta la dificultad que implica la comprensión (y por lo tanto el uso adecuado) de conceptos como “recursos genéticos” y “sus derivados”, para los funcionarios que se ocupan del desarrollo de este protocolo a nivel nacional, debido a que frecuentemente no cuentan con una preparación o estudios afines a ramas de la ciencia, como la biología, genética, etc.

Aunado a todo lo anterior, la mayor frecuencia de eventos impredecibles como huracanes, tormentas invernales o sequías, provocados por el cambio climático, a su vez aumentará las tasas de erosión del suelo, la propagación de plagas, entre otros problemas que pueden amenazar el patrimonio biocultural de distintas partes del mundo (Turner et al., 2013).

Oportunidades en torno a la conservación del patrimonio biocultural

Ante los escenarios desfavorables previamente mencionados, algunos estudios han documentado y discutido algunas medidas que pueden ayudar a detener la erosión cultural del CET, e incluso su revitalización. En primera instancia, es necesario que se reconozca el relativismo cultural en torno al fenómeno de la alimentación, como alternativa a las posturas que, por ejemplo, califican despectivamente el consumo de PSC, pues como señaló el antropólogo Harris (1994: 13) “no se debe ridiculizar ni condenar los hábitos alimentarios por el mero hecho de ser diferentes”.

En relación al potencial efecto negativo de la educación formal, una solución es el desarrollo de la educación intercultural, la cual debe incluir contenidos referentes al CET en sus actividades y planes académicos. Dos investigaciones independientes, entre los *tsimane'* de Bolivia (Reyes-García et al., 2010) y *rarámuri* de México (Wyndham, 2010), han documentado que personas de distintas edades que habían recibido o se encontraban cursando programas educativos con material contextualizado en sus respectivas lenguas indígenas, y con profesores pertenecientes a sus mismos grupos étnicos (los cuales comprenden mejor diversos aspectos de su cultura), tenían un mayor CET con respecto a las personas cuyo sistema educativo no contaba con esas características.

No obstante, Reyes-García et al. (2010) argumentan que, si bien la educación formal contextualizada acorde a cada cultura local ayuda a la transmisión del CET, algunos de sus elementos como los conocimientos prácticos pueden seguir siendo erosionados, debido a que estos frecuentemente se aprenden fuera de los

salones de clases, a diferencia de otras cuestiones meramente teóricas (por ejemplo: nombres de plantas). Por lo tanto, además del contenido etnobotánico teórico y la participación de maestros, científicos y gestores de políticas públicas, es necesaria la participación de personas poseedoras del CET de las mismas comunidades, en el diseño e implementación de actividades que promuevan la transmisión de este conocimiento (Reyes-García et al., 2010; McCarter y Gavin, 2011), como recorridos etnobotánicos en campo, cursos y exhibiciones etnogastronómicas, talleres de tradición oral, etc.

Por otro lado, si bien es cierto que algunos estudios señalan una relación negativa entre el CET y su integración en la economía de mercado, también se ha documentado que las personas dedicadas al sector primario (agricultura, extracción de recursos forestales, etc.) poseen un mayor CET con respecto a las que tienen otro tipo de trabajos (Godoy et al., 1998; Reyes-García et al., 2007; Saynes-Vásquez et al., 2013); e incluso en algunos casos este tipo de actividades puede acelerar el desarrollo y adquisición del mismo CET entre las personas (Guest, 2002). De esta manera, la mercantilización de las distintas expresiones culturales (denomínense CET, patrimonio cultural, etc.) es un fenómeno ambivalente, pues, pese a la posibilidad de cambios negativos, hay que recordar que en comunidades donde imperan situaciones económicas adversas y la emigración, esto representa un sustento que puede revitalizar ciertos elementos tradicionales de una cultura (García-Canclini, 1993).

En el caso de México, numerosas PSC (como los quelites) constituyen una fuente de ingresos al ser vendidas o intercambiadas por otros productos en mercados locales (Basurto-Peña et al., 1998; Arellanes y Casas, 2011); mientras que en diversas regiones de Europa existe un interés ya sea a nivel individual o por parte de restaurantes, en utilizar plantas silvestres para diversos platillos y bebidas, debido a que se están revalorizando como alimentos saludables, se les considera importantes para la seguridad alimentaria e incluso por moda y recreación (Łuczaj et al., 2012).

Asimismo, para que la comercialización del patrimonio biocultural tenga una menor probabilidad de desencadenar situaciones negativas, esta no debe centrarse únicamente en la valorización monetaria del producto biocultural, sino que, además este proceso debe desarrollarse a la par de su valorización y contextualización en términos ambientales y culturales. Parte de esto es el uso sustentable y restauración de los recursos bióticos implicados, así como la creación y consolidación de redes sociales como asociaciones, cooperativas, entre otras formas de organización que permitan a los mismos poseedores locales del patrimonio biocultural apropiarse de los procesos técnicos y conocimientos necesarios para este tipo de aprovechamiento, consiguiendo así una mayor

autonomía (Mathez-Stiefel et al., 2011).

Como ejemplo de lo anterior, se puede señalar al turismo sustentable (en sus modalidades de turismo agroecológico, biocultural y/o rural), en el cual se ha propuesto, por ejemplo, que los turistas visiten lugares donde se llevan a cabo algunas prácticas bioculturales, como la agricultura tradicional y la recolección de quelites y hongos silvestres, conociendo así todas las acciones y saberes ligados a dichas prácticas locales, teniendo incluso la oportunidad de participar en estas junto a las personas de la misma comunidad, lo cual puede fomentar una mayor conciencia y respeto sobre las manifestaciones bioculturales en los turistas, y su revitalización entre los actores locales (Mathez-Stiefel et al., 2011; Jasso-Arriaga, 2018).

La continuidad del quehacer científico es otro aspecto fundamental que de una u otra forma está vinculado a los puntos anteriores. En el caso de México, una investigación documental de Camou-Guerrero et al. (2016) estima que entre los años 1960-2010, se han llevado a cabo estudios etnobotánicos sobre 40 de los más de 60 grupos indígenas del país, pero más del 50% del total de estudios, se concentran sólo en 6 grupos de la región centro-sur. A su vez, también se señala que el mayor enfoque de estos estudios ha sido la etnobotánica descriptiva, el cual engloba la creación de inventarios sobre plantas, junto a sus usos y nombres vernaculares. Dichos datos resaltan la necesidad de: 1) elaborar estudios sobre regiones y culturas escasamente estudiadas; 2) continuar con el desarrollo de investigaciones con otros enfoques, como puede ser el estudio de los procesos de erosión cultural y variaciones intraculturales (etnobotánica cultural).

Por su parte, el desarrollo de investigaciones cuyo objetivo sea solucionar problemas que amenazan el patrimonio biocultural, preferentemente deben integrar la participación de distintos sectores de la sociedad (comunidades, asociaciones civiles, gobierno, empresas, etc.) y el intercambio de datos científicos y saberes o experiencias locales como el CET, debido a que esto puede ayudar a identificar problemas e intereses locales; crear conciencia sobre la situación o contexto local; reconocer capacidades locales frente al problema; reducción de tiempos en el trabajo de campo; así como el empoderamiento y participación de las personas en la toma de decisiones (ver ejemplos en Casas et al., 2017). En este sentido, vale la pena recordar lo señalado por Hernández-Xolocotzi (2007: 113), destacado pionero de la etnobotánica mexicana, quien conceptualizaba esta disciplina (desde un enfoque que él denominaba: “investigación de huarache”) como “aquella que empieza por las bases, que va al terreno de los hechos, que va con la gente que está realizando las acciones; aquella que, con toda la humildad del caso, aprende o trata de aprender de esa gente; aquella que está consciente de que muchas veces nuestra aculturación nos frena, nos inhibe e impide que aprendamos muchas

cosas que están en realidad a nuestro alcance”.

Es importante mencionar que etnobiólogos y etnobiólogas de distintas partes del mundo, han propuesto una serie de pautas éticas plasmadas tanto en el Código de Ética de la Sociedad Internacional de Etnobiología (ISE, 2006) como en el de la Sociedad Latinoamericana de Etnobiología (SOLAE, 2016), en aras de procurar que las investigaciones en este campo realmente favorezcan la construcción de una relación de mayor apoyo, integración, respeto y reconocimiento hacia la diversidad de colectividades poseedoras del patrimonio biocultural y sus derechos sobre este.

Además, una mayor colaboración entre los encargados del quehacer etnobiológico y especialistas procedentes de otros ámbitos, como los derechos humanos y el derecho ambiental, resulta valiosa para señalar casos concretos en los que algún instrumento legal incida desfavorablemente sobre el patrimonio biocultural; expresar o difundir dicha problemática ante las autoridades competentes; y subsecuentemente actuar para revertir y cambiar dicha situación (Becerra-Montané et al., 2014; Boege, 2017).

CONCLUSIONES

Las PSC son un reflejo de la continua interacción entre la cultura de cada sociedad y su ambiente, por lo tanto, conforman parte del patrimonio biocultural. En el caso de México, la presencia de estas expresiones bioculturales se considera sumamente rica y diversa. De esta manera, en dicho país han sido reportadas más de dos mil plantas vasculares comestibles, de las cuales, cerca del 89% son silvestres; constituyendo así una cantidad considerable que, según su comparación con otros reportes en la literatura, supera las cifras de especies vegetales silvestres con este mismo uso documentadas para varios países e incluso de toda Europa; y es similar a la de otros en condiciones de megadiversidad y multiculturalidad como Ecuador. Además, a esta gran riqueza de especies se le suma la diversidad de formas de manejo tradicional, resultando en una mayor complejidad del patrimonio biocultural mexicano.

Históricamente el uso de las PSC ha permitido sustentar de varias maneras los sistemas alimenticios de diversas sociedades, al funcionar como complementos o sustitutos de otros alimentos ante distintas problemáticas sociales. Aunado a esto, también se ha venido demostrando la gama de potenciales beneficios nutricionales, entre otros aportes a la salud derivados del consumo de estos recursos, por lo que actualmente se les considera importantes para la cimentación de la seguridad y soberanía alimentaria.

Pese a lo anterior, el conocimiento tradicional ligado al uso de las PSC está en riesgo de desaparecer por

factores de distinta índole como el uso desmesurado de herbicidas en la agricultura industrial contra especies arvenses (como los quelites), la deforestación, así como la descontextualización del CET por cambios inducidos a través de la educación formal y su integración a la economía de mercado, entre otros. Frente a esto, el objetivo fundamental de disciplinas como la etnobotánica, más allá de la documentación del CET y sus aportes a la bioprospección (entre otras cosas), radica en funcionar como un medio de interlocución y gestión de herramientas de distinta naturaleza (científica, ética, jurídica, etc.) en función de la conservación y defensa del patrimonio biocultural.

AGRADECIMIENTOS

Se extiende un agradecimiento a los investigadores Dra. Martha González Elizondo, Dr. Arturo Castro Castro, Dra. Socorro González Elizondo y Dr. Jorge Alberto Tena Flores, por sus atenciones durante los estudios de maestría del presente autor en el CIIDIR-IPN, Unidad Durango. También se agradece al CONACYT y al Programa Institucional de Formación de Investigadores (PIFI) del IPN, por el apoyo económico brindado. Además, se reconocen las valiosas recomendaciones de tres revisores anónimos.

LITERATURA CITADA

- Ali-Shtayeh, M.S., Jamous, R.M., Al-Shafie', J.H., Elgharabah, W.A., Kherfan, F.A., Qarariah, K.H., Khdaif, I.S., Soos, I.M., Musleh, A.A., Isa, B.A., Herzallah, H.M., Khlaif, R.B., Aiash, S.M., Swaiti, G.M., Abuzahra, M.A., Haj-Ali, M.M., Saifi, N.A., Azem, H.K. & Nasrallah, H.A. (2008). Traditional knowledge of wild edible plants used in Palestine (Northern West Bank): a comparative study. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 4(1), 13.
- Arellanes, Y. & Casas, A. (2011). Los mercados tradicionales del Valle de Tehuacán-Cuicatlán: antecedentes y situación actual. *Nueva Antropología* 24(74), 93-123.
- Ashworth, L., Quesada, M., Casas, A., Aguilar, R. & Oyama, K. (2009). Pollinator-dependent food production in Mexico. *Biological Conservation* 142(5), 1050-1057.
- Aswani, S., Lemahieu, A. & Sauer, W.H.H. (2018). Global trends of local ecological knowledge and future implications. *PLoS ONE* 13(4), e0195440.
- Barba-de la Rosa, A.P., Frias-Hernández, J.T., Olalde-Portugal, V. & González-Castañeda, J. (2006). Processing, nutritional evaluation, and utilization of whole mesquite flour (*Prosopis laevigata*). *Journal of Food Science* 71(4), 315-319.

- Barreau, A., Ibarra, J.T., Wyndham, F.S., Rojas, A. & Kozak, R.A. (2016). How can we teach our children if we cannot access the forest? Generational change in Mapuche knowledge of wild edible plants in Andean temperate ecosystems of Chile. *Journal of Ethnobiology* 36(2), 412-433.
- Basurto-Peña, F., Martínez-Alfaro, M.A. & Villalobos-Contreras, G. (1998). Los quelites de la Sierra Norte de Puebla, México: inventario y formas de preparación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62, 49-62.
- Becerra-Montané, R., Cañas-Moreno, R. & Ortiz Monasterio Quintana, A. (2014). Estado del arte del patrimonio biocultural. Una perspectiva jurídica. Cuaderno de Trabajo de la Red Etnoecología y Patrimonio Biocultural (CONACYT). Editorial Morevalladolid, S. de R.L. de C.V., México.
- Benz, B., Cevallos, J., Santana, F., Rosales, J. & Graf, S. (2000). Losing knowledge about plant use in the Sierra de Manatlan Biosphere Reserve, Mexico. *Economic Botany* 54(2), 183-191.
- Berkes, F., Colding, J. & Folke, C. (2000). Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as adaptive Management. *Ecological Applications* 10(5), 1251-1260.
- Binford, L.R. (1980). Willow smoke and dogs' tails: hunter-gatherer settlement systems and archaeological site formation. *American Antiquity* 45(1), 4-20.
- Blancas, J., Casas, A., Pérez-Salicrup, D., Caballero, J. & Vega, E. (2013). Ecological and socio-cultural factors influencing plant management in Náhuatl communities of the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 9(1), 39.
- Boege, E. (2008). El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México: hacia la conservación in situ de la biodiversidad y agrodiversidad en los territorios indígenas. Instituto Nacional de Antropología e Historia y Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas, México.
- Boege, E. (2017). El patrimonio biocultural y los derechos culturales de los pueblos indígenas, comunidades locales y equiparables. *Diario de Campo* 1(1), 39-70.
- Bonfil-Batalla, G. (1993). Nuestro patrimonio cultural: un laberinto de significados. En Florescano, E. (comp.), El patrimonio nacional de México, vol. I. Fondo de Cultura Económica, México. 28-56 pp.
- Brack, A. (1999). Diccionario enciclopédico de plantas útiles del Perú. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo y Centro de Estudios Regionales Andinos Bartolomé de Las Casas, Cuzco, Perú.
- Bruyere, B.L., Trimarco, J. & Lemungesi, S. (2016). A comparison of traditional plant knowledge between students and herders in northern Kenya. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 12(1), 12-48.
- Bvenura, C. & Afolayan, A.J. (2015). The role of wild vegetables in household food security in South Africa: A review. *Food Research International* 76(4), 1001-1011.
- Bye, R. & Linares, E. (2000). Los quelites, plantas comestibles de México. Una reflexión sobre intercambio cultural. *Biodiversitas* 31, 11-14.
- Caballero, J. & Mapes, C. (1985). Gathering and subsistence patterns among the P'urhepecha Indians of Mexico. *Journal of Ethnobiology* 5(1), 31-47.
- Caballero, J., Casas, A., Cortés, L. & Mapes, C. (1998). Patronos en el conocimiento, uso y manejo de plantas en pueblos indígenas de México. *Revista de Estudios Atacameños* (16), 181-195.
- Camou-Guerrero, A., Casas, A., Moreno-Calles, A.I., Aguilera-Lara, J., Garrido-Rojas, D., Rangel-Landa, S., Torres, I., Pérez-Negrón, E., Solís, L., Blancas, J., Guillén, S., Parra, F. & Rivera-Lozoya, E. (2016). Ethnobotany in Mexico: History, Development, and Perspectives. En Lira, R., Casas, A. y Blancas, J. (eds.), Ethnobotany of Mexico: Interactions of People and Plants in Mesoamerica. (21-36 pp). New York, USA: Springer.
- Carmona, A. & Casas, A. (2005). Management, phenotypic patterns and domestication of *Polaskia chichipe* (Cactaceae) in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Journal of Arid Environments* 60(1), 115-132.
- Casas, A., Viveros, J. & Caballero, J. (1994). Etnobotánica mixteca: sociedad, cultura y recursos naturales en la Montaña de Guerrero. Consejo Nacional para la Cultura y las Artes e Instituto Nacional Indigenista, México.
- Casas, A., Caballero, J., Mapes, C. & Zárate, S. (1997). Manejo de la vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 61, 31-47.
- Casas, A., Valiente-Banuet, A., Viveros, J.L., Caballero, J., Cortés, L., Dávila, P., Lira, R. & Rodríguez, I. (2001). Plant resources of the Tehuacán-Cuicatlán valley, México. *Economic Botany* 55(1), 129-166.
- Casas, A., Valiente-Banuet, A. & Caballero, J. (2002). Evolutionary Trends in Columnar Cacti under Domestication in South-Central Mexico. En Fleming, T.H. & Valiente-Banuet, A (eds.), Columnar Cacti and Their Mutualism: Evolution, Ecology, and Conservation. (137-161 pp). Tucson, USA: The

University of Arizona Press.

Casas, A. & Parra, F. (2007). Agrobiodiversidad, parientes silvestres y cultura. *LEISA Revista de Agroecología* 23(2), 5-8.

Casas, A., Otero-Arnaiz, A., Pérez-Negrón, E. & Valiente-Banuet, A. (2007). *In situ* Management and Domestication of Plants in Mesoamerica. *Annals of Botany* 100(5), 1101–1115.

Casas, A., Camou, A., Otero-Arnaiz, A., Rangel-Landa, S., Cruse-Sanders, J., Solís, L., Torres, I., Delgado, A., Moreno-Calles, A.I., Vallejo, M., Guillén, S., Blancas, J., Parra, F., Farfán-Heredia, B., Aguirre-Dugua, X., Arellanes, Y. & Pérez-Negrón, E. (2014). Manejo tradicional de biodiversidad y ecosistemas en Mesoamérica: el Valle de Tehuacán. *Investigación Ambiental. Ciencia y Política Pública* 6(2), 23-41.

Casas, A., Torres, I., Delgado-Lemus, A., Rangel-Landa, S., Ilsley, C., Torres-Guevara, J., Cruz, A., Parra, F., Moreno-Calles, A.I., Camou, A., Castillo, A., Ayala-Orozco, B., Blancas, J.J., Vallejo, M., Solís, L., Bullen, A., Ortiz, T. & Farfán, B. (2017). Ciencia para la sustentabilidad: investigación, educación y procesos participativos. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88, 113-128.

Case, R.J., Pauli, G.F. & Soejarto, D.D. (2005). Factors in maintaining indigenous knowledge among ethnic communities of Manus Island. *Economic Botany* 59(4), 356-365.

Ceuterick, M., Vandebroek, I. & Pieroni, A. (2011). Resilience of Andean urban ethnobotanies: A comparison of medicinal plant use among Bolivian and Peruvian migrants in the United Kingdom and in their countries of origin. *Journal of Ethnopharmacology* 136(1), 27-54.

Chege, N. (1994). Africa's non-timber forest economy. *World Watch* 7(4), 19–24.

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). (2017). Biodiversidad Mexicana. ¿Qué es un país megadiverso?. <http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/quees.html>. Fecha de consulta el 12 de agosto de 2017.

Cottom, B. (2001). Patrimonio cultural nacional: el marco jurídico y conceptual. *Derecho y Cultura* (4), 79-107.

Declaración de Nyéléni. 2007. Nyéléni Forum 2007 - Español. <https://nyeleni.org/IMG/pdf/DeclNyeleni-es.pdf>. Fecha de consulta el 5 de julio de 2020.

De Garine, I. & De Garine, V. (1999). Antropología de la alimentación: entre naturaleza y cultura. Alimentación

y cultura: Actas del Congreso Internacional, 1998, Museo Nacional de Antropología, España. La Val de Onsera, Huesca, España. 13-34 pp.

Delang, C.O. (2006). The role of wild food plants in poverty alleviation and biodiversity conservation in tropical countries. *Progress in Development Studies* 6(4), 275–286.

Dempewolf, H., Baute, G., Anderson, J., Kilian, B., Smith, C. & Guarino, L. (2017). Past and Future Use of Wild Relatives in Crop Breeding. *Crop Science* 57(3), 1070-1082.

Ember, C., Ember, M. & Peregrine, P. (2004). Antropología. Pearson Educación S.A., España.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). (1997). The State of the World's Plant Genetic Resources for Food and Agriculture. FAO, Roma, Italia.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación), FIDA (Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola) & PMA (Programa Mundial de Alimentos). (2012). El estado de la inseguridad alimentaria en el mundo 2012. El crecimiento económico es necesario pero no suficiente para acelerar la reducción del hambre y la malnutrición. FAO, Roma, Italia.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) & OPS (Organización Panamericana de la Salud). (2017). Panorama de la Seguridad Alimentaria y Nutricional en América Latina y el Caribe. Santiago de Chile, Chile.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación), FIDA (Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola), UNICEF (Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia), PMA (Programa Mundial de Alimentos) & OMS (Organización Mundial de la Salud). (2018). El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo. Fomentando la resiliencia climática en aras de la seguridad alimentaria y la nutrición. FAO, Roma, Italia.

Ferreira-Júnior, W.S., de Oliveira-Campos, L.Z., Pieroni, A. & Albuquerque, U.P. (2015). Biological and Cultural Bases of the Use of Medicinal and Food Plants. En Albuquerque, U.P., Muniz-de Medeiros, P. y Casas, A. (eds.), *Evolutionary Ethnobiology*. (175-184 pp). Springer: Cham, Switzerland.

Flannery, K.V. (1986). *Guila Naquitz: archaic foraging and early agriculture in Oaxaca, Mexico*. Academic Press, Orlando, USA.

Flores-Hernández, L.A., Lobato-Ortiz, R., García-Zavala, J.J., Molina-Galán, J.D., Sargerman-Jarquín,

- D.M. & Velasco-Alvarado, M.D.J. (2017). Parientes silvestres del tomate como fuente de germoplasma para el mejoramiento genético de la especie. *Revista Fitotecnia Mexicana* 40(1), 83-91.
- García-Canclini, N. (1993). Los usos sociales del patrimonio cultural. En Florescano, E. (comp.), *El patrimonio nacional de México*, vol. I. (41-60 pp). Fondo de Cultura Económica: México.
- García-Castro, N.J. (2011). Plantas Nativas Empleadas en Alimentación en Colombia. Informe Final. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- García-Hilario, F., Cruz-Morales, J., Castro-Ramírez, A.E., Trench-Hamilton, R. & Pacheco-Flores, C. (2016). Crisis del sistema milpero: la erosión biológica y cultural en San Juan de las Nieves, Malinaltepec, Guerrero, México. *Revista de Geografía Agrícola* (57), 113-123.
- Godoy, R., Brokaw, N., Wilkie, D., Colon, D., Palermo, A., Lye, S. & Wei, S. (1998). Of trade and cognition: markets and the loss of folk knowledge among the Tawahka Indians of the Honduran rain forest. *Journal of Anthropological Research* 54(2), 219-234.
- Gomez-Chang, E., Uribe-Estanislao, G.V., Martínez-Martínez, M., Gálvez-Mariscal, A. & Romero, I. (2018). Anti-*Helicobacter pylori* Potential of Three Edible Plants Known as Quelites in Mexico. *Journal of Medicinal Food* 21 (11), 1150-1157.
- Grivetti, L.E. & Ogle, B.M. (2000). Value of traditional foods in meeting macro- and micronutrient needs: the wild plant connection. *Nutrition Research Reviews* 13(1), 31-46.
- Guest, G. (2002). Market integration and the distribution of ecological knowledge within an Ecuadorian fishing community. *Journal of Ecological Anthropology* 6(1), 38-49.
- Guil-Guerrero, J.L. & Torija-Isasa, M.E. (1997). Nutritional composition of leaves of *Chenopodium* species (*C. album* L., *C. murale* L. and *C. opulifolium* Shraeder). *International Journal of Food Sciences and Nutrition* 48(5), 321-327.
- Guízar-Miranda, A. (2009). Obtención y caracterización física y química del almidón de “camote de cerro” (*Dioscorea* spp.). Tesis de Maestría en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Michoacán, Instituto Politécnico Nacional. Michoacán, México.
- Gutiérrez-Díez, A., Sánchez-González, E.I., Torres-Castillo, J.A., Cerda-Hurtado, I.M. & Ojeda-Zacarías, M.D.C. (2015). Genetic diversity of Mexican avocado in Nuevo Leon, Mexico. En Caliskan, M., Kavakli, H., Cevahir Öz, G. y Ozcan, B. (eds.), *Molecular Approaches to Genetic Diversity*. (141-157 pp). IntechOpen: Istanbul University, Turkey.
- Harris, M. (1994). Bueno para comer: enigmas de alimentación y cultura. Alianza Editorial, S.A., Madrid, España.
- Hernández-Ordoñez, S.R. (2009). El protocolo de Nagoya en México: un análisis legal del cumplimiento y el papel de los protocolos comunitarios bioculturales. *Revista de la Facultad de Derecho de México* 69(275), 611-646.
- Hernández-Xolocotzi, E. (2007). La investigación de huarache. *Revista de Geografía Agrícola* (39), 113-116.
- Horton, P. (2017). We need radical change in how we produce and consume food. *Food Security* 9(6), 1323-1327.
- ISE (International Society of Ethnobiology). (2006). International Society of Ethnobiology Code of Ethics (with 2008 additions). <http://ethnobiology.net/code-of-ethics/>. Fecha de consulta el 5 de julio de 2020.
- Iturriaga, J.N. (2012). La cocina mexicana, patrimonio cultural de la Humanidad. En Rubio, L. & Ponce, G. (eds.), *Gestión del patrimonio arquitectónico, cultural y medioambiental: enfoques y casos prácticos*. (153-158 pp). Universidad de Alicante, España y Universidad Autónoma Metropolitana: México.
- Jasso-Arriaga, X. (2018). Análisis y perspectivas para gestionar el turismo biocultural: una opción para conservar el ecosistema forestal de Temascaltepec. *Madera y Bosques* 24(1), 1-14.
- Jaworowska, A., Blackham, T., Davies, I.G. & Stevenson, L. (2013). Nutritional challenges and health implications of takeaway and fast food. *Nutrition Reviews* 71(5), 310-318.
- Laferrère, J.E., Weber, C.W. & Kohlhepp, E.A. (1991). Use and nutritional composition of some traditional Mountain Pima plant foods. *Journal of Ethnobiology* 11(1), 93-114.
- Laferrère, J.E. (1995). A dynamic nonlinear optimization study of mountain Pima subsistence technology. *Human Ecology* 23(1), 1-28.
- La Vía Campesina. (2018). ¡Soberanía alimentaria ya!. Una guía por la soberanía alimentaria. European Coordination Via Campesina, Belgium.
- Lemke, A.K. (2018). Hunter-Gatherers and Archaeology. En Lemke, A.K. (ed.). *Foraging in the past: archaeological studies of hunter-gatherer diversity*.

- (3-10 pp). University Press of Colorado, Louisville: Colorado, USA.
- Łuczaj, Ł., Pieroni, A., Tardío, J., Pardo-de Santayana, M., Sõukand, R., Svanberg, I. & Kalle, R. (2012). Wild food plant use in 21st century Europe: the disappearance of old tradition and the search for new cuisines involving wild edibles. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 81(4), 359-370.
- Lulekal, E., Asfaw, Z., Kelbessa, E. & Van Damme, P. (2011). Wild edible plants in Ethiopia: a review on their potential to combat food insecurity. *Africa Focus* 24(2), 71-121.
- Mapes, C. & Basurto, F. (2016). Biodiversity and Edible Plants of Mexico. En Lira, R., Casas, A. y Blancas, J. (eds.), *Ethnobotany of Mexico: Interactions of People and Plants in Mesoamerica*. (83-88 pp). Springer: New York, USA.
- Martínez-López, J., Martínez-y Ojeda, E., Blancas, J. & Maldonado-Cruz, P. (2016). Variables sociodemográficas y su relación con el número de recursos forestales no maderables en dos comunidades zapotecas de la Sierra Juárez de Oaxaca. *Temas de Ciencia y Tecnología* 20(60), 29-36.
- Mathez-Stiefel, S., Gianella-Malca, C. & Rist, S. (2011). Abriendo nuevas perspectivas para la juventud campesina de los Andes a través de la valorización de los productos de la agrobiodiversidad. *LEISA Revista de Agroecología* 21(1), 34-38.
- Matos-Moctezuma, E. (2013). Patrimonio cultural de México. *Arqueología Mexicana* 21(119), 90-91.
- McCarter, J. & Gavin, M.C. (2011). Perceptions of the value of traditional ecological knowledge to formal school curricula: opportunities and challenges from Malekula Island, Vanuatu. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 7(1), 38.
- McClung-de Tapia, E., Martínez-Yrizar, D., Ibarra-Morales, E. & Adriano-Morán, C.C. (2014). Los orígenes prehispánicos de una tradición alimentaria en la cuenca de México. *Anales de Antropología* 48(1), 97-121.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC., USA.
- Medina, F.X. (2017). Reflexiones sobre el patrimonio y la alimentación desde las perspectivas cultural y turística. *Anales de Antropología* 51(2), 106-113.
- Méndez-Cota, G. (2020). A queer ecological reading of ecocultural identity in contemporary Mexico. En Milstein, T. & Castro-Sotomayor, J. (eds.), *Handbook of Ecocultural Identity*. Routledge, London, UK.
- Mendoza-Mayorga, I., Salgado-Cortés, A., Jiménez-Granados, M., Ortiz-Polo, A. & Ramírez-Moreno, E. (2018). Elaboración de yogurt de pitaya roja (*Hylocereus undatus*). *Educación y Salud Boletín Científico de Ciencias de la Salud del ICSA* 6(12).
- Milton, K. (1993). Diet and primate evolution. *Scientific American* 269(2), 86-93.
- Monroy, R., & Ayala, I. (2003). Importancia del Conocimiento Etnobotánico Frente al Proceso de Urbanización. *Etnobiología* 3(1), 79-92.
- Nassif, F. & Tanji, A. (2013). Gathered food plants in Morocco: the long forgotten species in ethnobotanical research. *Life Sciences Leaflets* 3, 17-54.
- Navarrete-Linares, F. (2008). Los pueblos indígenas de México. Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas, D.F., México.
- Nguyen, M.L.T. (2003). Comparison of Food Plant Knowledge Between Urban Vietnamese Living in Vietnam and in Hawai'i. *Economic Botany* 57(4), 472-480.
- Odum, E.P. (1972). *Ecología*. 3 edición. Nueva Editorial Interamericana, S.A. de C.V., D.F., México.
- Ogle, B. M., Tuyet, H.T., Duyet, H.N. & Dung, N.N.X. (2003). Food, feed or medicine: the multiple functions of edible wild plants in Vietnam. *Economic Botany* 57(1), 103-117.
- Oliva-Chávez, O.H. & Frago-Díaz, S. (2013). Consumo de comida rápida y obesidad, el poder de la buena alimentación en la salud. *Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo* 4(7), 176-199.
- Pardo-de Santayana, M. & Gómez-Pellón, E. (2003). Etnobotánica: aprovechamiento tradicional de plantas y patrimonio cultural. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 60(1), 171-182.
- Pieroni, A. & Quave, C.L. (2006). Functional foods or food medicines? On the consumption of wild plant among Albanians and Southern Italians in Lucania. En Pieroni, A. y Price, L. (eds.), *Eating and healing: traditional food as medicine*. (101-129 pp). Haworth Press: New York, USA.
- Pingali, P. (2007). Westernization of Asian diets and the transformation of food systems: Implications for research and policy. *Food Policy* 32(3), 281-298.
- Pío-León, J.F., Díaz-Camacho, S.P., López-López,

- M.A., Uribe-Beltrán, M.J., Willms, K., López-Angulo, G., Montes-Avila, J. & Delgado-Vargas, F. (2013). Actividad antibacteriana de extractos de frutos de nanchi (*Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth), arrayán (*Psidium sartorianum* (O. Berg) Nied.) y ayale (*Crescentia alata* Kunth). *Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas* 12(4), 356-364.
- Procheş, Ş., Wilson, J.R.U., Vamosi, J.C. & Richardson, D.M. (2008). Plant diversity in the human diet: weak phylogenetic signal indicates breadth. *Bioscience* 58(2), 151-159.
- Quinlan, M.B. & Quinlan, R.J. (2007). Modernization and medicinal plant knowledge in a Caribbean horticultural village. *Medical Anthropology Quarterly* 21(2), 169-192.
- Redžić, S. (2010). Use of wild and semi-wild edible plants in nutrition and survival of people in 1430 days of siege of Sarajevo during the war in Bosnia and Herzegovina (1992-1995). *Collegium Antropologicum* 34(2), 551-570.
- REMHI (Informe del Proyecto Interdiocesano de Recuperación de la Memoria Histórica). (1998). Guatemala: Nunca más. Oficina de Derechos Humanos del Arzobispado de Guatemala, Guatemala.
- Reyes-García, V., Vadez, V., Huanca, T., Leonard, W.R. & McDade, T. (2007). Economic Development and Local Ecological Knowledge: A Deadlock? Quantitative Research from a Native Amazonian Society. *Human Ecology* 35(3), 371-377.
- Reyes-García, V. (2009). Conocimiento ecológico tradicional para la conservación: dinámicas y conflictos. *Papeles* (107), 39-55.
- Reyes-García, V., Kightley, E., Ruiz-Mallén, I., Fuentes-Peláez, N., Demps, K., Huanca, K.T. & Martínez-Rodríguez, M.R. (2010). Schooling and local environmental knowledge: Do they complement or substitute each other?. *International Journal of Educational Development* 30(3), 305-313.
- Rivera, J.A., Muñoz-Hernández, O., Rosas-Peralta, M., Aguilar-Salinas, C.A., Popkin, B.M. & Willett, W.C. (2008). Consumo de bebidas para una vida saludable: recomendaciones para la población mexicana. *Boletín Médico del Hospital Infantil de México* 65(3), 208-237.
- Rivera, G., Bocanegra-García, V. & Monge, A. (2010). Traditional plants as source of functional foods: a review. *Journal of Food* 8(2), 159-167.
- Sahagún, B. de. (1577). Historia general de las cosas de Nueva España. <https://www.wdl.org/en/item/10096/>. Fecha de consulta el 15 de junio de 2020.
- Sánchez-Álvarez, M. (2012). Patrimonio biocultural de los pueblos originarios de Chiapas: retos y perspectivas. En Ávila-Romero, A. y Vázquez, L.D. (coords.), Patrimonio biocultural, saberes y derechos de los pueblos originarios. (83-98 pp). Universidad Intercultural de Chiapas: Chiapas, México.
- Saynes-Vásquez, A., Caballero, J., Meave, J.A. & Chiang, F. (2013). Cultural change and loss of ethnoecological knowledge among the Isthmus Zapotecs of Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 9(1), 40.
- Schlebusch, C.M., Malmström, H., Günther, T., Sjödin, P., Coutinho, A., Edlund, H., Munters, A.R., Vicente, M., Steyn, M., Soodyall, H., Lombard, M. & Jakobsson, M. (2017). Southern African ancient genomes estimate modern human divergence to 350,000 to 260,000 years ago. *Science* 358(6363), 652-655.
- Schulp, C.J., Thuiller, W. & Verburg, P.H. (2014). Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. *Ecological Economics* 105, 292-305.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2011). Protocolo de Nagoya sobre Acceso a los Recursos Genéticos y Participación Justa y Equitativa en los Beneficios que se Deriven de su Utilización al Convenio sobre la Diversidad Biológica: texto y anexo. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Montreal, Canadá.
- Shaheen, S., Ahmad, M. & Haroon, N. (2017). Edible Wild Plants: An alternative approach to food security. Springer: Switzerland.
- Silvestri, L.C. (2017). Protocolo de Nagoya: desafíos originados a partir de un texto complejo, ambiguo y controversial. *Anuario Mexicano de Derecho Internacional* 17, 697-716.
- Smith, N.M. (1991). Ethnobotanical field notes from the Northern Territory, Australia. *Journal of the Adelaide Botanic Garden* 14(1), 1-65.
- SOLAE (Sociedad Latinoamericana de Etnobiología). (2016). Código de Ética para la investigación, la investigación-acción y la colaboración etnociencia en América Latina. *Etnobiología* 4(1), 5-30.
- Srithi, K., Balslev, H., Wangpakapattanawong, P., Srisanga, P. & Trisonthi, C. (2009). Medicinal plant knowledge and its erosion among the Mien (Yao) in northern Thailand. *Journal of Ethnopharmacology* 123(2), 335-342.
- Sternberg, R.J., Nokes, C., Geissler, P.W., Prince, R., Okatcha, F., Bundy, D.A. & Grigorenko, E.L. (2001). The relationship between academic and practical

- intelligence: A case study in Kenya. *Intelligence* 29(5), 401-418.
- Strait, D.S., Weber, G.W., Neubauer, S., Chalk, J., Richmond, B.G., Lucas, P.W., Spencer, M.A., Schrein, C., Dechow, P., Ross, C.F., Grosse, I., Wright, B.W., Constantino, P., Wood, B., Lawn, B., Hylander, W.L., Wang, Q., Byron, C., Slice, D.E. & Smith, A.L. (2009). The feeding biomechanics and dietary ecology of *Australopithecus africanus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(7), 2124–2129.
- Tardío, J., Pardo-de Santayana, M. & Morales, R. (2006). Ethnobotanical review of wild edible plants in Spain. *Botanical Journal of the Linnean Society* 152(1), 27–71.
- Theien, I. (2009). Food rationing during World War two: a special case of sustainable consumption?. *Anthropology of Food* (S5).
- Tinoco, A., Casas, A., Luna, R. & 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(5), 525–538.
- Toledo, V.M. & Barrera-Bassols, N. (2008). La memoria biocultural: la importancia ecológica de las sabidurías tradicionales. Vol. 3. Icaria Editorial. Barcelona, España.
- Torres, G., Madrid de Zito-Fontán, L. & Santoni, M. (2004). El alimento, la cocina étnica, la gastronomía nacional. Elemento patrimonial y un referente de la identidad cultural. *Scripta Ethnologica* (26), 55-66.
- Turner, N.J., Plotkin, M. & Kuhnlein, H.V. (2013). Global environmental challenges to the integrity of Indigenous Peoples' food systems. En Kuhnlein, H.V., Erasmus, B., Spigelski, D. & Burlingame, B. (eds.), *Indigenous Peoples' food systems and well-being: interventions and policies for healthy communities*. (25-38 pp). Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy.
- Tutin, C.E. & Fernandez, M. (1993). Composition of the diet of chimpanzees and comparisons with that of sympatric lowland gorillas in the Lopé Reserve, Gabon. *American Journal of Primatology* 30(3), 195-211.
- Ulloa-Ulloa, C., Acevedo-Rodríguez, P., Beck, S., Belgrano, M.J., Bernal, R., Berry, P.E., Brako, L., Celis, M., Davidse, G., Forzza, R.C., Gradstein, S.R., Hokche, O., León, B., León-Yáñez, S., Magill, R.E., Neill, D.A., Nee, M., Raven, P.H., Stimmel, H., Strong, M.T., Villaseñor, J.L., Zarucchi, J.L., Zuloaga, F.O. & Jørgensen, P.M. (2017). An integrated assessment of the vascular plant species of the Americas. *Science* 358(6370), 1614–1617.
- UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura). (2014). *Indicadores UNESCO de Cultura para el Desarrollo: Manual Metodológico*. UNESCO, París, Francia.
- Uprety, Y., Poudel, R.C., Shrestha, K.K., Rajbhandary, S., Tiwari, N.N., Shrestha, U.B. & Asselin, H. (2012). Diversity of use and local knowledge of wild edible plant resources in Nepal. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 8(1), 16.
- Valencia, M.E., Atondo, J.L. & Hernández, G. (1985). Nutritive value of *Zostera marina* and Cardon (*Pachycereus pringlei*) as consumed by the Seri Indians in Sonora Mexico. *Ecology of Food and Nutrition* 17(2), 165-174.
- Van den Eyden, V. & Cueva, E. (2008). Las plantas en la alimentación. En de la Torre, L., Navarrete, H., Muriel, P., Maciá, M.J. & Balslev, H. (eds.), *Enciclopedia de las Plantas Útiles del Ecuador*. (62-66 pp). Herbario QCA de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Herbario AAU del Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Aarhus: Quito, Ecuador y Aarhus, Dinamarca.
- Vibrans, H. (2016). Ethnobotany of Mexican Weeds. En Lira, R., Casas, A. y Blancas, J. (eds.), *Ethnobotany of Mexico: Interactions of People and Plants in Mesoamerica*. (287-312 pp). Springer: New York, USA.
- Voeks, R.A. & Leony, A. (2004). Forgetting the forest: Assessing medicinal plant erosion in Eastern Brazil. *Economic Botany* 58(1), 294-306.
- Vorstenbosch, T., de Zwarte, I., Duistermaat, L. & van Andel, T. (2017). Famine food of vegetal origin consumed in the Netherlands during World War II. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 13(1), 63.
- Weber, C.W., Ariffin, R.B., Nabhan, G.P., Idouraine, A. & Kohlhepp, E.A. (1996). Composition of Sonoran desert foods used by Tohono O'odham and Pima Indians. *Ecology of Food and Nutrition* 35(2), 95-104.
- Wester, L. & Yongvanit, S. (1995). Biological diversity and community lore in northeastern Thailand. *Journal of Ethnobiology* 15(1), 71-88.
- Wyndham, F.S. (2010). Environments of Learning: Rarámuri Children's Plant Knowledge and Experience of Schooling, Family, and Landscapes in the Sierra Tarahumara, Mexico. *Human Ecology* 38(1), 87-99.
- You-Kai, X., Guo-Da, T., Hong-Mao, L., Kang-La, Y. & Xiang-Sheng, D. (2004). Wild vegetable resources and market survey in Xishuangbanna, Southwest China.

Economic Botany 58(4), 647-667.

Zárate, S., Pérez-Nasser, N. & Casas, A. (2005). Genetics of wild and managed populations of *Leucaena esculenta* subsp. *esculenta* (Fabaceae; Mimosoideae) in La Montaña of Guerrero, Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution* 52(7), 941–957.

Zent, S. (2001). Acculturation and Ethnobotanical Knowledge Loss among the Piaroa of Venezuela: Demonstration of a Quantitative Method for the Empirical Study of Traditional Environmental Knowledge Change. En Maffi, L. (ed.), *On Biocultural Diversity: Linking Language, Knowledge, and the Environment*. (190–211 pp). Smithsonian Institution Press: Washington, USA.

Zent, S. & López-Zent, E. (2004). Ethnobotanical Convergence, Divergence, and Change Among the Hoti of the Venezuelan Guayana. En Maffi, L. y Carlson, T.J.S. (eds.), *Ethnobotany and Conservation of Biocultural Diversity*. (37-78 pp). New York Botanical Garden Press: New York, USA.

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ICTIOFAUNISTICA DEL ESTERO DE TUMILCO, TUXPAN, VERACRUZ, MÉXICO

STRUCTURE OF THE FISH COMMUNITY OF THE ESTUARY TUMILCO, TUXPAN, VERACRUZ, MEXICO

Jimmy Argüelles-Jiménez^{1,3*}, Fredi J. Osorio-Hernandez² y Vicencio de la Cruz-Francisco²

¹Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Hidalgo 617, Col. Río Jamapa, C.P. 94290, Boca del Río, Veracruz, México.

²Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Campus Tuxpan, Universidad Veracruzana. Carr. Tuxpan-Tampico km 7.5, Col. Universitaria CP. 92860, Tuxpan, Veracruz, México.

³Instituto Tecnológico de Boca del Río, Kilómetro 12 Carretera Veracruz-Córdoba. CP 94290, Boca del Río, Veracruz, México

*Autor para correspondencia: cayix24@gmail.com

RECIBIDO:

RESUMEN

7/Mayo/2020

ACEPTADO:

20/Mayo/2020

PALABRAS CLAVE:

Ictiofauna,
estructura de la
comunidad,
pesca,
Tumilco,
Tuxpan

KEYWORDS:

Ichthyofauna,
community structure,
fishing,
Tumilco, Tuxpan

Los estuarios contienen una gran diversidad de especies, sin embargo, el conocimiento de su estructura comunitaria íctica es limitado. Por tal motivo, el presente estudio describe por primera vez la estructura comunitaria íctica del estero de Tumilco. A través de 25 muestreos entre diciembre del 2012 y junio del 2013 se llevaron a cabo capturas con atarraya en dos zonas. Los organismos capturados fueron identificados, caracterizados y posteriormente depositados en la colección de peces de la Universidad Veracruzana. La estructura de la comunidad de peces se estableció a través de su riqueza específica, abundancia, estructura trófica, tallas y biomasa. La caracterización pesquera se abordó aplicando encuestas al 38% de los ejidatarios que practican la pesca en la comunidad Ejido Cerro de Tumilco. Se capturaron un total de 209 organismos, representando 11 familias, 14 géneros y 18 especies, de las cuales *Amphiarius phrygiatus* se considera un nuevo registro para el golfo de México. Destacaron *Oreochromis niloticus* y *Megalops atlanticus* por sus valores de captura y biomasa. Con relación a la longitud total destacaron *M. atlanticus* (29.97±12.21 cm), *Guavina guavina* (28 cm) y *Ariopsis felis* (26.7 cm). Los peces carnívoros fueron más diversos, sin embargo, los detritívoros dominaron en términos de capturas absolutas y biomasa. La pesca artesanal practicada en Tumilco es para autoconsumo, dirigiéndose a diversas especies de las familias Gerreidae, Centropomidae, Cichlidae y Mugilidae. Considerando los rangos de talla usualmente capturados podría inferirse una fuerte presión pesquera, dirigida principalmente hacia juveniles. La información generada puede ser usada para el manejo de recursos en ambientes que son utilizados como zonas de crianza.

ABSTRACT

Estuaries contain a great diversity of species, however, the knowledge of their ichthyofaunal community structure is limited. For this reason, the present study describes for the first time, the fish community structure of the Tumilco estuary. Twenty-five samples were taken by means of using atarraya catches in two zones between December 2012 and June 2013, net catches were carried out in two zones. The captured organisms were identified, characterized and later deposited in the fish collection of the Universidad Veracruzana. The structure of the fish community was established through its specific richness, abundance, size and biomass. Meanwhile, the fishing characterization was addressed through surveys applied to 38% of the ejidatarios who practice fishing in the Ejido Cerro de Tumilco community. A total of 209 organisms were captured, representing 11 families, 14 genera and 18 species, of which *Amphiarius phrygiatus* is considered a new record for the Gulf of Mexico. *Oreochromis niloticus* and *Megalops atlanticus* stood out for their capture values and biomass. In relation to the total length, *M. atlanticus* (29.97±12.21 cm), *Guavina guavina* (28 cm) and *Ariopsis felis* (26.7 cm) stood out. Carnivorous fish were more diverse, however, detritivores dominated in terms of absolute catches and biomass. The artisanal fishing practiced in Tumilco is for self-consumption, targeting various species of the families Gerreidae, Centropomidae, Cichlidae and Mugilidae. Considering the size ranges usually captured, a strong fishing pressure could be inferred, mainly directed towards juveniles. The information generated can be used for resource management in environments that are used as nursery zones.

INTRODUCCIÓN

Entre los ecosistemas costeros de Veracruz destacan los sistemas estuarinos representados por lagunas costeras, ríos y esteros, los cuales han representado un sustento importante para los asentamientos humanos aledaños (Lara-Domínguez et al., 2011a). Estas zonas donde confluyen los ambientes marinos y dulceacuícolas se caracterizan por una elevada productividad, una alta diversidad y riqueza específica (Hester y Copeland, 1975; Lara-Domínguez et al., 2011b), que las convierte en importantes áreas de pesca (Thayer et al., 1984). La actividad pesquera veracruzana ha alcanzado niveles de producción del orden de 150 000 t en la última década (Lango y Castañeda, 2011) y más del 90 % de la captura corresponde a la pesca ribereña, la cual está conformada por especies dulceacuícolas, marinas y estuarinas. Este último grupo comprende una gran diversidad de peces tanto residentes como temporales, que transitan entre diferentes gradientes de salinidad derivados de sus patrones migratorios (Quiroga et al., 2002).

Numerosos estudios describen la estructura de las comunidades ícticas lagunares de Veracruz (Reséndez y Kobelkowsky, 1991; Quiroga et al., 2002; Lara-Domínguez et al., 2011a, 2011b; Lango y Castañeda, 2011; Abarca-Arenas et al., 2012), mientras que para el norte de Veracruz se ha abordado la ictiofauna de la laguna de Tamiagua (Ocaña-Luna y Sánchez-Ramírez, 2003, 2016), la laguna Tampamachoco (Román et al., 2006) y el río Tuxpan (González-Gándara et al., 2012). Estos últimos dos cuerpos de agua tienen una relativa conexión con el estero de Tumulco, por lo que el estero tiene el potencial de ser un reservorio de diversidad íctica, sin embargo, esto solo se puede inferir ya que no existen estudios ictiológicos. El estero de Tumulco forma parte de la cuenca del Río Tuxpan y, por asociación con la vegetación de manglar, forma un espacio que es ocupado permanente o temporalmente por los peces, posiblemente con fines de reproducción, alimentación y/o refugio. Considerando los vacíos de información, el presente estudio, aporta los primeros datos de la ictiofauna del estero de Tumulco, Veracruz, considerando atributos de la riqueza, valores de captura, tallas, biomasa, estructura trófica, y así mismo tiene el fin de caracterizar la pesquería asociada. La información generada puede ser útil para generar medidas de manejo pesquero, tomando al estero de Tumulco como referencia para la región norte de Veracruz.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estero de Tumulco forma parte del área de drenaje/inundación del Río Tuxpan y se ubica geográficamente entre los 20°56'39.28" N y los 97°21'17.53" W y entre los 20°54'46.03" N y los 97°19'21.15" W. En función de su longitud y forma se puede dividir en tres secciones: canal principal o de entrada, brazo corto (estación A) y largo (B). De dichas secciones, la

actividad pesquera artesanal solo se lleva a cabo en las zonas A y B (Figura 1). A su vez, y para fines prácticos dichas zonas fueron clasificadas en cinco estaciones en función de la longitud de sus brazos, de esta manera el brazo corto tiene dos estaciones (A1 y A2) y el brazo largo tiene tres estaciones (B1, B2 y B3).

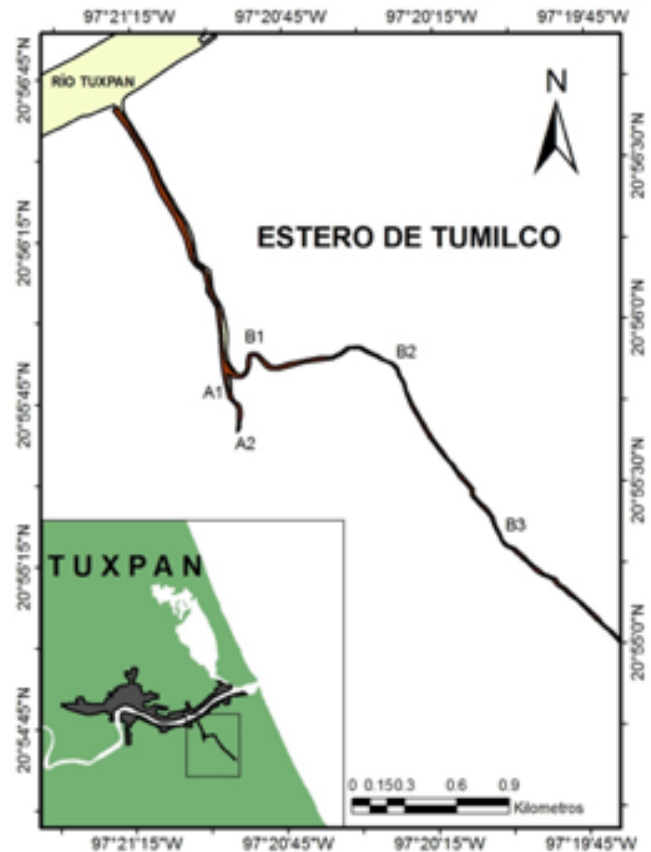


Figura 1. Estaciones de muestreo ubicadas en el estero de Tumulco de Tuxpan, Veracruz.

Diseño de muestreo

Debido a problemas logísticos solo se estudió el periodo de diciembre del 2012 a junio del 2013, donde se realizaron de tres a cuatro muestreos mensuales por estación. Para lo anterior se utilizó una embarcación de 18 pies de eslora. En cada estación de muestreo se realizaron 10 lances con una atarraya de 4 pulgadas en su luz de maya y una abertura de boca de 8 m de diámetro. Los organismos capturados fueron etiquetados, medidos, pesados y posteriormente fijados en formol al 40% (excepto los ejemplares de *Megalops atlanticus* que fueron liberados posterior a ser pesados). Posteriormente, fueron trasladados al laboratorio donde se identificaron siguiendo las guías y claves de la FAO (2002a, 2002b), Miller et al., (2009) y la base electrónica de Froese y Pauly (2020). Los organismos colectados fueron depositados en la colección de peces de la Universidad Veracruzana (González-Gándara et al., 2016).

Estructura de la comunidad de peces

Una vez identificadas las especies se elaboró un listado taxonómico siguiendo el ordenamiento superior (ordenes y familias) propuesto por Fricke et al. (2020), mientras que los géneros y las especies se ordenaron alfabéticamente. Para establecer si el esfuerzo de muestreo fue el adecuado se comparó la riqueza observada o muestreada con el valor promedio de la estimada (Chao 1 y Jackknife 2), por medio del programa PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006). Para evaluar la representatividad de las especies observadas (Sob) contra las estimadas (Ses) de manera porcentual se empleó la siguiente fórmula: $Rep = Sob/Ses * 100$.

La estructura comunitaria se midió de manera general, por estaciones y meses a través de comparaciones de su riqueza específica, valores de captura, biomasa y tallas de captura (longitud total). Las especies de mayor importancia con base a sus valores de captura y biomasa se determinaron por medio de un análisis de similitud porcentual (SIMPER), al 90% utilizando el programa PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006).

Para determinar el grupo trófico (GT) de cada especie capturada, se creó una matriz de dieta usando los valores alimentarios de la base de datos electrónica de Froese y Pauly (2020). Posteriormente se realizó un cluster con base a la distancia de Bray Curtis, los grupos resultantes se nombraron en función de tamaños y dietas. Para determinar los GT de mayor incidencia en la captura pesquera de manera espacial y mensual se realizó un SIMPER, al 90% utilizando el programa PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006).

Actividad pesquera

La comunidad del ejido cerro de Tumilco se encuentra compuesta aproximadamente por 250 personas de las cuales 65 practican la pesca de manera continua o esporádica. Considerando solo la población que practica la pesca se aplicaron un total de 25 encuestas, lo cual representa el 38.46% de la población pesquera total. Las preguntas formuladas se enfocaron a establecer las especies de interés pesquero, zonas de pesca, horas invertidas, artes de pesca, tallas de captura y destino final del producto capturado.

RESULTADOS

Estructura de la comunidad de peces

En total se capturaron un total de 209 ejemplares representando ocho ordenes, 11 familias, 14 géneros y 18 especies de los cuales *Amphiarius phrygiatus* se considera un nuevo registro para el golfo de México (Tabla 1). Los estimadores no paramétricos (Chao 1 y Jackknife 2) establecen que la riqueza podría aumentar a 23 especies en promedio, por lo que la representatividad de lo obtenido con lo estimado es de un 78.26 % (Figura 2).

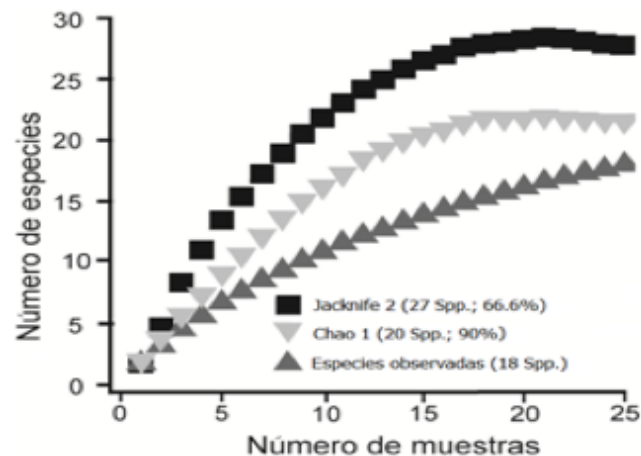


Figura 2. Curva acumulativa de especies observadas y esperadas con sus valores de representatividad para el estero de Tumilco, Veracruz. Promedio de especies estimadas = 23 especies (78.26 %).

La mayor riqueza y abundancia se capturó en las estaciones A2 y B2 mientras que los valores más bajos se obtuvieron en A1 y B1. A nivel temporal destaca el mes de marzo con 16 spp. y 117 organismos colectados, y aunque durante en abril y mayo se presentaron valores bajos de abundancia y riqueza, en febrero y junio no se capturaron organismos (Tabla 2), lo que podría indicar procesos de migración hacia los cuerpos de agua más cercanos (e. g. río Tuxpan, laguna de Tampamachoco, el mar).

Las especies más importantes por sus valores de captura y biomasa determinadas a través del SIMPER al 90% fueron: *Oreochromis niloticus* (68.85 y 68.48%), *Megalops atlanticus* (18.48 y 20.11%) y *Diapterus auratus* (7.02 y 6.28%). A nivel de estaciones *O. niloticus* destacó en B1, B3 y A2 mientras que *M. atlanticus* lo fue en B2. Con relación a la temporalidad destacan ocho especies, de ellas *O. niloticus* sobresale en los meses de diciembre y abril, *M. atlanticus* en los meses de enero y febrero, y *D. auratus* en mayo (Figura 3).

En general la mayoría de las especies presentaron una longitud total (Lt) inferior a 25 cm, exceptuando a *M. atlanticus*, *Guavina guavina* y *Ariopsis felis* (Figura 4). La variación en la Lt de *M. atlanticus* sugiere una estratificación de tallas dado que los individuos de mayor talla (39.11 ± 8.3 ; 36.07 ± 14.23 cm) se presentaron en las estaciones medias (A2 y B2), los individuos medianos (28.43 ± 5.06 ; 28 cm) se distribuyeron al inicio de cada brazo (A1 y B1) y los individuos de menor Lt (19.25 ± 6.48 cm) se presentaron al final del estero (B3) (Figura 5).

Con relación a su alimentación, las 18 especies registradas se clasificaron en siete grupos tróficos (Figura 6). La mayor riqueza específica correspondió a los peces carnívoros (11 spp.) y la menor en los

omnivoros (2 spp.). El análisis SIMPER al 90% aplicado a sus valores de captura y biomasa establece que los grupos más importantes son los detritívoros 1 (70 %), carnívoros 1 (15%) y detritívoros 2 (10 %). A nivel de estaciones destacan los detritívoros 1 para todas las estaciones, seguidos de los carnívoros 1 y detritívoros 2 en las estaciones A2 y B1. Por otro lado, los peces carnívoros 1 fueron más importantes en B2 (Tabla 3). La importancia de dichos grupos es similar a nivel mensual, debido a ello los detritívoros 1 dominan diciembre y abril, mientras que en enero y mayo codominan con los carnívoros 1 y los detritívoros 2 respectivamente. Durante marzo la incidencia en la captura entre los cuatro grupos tróficos tiende a ser similar (Tabla 3).

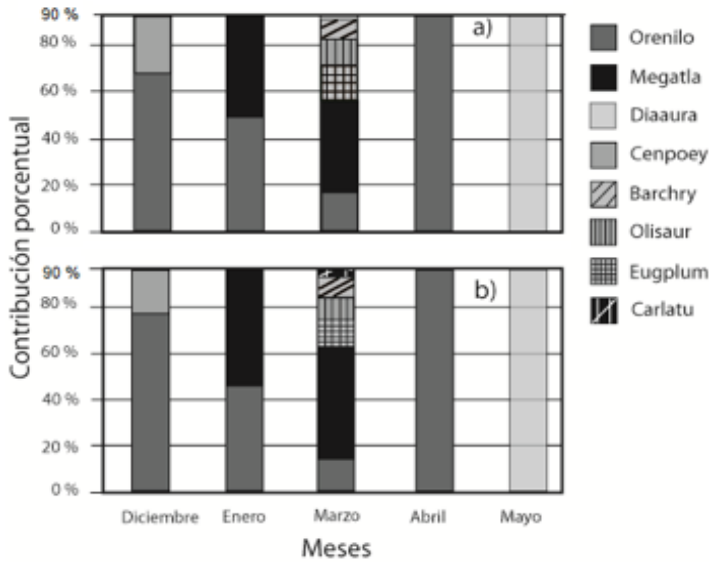


Figura 3. a) Abundancia y b) biomasa temporal de las especies capturadas en Tumilco. Las claves de las especies se encuentran en la Tabla 1.

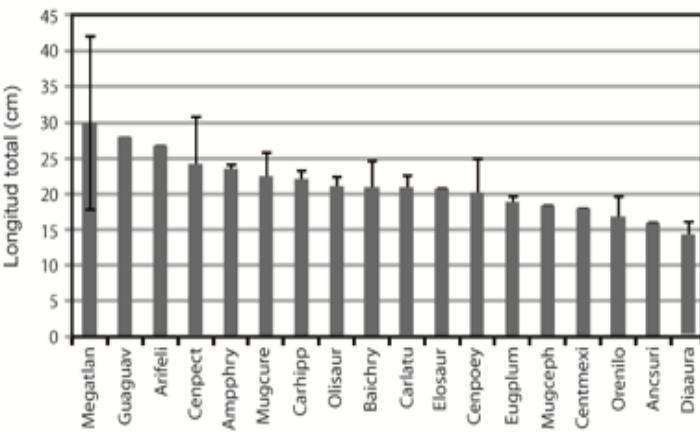


Figura 4. Longitud total promedio y error estándar de las especies capturadas en Tumilco. Las claves de las especies se encuentran en la Tabla 1.

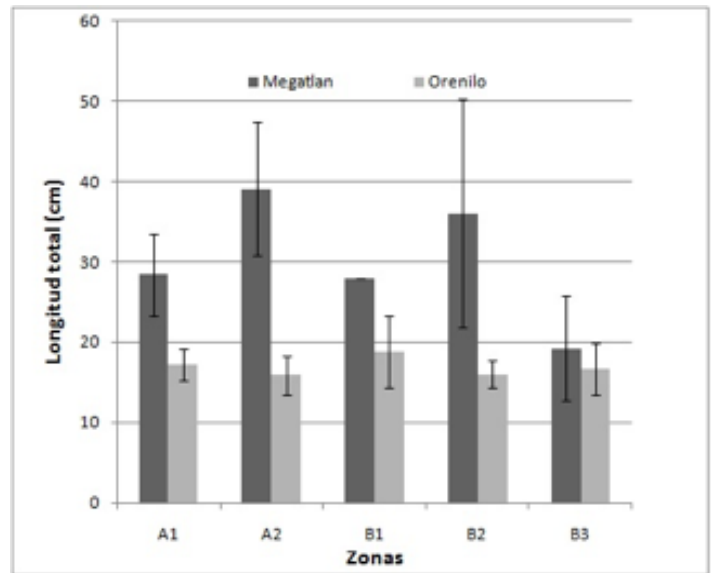


Figura 5. Longitud promedio y error estándar de las especies de peces más importantes por estaciones en el estero de Tumilco.

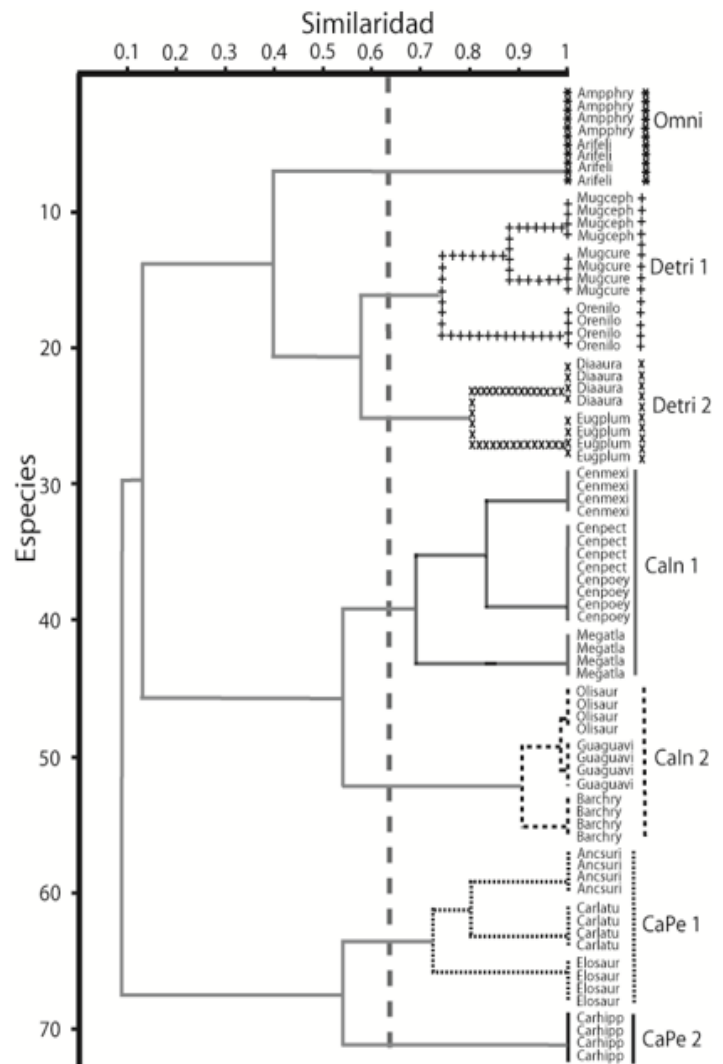


Figura 6. Grupos tróficos de peces obtenidos a partir de los porcentajes de los ítems alimenticios homologado al criterio de Opitz (1991) (coeficiente de correlación de 0.85). Las claves de las especies y grupos tróficos se encuentran en la Tabla 1.

Tabla 1. Listado taxonómico de los peces de Tumulco y su clasificación trófica. * Nuevo registro para el golfo de México. GT: grupo trófico; Omni: omnívoro, Detri: detritívoros, Detri2: detritívoros 2, CaIn1: carnívoros intermedios 1, CaIn2: carnívoros intermedios 2, CaPe1: carnívoros pequeños 1, CaPe2: carnívoros pequeños 2.

Orden	Familia	Especie	Clave	GT
Elopiformes	Elopidae	<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	Elosaur	CaPe1
	Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	Megatla	CaIn1
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchovia surinamensis</i> (Bleeker, 1865)	Ancsuri	CaPe1
Siluriformes	Ariidae	<i>Amphiarius phrygiatus</i> (Valenciennes, 1840)*	Ampphry	Omni
		<i>Ariopsis felis</i> (Linnaeus, 1766)	Arifeli	Omni
Gobiiformes	Eleotridae	<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)	Guaguavi	CaIn2
Carangiformes	Centropomidae	<i>Centropomus mexicanus</i> Bocourt, 1868	Cenmexi	CaIn1
		<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	Cenpect	CaIn1
		<i>Centropomus poeyi</i> Chavez 1961	Cenpoey	CaIn1
	Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch y Schneider, 1801)	Olisaur	CaInt2
		<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	Carhipp	CaPe2
		<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	Carlatu	CaPe1
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	Mugceph	Detri1
		<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	Mugcure	Detri1
Cichliformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Orenilo	Detri1
Perciformes	Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	Diaaura	Detri2
		<i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1830)	Eugplum	Detri2
	Sciaenidae	<i>Bairdiella chrysoura</i> (Lacepède, 1802)	Barchry	CaIn2

Tabla 2. Riqueza específica (S) y Valores de Captura (VC) por estaciones y meses en el estero de Tumulco, Tuxpan, Veracruz. Durante los meses de febrero y junio no se capturaron organismos.

Estación	S	VC	Mes	S	VC
A1	5	31	Diciembre	5	55
A2	4	45	Enero	3	25
B1	8	34	Marzo	16	117
B2	11	58	Abril	1	6
B3	9	41	Mayo	3	6

Actividad pesquera

En el ejido Cerro de Tumulco la población que se dedica a la pesca usan como principal arte de pesca la atarraya (93%). Dentro de las especies de interés pesquero se encuentra el complejo denominado mojarras (*Diapterus auratus-Euguerres plumieri*; 31%), el complejo denominado robalos (*Centropomus pectinatus*, *C. poeyi* y *C. mexicanus*; 48%), así como la tilapia (*O. niloticus*; 10%), el camarón (6 %), la jaiba (3%) y la lebrancha (*Mugil curema*; 3%). La actividad pesquera se enfoca

principalmente en las estaciones B (brazo largo; 80%), mientras que el 13 % de la población tiende a pescar en el brazo A. En el brazo B las zonas de pesca ocurren en B3 (46%) y B2 (46%), mientras que en la estación A practican la actividad de forma azarosa (80%).

La periodicidad de la actividad pesquera es variada, la mayor parte de la población lo hace de manera quincenal (54%) y el resto cada tercer día (34%) o de manera mensual (12%). En general los pescadores invierten de tres (53%) a cuatro horas (27%), o inclusive

hasta una mañana (20 %) cuando la captura es baja. A pesar de que la tilapia (*O. niloticus*) no es una de las especies objetivo más valoradas, pero si abundante, el 67 % de los entrevistados considera que la mayor captura la obtienen durante la temporada invernal. En general, las capturas se concentran en organismos de tallas medianas (66%) y en menor importancia a los grandes (27%). Mientras que los individuos de pequeño tamaño son devueltos al estero (73 %) excepto, cuando no tienen recursos económicos por lo que se destinan para consumo (27 %).

La captura pesquera se destina en mayor importancia para el consumo familiar (80 %) y pocas veces es usada para la venta (20 %) dado que el precio del producto ya sea tilapia o robalo depende de la temporada (MXN\$45.00 a \$80.00 kg); sumado a ello, deben invertir tiempo a la venta, la cual suele ser ofreciendo el producto de casa en casa o en su defecto, negociar la venta con locatarios y ver sus ingresos reducidos.

DISCUSIÓN

Estructura de la comunidad íctica

Estudios en sistemas estuarinos han utilizado diversas artes de pesca (e. g. atarraya, red agallera, red de cerco, nasas) para obtener listados completos de su ictiofauna (López-López et al., 1991; Franco-López y Chávez-López, 1992; Pérez-Hernández y Torres-Orozco, 2000), sin embargo, en el estero de Tumilco las ramas y troncos hundidos dificultaron el uso de diversas de artes de pesca que se probaron en un muestreo piloto. A pesar de ello, la atarraya mostro ser un adecuado arte de pesca que permitió moverse rápido entre estaciones y capturar organismos exceptuando los meses de febrero y junio. La falta de capturas durante estos meses podría explicarse por eventos migratorios locales hacia cuerpos de agua cercanos como el río Tuxpan, la laguna de Tampamachoco tal y como sucede con los mugilidos de la región (Ibáñez et al., 2012).

Con relación a la riqueza específica, los estimadores no paramétricos (Jackknife 2 y Chao 1) sugieren una riqueza promedio de 23 especies de peces, la cual es superior a las 18 especies registradas; dicha riqueza equivale el 4% de la riqueza registrada para los sistemas estuarinos y lagunares de México (Fuentes-Mata, 1991) y entre el 10 y 16 % a la estimada por Franco-López y Chávez-López (1992) y Pérez-Hernández y Torres-Orozco (2000) para las lagunas de Tampamachoco y Tamiahua respectivamente. La diferencia en los valores de riqueza puede derivarse del esfuerzo de muestreo que abarcó siete meses, sumándole a ello el uso de un solo arte de pesca, por lo que al incrementar el número de estudios y artes de pesca se incrementara el número de especies. A pesar de la baja riqueza registrada, el presente estudio registra por primera vez a *A. phrygiatus* para las aguas del golfo de México; esta especie ha sido descrita como endémica del sureste del Mar Caribe distribuyéndose desde la parte más baja del delta del Orioco (Venezuela)

hasta la desembocadura del río Amazonas en Brasil (FAO, 2002b; Froese y Pauly, 2020). Aunque este nuevo registro tiene una distribución natural restringida, no es la primera vez que se han registrado en el golfo de México especies del sureste del Caribe, ejemplos de ello son el chaenopsido *Protemblemaria punctata* registrado en un arrecife de Veracruz (Argüelles-Jiménez et al., 2020), y la esponja *Amorphinis atlantica* registrada en la laguna de Tampamachoco (de la Cruz-Francisco et al., 2019). Aunque los mecanismos de dispersión natural de las tres especies puedan ser diferentes, su presencia en el golfo de México podría indicar que se debe a un efecto de la globalización marina (e. g. transporte de especies no nativas a través de buques y/o plataformas petroleras, comercio de especies) tal y como sugiere Argüelles-Jiménez et al. (2020).

Los altos valores de riqueza específica, abundancia y biomasa obtenidos en la estación B2, y durante el mes de mayo sugieren que existe un gradiente de distribución espacio temporal que pudiese estar modulado por regímenes de lluvia, marea, conectividad marina, depredación, entre otros. Por ejemplo, con relación a la depredación se observó a *Crocodylus moreletti* *Pandion haeliaetus*, *Phalacrocorax brasilianus* y *P. auritus* ocurrir con frecuencia en la entrada de ambos canales (A1 y B1). Dichas especies junto a la presión pesquera podrían jugar un papel de suma importancia en el gradiente de distribución descrito.

Por otro lado, los ensambles de un ecosistema pueden cambiar de manera temporal (e. g. mensual, anual), o por el efecto de la adición de un nuevo componente, es decir una especie no nativa. Hace aproximadamente 21 años fueron accidentalmente liberadas tilapias del Nilo (*O. niloticus*) en el estero de Tumilco, la causa fue un evento climático que incremento el nivel de los estanques donde las tilapias se cultivaban. Debido a dicho evento, hoy en día *O. niloticus* es una especie dominante (tanto en abundancia como en biomasa) que cambio la estructura comunitaria del Estero de Tumilco. A pesar de ello, persisten especies nativas dominantes, una de ellas es *M. atlanticus*, la cual está protegida por la NOM-017-PESC-1994 (DOF, 2013), y que destaca por su abundancia y biomasa. Las tallas de captura de *M. atlanticus* sugieren estratificación de tallas dado que las tallas máximas se registraron en las estaciones A2 y B2 (donde se observaron cardúmenes de peces pequeños), mientras que en la estación más alejada y de difícil acceso (B3) concentró a los individuos de menor talla. Todo ello podría indicar que el estero de Tumilco funge como guardería, es decir, es usada como área de refugio y caza de individuos indiferenciados (no reproductores). La importancia del estero de Tumilco como zona de crianza y refugio se ve soportado por las tallas pequeñas del resto de las especies registradas.

A nivel de grupos tróficos, la mayor riqueza específica estuvo caracterizada por peces carnívoros de pequeña e intermedia talla (11 especies), a pesar de ello, el

mayor número de organismos se concentró en los peces detritívoros de tipo 1, lo cual se puede ligar a la alta productividad primaria que genera los estuarios y lagunas costeras (Lara-Domínguez *et al.*, 2011b) y los restos de vegetación (Félix-Pico *et al.*, 2006; Flores *et al.*, 2007) que liberan nutrientes aprovechados por los peces detritívoros. En general las poblaciones de especies depredadoras tienden a ser más diversas y menos numerosas ya que tienden a presentar una estrategia de vida de tipo K. Las especies de estrategia K suelen presentar hábitos carnívoros y por consiguiente ser de interés en la pesca comercial y deportiva, como sucede con *M. atlanticus*. La estructura trófica de Tumulco es similar a estudios reportados para otros ecosistemas estuarinos (Flores *et al.*, 2007; Jud *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2012) en donde dominan especies detritívoras como *O. niloticus*.

Actividad pesquera

La población pesquera del ejido Cerro de Tumulco realiza una pesca multiespecífica de subsistencia, con preferencia sobre especies de las familias Centropomidae, Gerreidae, Cichlidae y Mugilidae, a excepción de la primera el resto se consideran detritívoras. La preferencia de este grupo trófico se debe a que es un recurso frecuente y abundante (e. g. *O. niloticus*). A pesar de que los pescadores prefieren enfocar su esfuerzo en las estaciones B, donde se capturó un mayor número de organismos (131), dicho valor se considera bajo con respecto a otros sistemas estuarinos de México (Reséndez y Kobelkowsky, 1991; Quiroga *et al.*, 2002); los diversos periodos (semanal, quincenal, mensual) y esfuerzos (3, 4, 12 hrs) de pesca empleados son un reflejo de la baja disponibilidad de los recursos, principalmente de aquellos de mediano tamaño (considerados como sub-adultos o juveniles) para consumo familiar. La extracción de peces de estas tallas medianas podría afectar a la larga el funcionamiento ecosistémico, así como los bienes y servicios que otorga el estero de Tumulco. Para evitar ello, es necesario generar programas de trabajo que involucren a los ejidatarios (e. g. microempresas) y que contribuyan con el crecimiento social de la población, de esta manera se podría proteger y salvaguardar un sistema estuarino que es usado como área de crianza y alimentación de especies de interés comercial y deportivo (DOF, 2013), así como de aves reportadas con antelación bajo alguna categoría de protección (e. g. Argüelles-Jiménez *et al.*, 2014a, 2014b, 2017).

CONCLUSIONES

El estero de Tumulco se registraron 18 especies de peces de las cuales *A. phrygiatus* es un nuevo registro para las aguas costeras del golfo de México. De los dos brazos que presenta el estero, el brazo largo B2 es el que presenta la mayor diversidad de especies y valores de captura, lo cual explica que el mayor esfuerzo pesquero se realiza allí.

Los valores de captura más altos fueron para *O. niloticus* y *M. atlanticus*, mientras que en tallas destacaron *M. atlanticus*, *G. guavina* y *A. feliz*. En general las tallas indican que el estero funge como un área de crianza y refugio especialmente juveniles, lo cual es un problema para el ecosistema, ya que la pesca artesanal de subsistencia que se practica en el estero de Tumulco se dirige hacia peces juveniles. La estructura trófica estuvo conformada por siete grupos, siendo más diverso el de los peces carnívoros, sin embargo, en términos de capturas absolutas y biomasa destacan los detritívoros. Lo cual es normal considerando que los sistemas estuarinos son sistemas altamente productivos donde la energía tiende a ser integrada al sistema a través de los niveles tróficos inferiores. Los resultados obtenidos sirven para implementar medidas de manejo pesquero y apoyo a los ejidatarios de la comunidad Tumulco, ya que la actividad pesquera que realizan es inviable al enfocarse a organismos juveniles no reproductores. Así mismo, es importante salvaguardar este tipo de sistemas donde desarrollan especies protegidas como *Megalops atlanticus*.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a los revisores por sus sugerencias y correcciones, las cuales enriquecieron de gran manera al trabajo, así mismo agradecen a la Universidad Veracruzana Campus Tuxpan por el uso de la embarcación para realizar los muestreos.

LITERATURA CITADA

- Abarca-Arenas, L.G., Cruz, N., Franco-Lopez, J., González-Gándara, C. & Silva-López, G. (2012). Distribution biogeographical notes of coastal fish fauna of Veracruz, Mexico. En *Frontiers in biodiversity studies* (1-10). New Delhi, India: I K International Publishing House.
- Argüelles-Jiménez, J.J., Contreras-Juarez, M. & Palacio, P.E. (2020). Potential invasion of the Gulf of Mexico by *Protomylemaria punctata* (Teleostei: Chaenopsidae), a cryptobenthic fish endemic to Venezuela. *Bulletin of Marine Science* DOI: <https://doi.org/10.5343/bms.2020.0014>
- Argüelles-Jiménez, J.J., de la Cruz, F.V., González-Gándara, C., Domínguez, C.B. & Rojas, M.A.T. (2014a) *Buteogallus anthracinus* (Deppe 1830). En El libro rojo de la fauna del estado de Veracruz. Gobierno del Estado de Veracruz (148-149pp). Veracruz, México: Procuraduría Estatal de Protección al Medio Ambiente y Universidad Veracruzana.
- Argüelles-Jiménez, J.J., de la Cruz, F.V., González-Gándara, C. & Domínguez, C.B. (2014b) *Cairina moschata* (Linnaeus, 1758). En El libro rojo de la

fauna del estado de Veracruz. Gobierno del Estado de Veracruz (150-151pp). Veracruz, México: Procuraduría Estatal de Protección al Medio Ambiente y Universidad Veracruzana.

Argüelles-Jiménez, J., Macías-Hernández, S., Rojas-Terán, M.A., González-Gándara, C., De la Cruz-Francisco, V. & Domínguez-Barradas, C. (2017). Aves ribereñas de los ecosistemas costeros de Tuxpan, Veracruz, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 4(10), 147–159. DOI: 10.19136/era.a4n10.756

Clarke K & Gorley R. (2006). PRIMER v6: user manual/tutorial. Plymouth, UK: PRIMER-ELtd.

De la Cruz-Francisco, V., Argüelles-Jiménez, J., Rodríguez, M.S., León, M.R.G. & Duran L.A. (2019). Primer registro de *Amorphinopsis atlantica* Carvalho, Hadju, Mothes & van Soest, 2004 (Familia: Halicondriidae) para un sistema lagunar del golfo de México. *Revista de Ciencias Marinas y Costeras* 11(1), 71-80.

DOF. (2013). Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-017-PESC-1994, para regular las actividades de pesca deportivo-recreativa en las aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicada el 9 de mayo de 1995. Diario Oficial de la Federación, 25 de Noviembre del 2013.

FAO. (2002a). The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). Carpenter KE (ed) FAO, Roma.

FAO. (2002b). The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 3: Bony fishes part 2 (Opisthognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. Carpenter KE (ed) FAO, Roma.

Félix-Pico, E.F., Holguín-Quiñones, O.E., Hernández-Herrera, A. & Flores-Verdugo, F. (2006). Producción primaria de los manglares del estero El Conchalito en Bahía de La Paz (Baja California Sur). *Ciencias Marinas* 32(1A), 53-63.

Flores, V.F.J., Agraz, H.C. & Benítez, P.D. (2007). Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. En *Perspectivas sobre la conservación de ecosistemas acuáticos en México* (147-166pp). México: Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, INE, USFWS, UPCAC, Escuela de Biología de la UMSNH.

Franco-López, J. & Chaves-López, R. (1992). Síntesis sobre el conocimiento de la ictiofauna de la Laguna de Tamiahua, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 2(1-2), 53-63.

Fricke, R., Eschmeyer, W.N. & Van der Lann, R. (2020). Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>

Frose, R. & Pauly, D. (2020). FishBase. www.fishbase.org

Fuentes-Mata, P. (1991). Diversidad ictiofaunística en sistemas lagunares de México. En *Fisicoquímica y biología de las lagunas costeras mexicanas* (63-73pp). México: Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud.

González-Gándara, C, Abarca, A.L.G., de la Cruz, F.V., Argüelles, J.J. & Salas, P.J.J. (2016). La colección de peces de la Universidad Veracruzana. En *Colecciones ictiológicas de Latinoamérica* (210-218pp). México: UNAM, FES-Iztacala y Simac A.C.

González-Gándara, C., de la Cruz-Francisco, V., Salas-Pérez, J.J. & Domínguez, B.C. (2012). Lista de los peces de Tuxpan, Veracruz, México. *Revista UDO Agrícola* 12(3), 675-689.

Hester, J.M. & Copeland, B.J. (1975). Nekton population dynamics in the Albemarle Sound and Neuse River Estuaries. USA: Sea Grant Program Publications A University of North Carolina.

Ibáñez, A.L., Chang, C.W., Hsu, C.C., Wang, C.H., Iizuka, Y. & Tzeng W.N. (2012). Diversidad de las historias migratorias de los mugílidos *Mugil cephalus* y *M. curema* en aguas costeras mexicanas analizadas mediante la proporción de Sr:Ca en los otolitos. *Ciencias Marinas* 38(1A), 73-87.

Lango, R.F. & Castañeda, C.M.R. (2011). La biodiversidad pesquera y acuícola: su preservación a través de sistemas de calidad. En: *La biodiversidad en Veracruz: estudio de Estado. Volumen I: Contexto actual del estado y perspectivas de conservación de su biodiversidad*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A. C.

Lara-Domínguez, A.L., Contreras, F.E., Castañeda-López, O., Barba-Macías, E. & Pérez-Hernández, M.A. (2011a). Lagunas costeras y estuarios. En *La biodiversidad en Veracruz: estudio de Estado. Volumen I: Contexto actual del estado y perspectivas de conservación de su biodiversidad*. México (297-302pp). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A. C.

Lara-Domínguez, A.L., Franco, L.J., Bedia, S.C., Abarca, A.L.G., Díaz, R.S., Aguirre, L.A., González-Gándara,

- C. & Castillo-Rivera, M. (2011b). Diversidad de peces en los ambientes costeros y plataforma continental. En *La biodiversidad en Veracruz: estudio de Estado. Volumen II: Diversidad de especies: conocimiento actual (505-516pp)*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A. C.
- López-López, E., Salgado-Mejía, M. & Guzmán del Proo, S.A. (1991). Un análisis estacional de la Ictiofauna de la laguna de Tampamachoco, Ver., y sus hábitos alimentarios. *Escuela Nacional Ciencias Biológicas 34*, 81-107.
- Jud, Z.R., Layman, C.A., Shenker & J.M. (2011). Diet of age-0 tarpon (*Megalops atlanticus*) in antropogenically-modified and natural nursery habitats along the Indian River Lagoon, Florida. *Environmental Biology of Fishes 90(3)*, 223-233.
- Martínez, M.L., Vázquez, G., López-Portillo, J., Psuty, N.P., García-Franco, J.G., Silveira, T-M. & Rodríguez-Revelo, N.A. (2012). Dinámica de un paisaje complejo en la costa de Veracruz. *Investigación ambiental 4(1)*, 151-160.
- Miller, R.R., Minckley, W.L. & Norris, S.M. (2009). Peces Dulceacuícolas de México. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/El Colegio de la Frontera Sur/Sociedad Ictiológica Mexicana, A.C. /Desert Fishes Council.
- Ocaña-Luna, A. & Sánchez-Ramírez, M. (2003). Diversity of ichthyoplankton in the Tampamachoco Lagoon. *Anales del Instituto de Biología 74(2)*, 179-193.
- Ocaña-Luna, A. & Sánchez-Ramírez, M. (2016). Estructura de la comunidad ictioplanctónica en la laguna de Tamiahua, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad 87*, 123-132.
- Pérez-Hernández, M.A. & Torres-Orozco, B.R.E. (2000). Evaluación de la riqueza de especies de peces en las lagunas costeras mexicanas: estudio de un caso en el Golfo de México. *Revista de Biología Tropical 48(2/3)*, 425-438.
- Quiroga, B.C., Valdéz, G.A., Hernández, T.I., García, G.M. & Gúzman, A.P. (2002). Peces ribereños. En *La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. Xalapa, Veracruz: Universidad Veracruzana e Instituto Nacional de la Pesca.
- Román, H.U., Valdez, Z.J. & Zavala, G.F. (2006). Composición y abundancia del ictioplancton durante la temporada de estiaje en la laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista UDO Agrícola 6(1)*, 138-149.
- Reséndez, A. & Kobelkowsky, A. (1991). Ictiofauna de los sistemas lagunares costeros del Golfo de México, México. *Universidad y Ciencia 8*, 91-110.
- Thayer, G.M., Bjorndal, K.A., Ogden, J.C., Williams, S.L. & Ziemann, J.C. (1984). Role of larger herbivores in seagrass systems. *Aquatic Botany 50*, 201-205.

UNA POBLACIÓN ADICIONAL DEL AJOLOTE DEL ALTIPLANO, *Ambystoma velasci* Dugès, 1888 (Caudata: Ambystomatidae) EN TLAXCALA, MÉXICO**AN ADDITIONAL POPULATION OF THE PLATEAU TIGER SALAMANDER, *Ambystoma velasci* (Dugès, 1888) (Caudata: Ambystomatidae) IN TLAXCALA, MEXICO**

Jorge Pérez-Díaz¹, Eduardo López-Segovia^{1,2}, Tao Hernández-Arellano^{1,3} y Luis Fernando Del Moral-Flores^{1*}

¹ Laboratorio de Zoología, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México UNAM, Tlalnepantla, Estado de México, México. Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090 Tlalnepantla, Estado de México, México.

² Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Av. Ciudad Universitaria 3000, C.P. 04510, Coyoacán, Ciudad de México, México.

³ kAI Ocean Labs 5799 Cunard Street Nova Scotia B3K 1C9, Canada.

*Autor para correspondencia: delmoralfer@comunidad.unam.mx

RECIBIDO:

30/Agosto/2020

ACEPTADO:

10/Noviembre/2020

RESUMEN

Se reporta una población adicional del ajolote del altiplano (*Ambystoma velasci*) para el oriente de Tlaxcala, México, con información sobre su morfometría. En marzo y julio de 2020, se recolectaron siete ejemplares de los cuales tres se encontraban en fase de salamandra y el resto como ajolotes. Esta contribución incrementa el área de distribución de *A. velasci* y permite considerar a la población dentro de futuras medidas de protección.

PALABRAS CLAVE:

Área de distribución geográfica,
Presa Tenexac,
Herpetofauna

KEYWORDS:

Geographical distribution area,
Tenexac Dam,
Herpetofauna

ABSTRACT

An additional population of the Altiplano axolotl (*Ambystoma velasci*) is reported for eastern Tlaxcala, Mexico, with information on its morphometry. During March and July 2020, seven specimens were collected, of which three were in the salamander phase and the rest in the aquatic phase (axolotls). This contribution increases the distribution area of *A. velasci* and it allows the population to be considered within future protection measures.

INTRODUCCIÓN

El ajolote del altiplano o salamandra tigre de meseta, *Ambystoma velasci* (Dugès, 1888), es una de las especies de ajolotes con amplia distribución en México, en donde se ha registrado desde el noroeste de Chihuahua, oriente de la Sierra Madre Occidental, sur de Nuevo León a Hidalgo, occidente de Zacatecas, suroeste de Jalisco y Eje Volcánico Transmexicano (Frost, 2020). *A. velasci* se encuentra dentro de la categoría de Preocupación Menor (LC, siglas en inglés) en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional Para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2020), y en la categoría Sujeta a Protección Especial (Pr) en la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2010). Las principales amenazas para las poblaciones de *A. velasci*, son la pérdida del hábitat, contaminación y extracción del agua para uso humano, además de la extracción ilegal de ejemplares para ornato y uso alimenticio o medicinal (SEMARNAT, 2018). En la presente contribución, aportamos datos de una población adicional en el embalse Tenexac, estado de Tlaxcala.

MATERIAL Y MÉTODOS

La presa Tenexac ($97^{\circ}58'51.80''$ N, $19^{\circ}30'2.05''$ W; Fig. 1, 2C), municipio de Terrenate, Tlaxcala, es un embalse artificial de la cuenca superior del Río Tocolutla; conecta temporalmente con escurrideros y presenta vegetación hidrófila escasa del tipo flotante y sumergida, mientras el sustrato es blando, formado por limos y lodos.

Durante dos monitoreos realizados los días 7 de marzo y 12 de julio de 2020, se capturaron individuos de *A. velasci*, utilizando red de cuchara y chinchorro charalero (3 m x 1.5 m con abertura de malla de 1 cm). Para corroborar su identidad a nivel de especie se utilizaron guías especializadas (Dunn, 1940). Se obtuvieron los datos morfométricos básicos (Tabla 1) y fotografía *in situ* de los individuos capturados. Al finalizar, los organismos fueron liberados en el mismo lugar de captura.

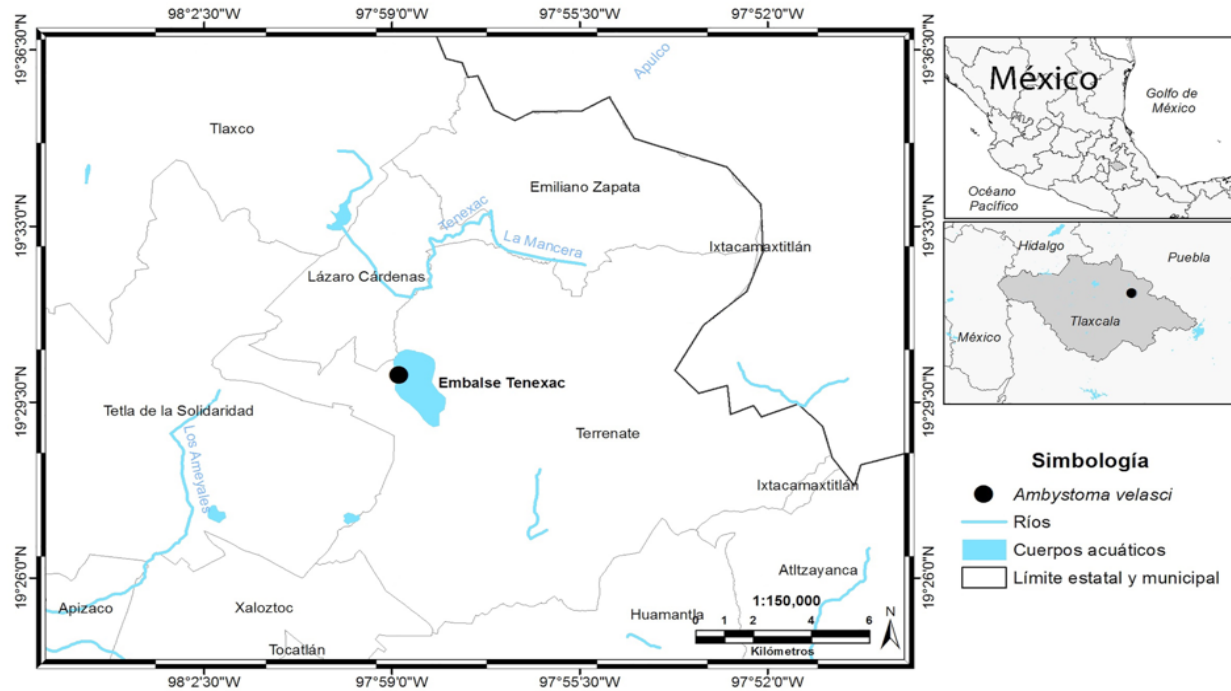


Figura 1. Sitio de captura de *Ambystoma velasci* en el embalse Tenexac, Tlaxcala, México.

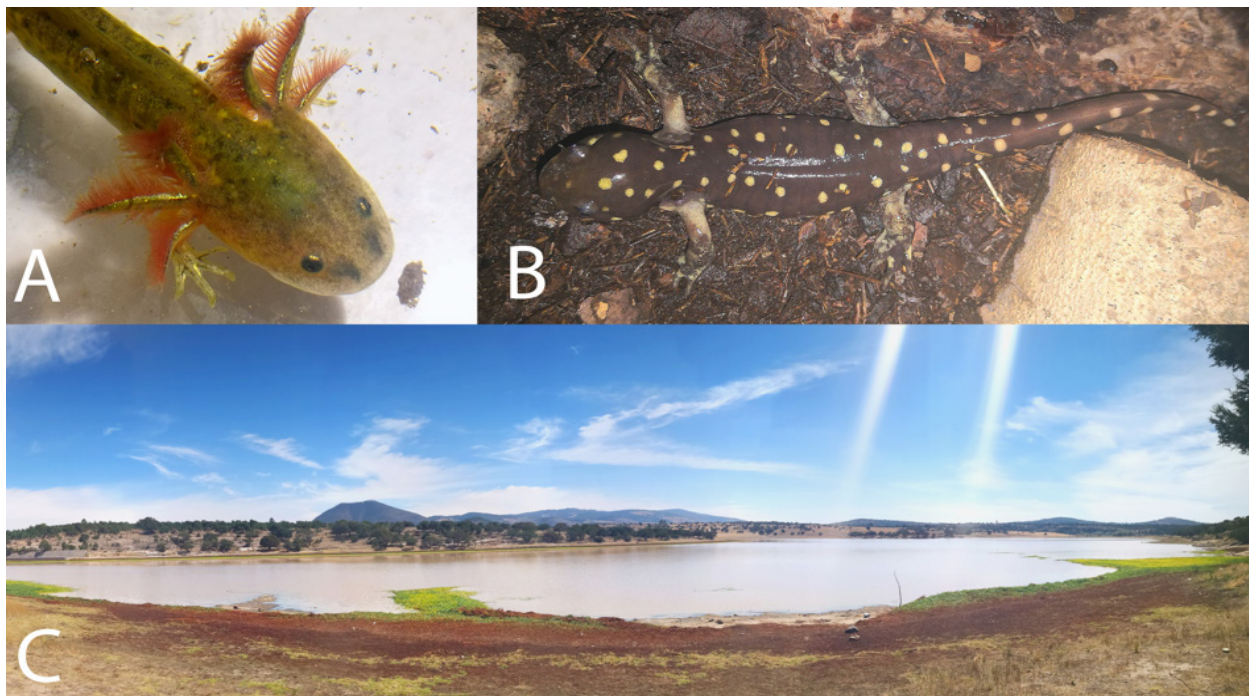


Figura 2. A) *Ambystoma velasci* en fase acuática (vista cefálica dorsal), B) fase de salamandra (vista dorsal), y C) vista panorámica del embalse Tenexac, Tlaxcala.

Tabla 1. Medidas morfológicas de ejemplares de *Ambystoma velasci* capturados en el embalse de Tenexac, Tlaxcala.

Medida (mm)	Salamandra (min-máx; n=3)	Ajolote (min-máx; n=2)
Longitud hocico-cloaca	588-664	1032-1063
Longitud de la cola	564-610	939-1089
Altura de la cola	112-128	161-307
Longitud superior del brazo (axila-codo)	68-88	112-118
Longitud inferior del brazo (codo-muñeca)	66-91	125-130
Longitud inferior del brazo 2 (codo-dedo 17)	93-192	248-255
Longitud total del brazo	213-241	331-360
Longitud superior de la pierna (ingle-rodilla)	71-129	142-149
Longitud inferior de la pierna (rodilla-tobillo)	70-89	129-171
Longitud inferior de la pierna 2 (rodilla-dedo 7)	187-190	162-258
Longitud total de la pierna	250-283	370-389
Longitud de la cloaca	49-59	109-125
Ancho de la cloaca	19-25	70-91
Ancho del pecho	147-153	175-241
Ancho del cuerpo	111-212	272-329
Distancia interinguinal	81-139	113-159
Distancia entre extremidades, anterior-posterior	375-447	509-601
Longitud ingle-cloaca	43-45	90-102
Diámetro superior del brazo	37-40	47-55
Diámetro inferior del brazo	40-49	39-61
Diámetro superior de la pierna	41-51	60-63
Diámetro inferior de la pierna	52-65	66-68
Longitud de la cabeza	152-209	251-273
Ancho de la cabeza	167-198	285-350
Altura de la cabeza	108-125	173-201
Diámetro del ojo	18-21	29-32
Longitud hocico-margen anterior del ojo	51-57	105-112
Distancia entre nostrilos	59-78	91-100
Distancia nostrilo-ojo	39-48	81-89
Distancia inter orbital	121-132	160-191
Longitud del hocico	155-181	192-201
Longitud ojo-pata delantera (margen anterior del ojo-axila)	253-290	310-361

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron siete ejemplares de *A. velasci*, 3 organismos en la primera salida y 4 en la segunda (Fig. 2). Se obtuvieron 33 medidas de solo 5 ejemplares adultos (Tabla 1), 3 en fase de salamandra y 2 en fase larval, sin embargo, se necesitan mayores estudios para poder evaluar su abundancia y estructura poblacional. Esta especie tiene una distribución amplia en México

y recientemente se extendió su distribución occidental, al registrarse en la Sierra de Cacoma, Jalisco (Percino-Daniel et al., 2019). En el estado de Tlaxcala la especie se ha registrado en las siguientes localidades: lagunas de Atlangatepec, San Antonio Atocha, Acuitlapilco, Presa del Sol, y en el Parque Nacional La Malinche (Díaz de la Vega-Pérez et al., 2019).

La ocurrencia de *A. velasci* en Tenexac es relevante, porque se amplía su distribución hacia el oriente de Tlaxcala. Es necesario conocer e identificar las poblaciones silvestres a lo largo de su área de distribución, con la finalidad de llevar a cabo estudios ecológicos y evaluaciones genéticas para determinar el grado de vulnerabilidad de las mismas e implementar estrategias de conservación, ya que esta especie tiene un importante papel en los ecosistemas, además de ser indicadores de la ambientes acuáticos con buena calidad del agua y alta oxigenación, además de ser importantes para la investigación sobre biología del desarrollo, genética, regeneración, endocrinología y cultivo de tejidos.

la Federación. 30 de diciembre de 2010. 78 pp.

AGRADECIMIENTOS.

Se agradece a A.A. Jiménez-Hernández por su apoyo durante la fase de campo. Al proyecto PAPIIT IA207820 por el financiamiento del equipo utilizado en la presente investigación.

LITERATURA CITADA

Díaz de la Vega-Pérez, A.H., Jiménez-Arcos, V.H., Centenero-Alcalá, E., Méndez-de la Cruz, F.R. & Ngo, A. (2019). Diversity and conservation of amphibians and reptiles of a protected and heavily disturbed forest of central Mexico. *Zookeys*, 830: 111-125.

Dunn, E.R. (1940). The Races of *Ambystoma tigrinum*. *Copeia*, 1940 (3), 154-162.

Frost, D.R. (2020). Amphibian species of the world: an online reference. version 6.1 (Date of access). American Museum of Natural History, New York, USA. doi.org/10.5531/db.vz.0001

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. (2020). *Ambystoma velasci*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T62130287A53974804. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T62130287A53974804.en> (Cons. 13-08-2020).

Percino-Daniel, R., Gómez-Llamas, J.C. & Contreras-López, J.M. (2019). New record of *Ambystoma velasci* (Dugès, 1888), from Western Mexico. *Herpetology Notes*, 12: 351-352.

SEMARNAT. (2018). Programa de Acción para la Conservación de las Especies *Ambystoma* spp., SEMARNAT/CONANP, México. 79 pp.

SEMARNAT. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de

DINÁMICA POBLACIONAL DE DOS ESPECIES DE *Cestrum* L. (Solanaceae) CON DIFERENTE GRADO DE ENDEMISMO QUE CRECEN EN HÁBITATS FRAGMENTADOS

POPULATION DYNAMICS OF TWO SPECIES OF *Cestrum* L. (Solanaceae) WITH DIFFERENT DEGREE OF ENDEMISM GROWING IN FRAGMENTED HABITATS

Francisco Reyes-Zepeda¹, Jorge González-Astorga*², Lilián Juárez³, Pablo Octavio-Aguilar⁴, Julio Cesar Chacón-Hernández¹ y Gerardo Sánchez-Ramos¹

¹Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas. Avenida División del Golfo 356, Col. Libertad, CP. 87019, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.

²Laboratorio de Genética de Poblaciones, Red de Biología Evolutiva, Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec No. 351, CP. 91070, Xalapa, Veracruz, México.

³Centro de Investigación en Ciencias de Información Geoespacial, Subsede Yucatán. Carretera Sierra Papacal, Chuburná Pto. Km 5, Parque Científico Tecnológico Yucatán, CP. 97302, Mérida, Yucatán, México.

⁴Laboratorio de Genética, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Ciudad del Conocimiento, carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5 CP. 42184, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.

*Autor para correspondencia: jorge.gonzalez@inecol.mx

RECIBIDO:

28/Abril/2020

ACEPTADO:

03/Junio/2020

PALABRAS CLAVE:

Cestrum, conservación, endemismo, fragmentación, modelos y matriciales.

KEYWORDS:

Cestrum, conservation, endemism, fragmentation and matrix models.

RESUMEN

Conocer los procesos que determinan la adecuación de las poblaciones es importante para dilucidar las probabilidades de permanencia y/o extinción de las especies, particularmente, en especies endémicas sujetas al efecto de la fragmentación, para las que son urgentes estrategias de conservación. En esta investigación se utilizaron modelos matriciales para conocer los parámetros demográficos y la dinámica poblacional de dos especies de *Cestrum* con diferente grado de rareza: *Cestrum elegans* (Brongn.) Schldl. con un endemismo regional y *C. miradoreense* Francey, con un micro-endemismo restringido a una zona de cobertura menor a los 100 km². Para cada especie se seleccionaron dos fragmentos de bosque mesófilo ubicados en el centro de Veracruz, México, monitoreados durante tres años. Los resultados indican que las tasas de crecimiento poblacional promedio de *C. miradoreense* (micro-endemismo) son cercanas al equilibrio en los dos fragmentos ($\lambda = 1.015$ y $\lambda = 1.086$), mientras que en *C. elegans* (endemismo regional) una población está decreciendo ($\lambda = 0.929$) y la otra está cerca del equilibrio ($\lambda = 1.008$). Esto indica que ambas especies podrían persistir siempre y cuando la frecuencia de factores de mortalidad denso-independiente, no sean superior al promedio. Este panorama puede cambiar, sobre todo para *C. miradoreense* cuando las condiciones ambientales se ven deterioradas por la fragmentación.

ABSTRACT

Knowing the processes that determine the fitness of populations it is important to elucidate the probabilities of permanence and/or extinction of species, particularly in endemic ones that are subject to fragmentation effects, making long-term conservation strategies urgent. In this investigation, matrix models were used to know the demographic parameters and the population dynamics of two species of *Cestrum* with differ degree of rarity: *Cestrum elegans* (Brongn.) Schldl. to regional endemism and *C. miradoreense* Francey to a micro-endemism restricted to an area covering less than 100 km². Two fragments of tropical cloud forest located in the center of Veracruz, Mexico, were monitored for three years. The results indicate that the average population growth rates of *C. miradoreense* (micro-endemic species) are close to equilibrium in the two fragments ($\lambda = 1.015$ and $\lambda = 1.086$), while in *C. elegans* (regional endemism) one population is decreasing ($\lambda = 0.929$) and the other it is close to the equilibrium ($\lambda = 1.008$). This indicates that both species could persist and keep population growth, as long as the frequency of mortality density-independient factors, are not above average. Such panorama could change, in particular to *C. miradoreense* when the environmental conditions are depleted by fragmentation events.

INTRODUCCIÓN

La dinámica demográfica afecta la evolución de las especies en dos escalas: proximal (ecológica) y última (evolutiva) (Mayr, 1961). Para entender la forma en cómo se distribuyen las especies vegetales en el espacio y en el tiempo (e.g., escala proximal) se tienen que considerar aspectos como las tasas de establecimiento de plántulas, lo cual depende del número de individuos reproductivos, de la existencia de bancos de semillas, de la viabilidad de las transiciones semilla-plántula-juvenil-adulto, del tiempo del ciclo de vida, del sistema reproductivo y, en general, de todas aquellos atributos de historia de vida que son componentes principales de la adecuación (Stearns, 1992; Metcalf y Pavard, 2007), lo que en última instancia determinará las probabilidades de permanencia y/o extinción de las especies (Lande, 1988, 1999).

Las especies endémicas lo son por múltiples razones, desde la especificidad de sus requerimientos ambientales, hasta la dependencia espacio-temporal de interacciones biológicas concretas (Izco, 1998). Los estudios que abordan la demográfica de especies endémicas han ido creciendo de forma consistente (e.g., Schemske et al., 1994; Bevill y Louda, 1999; Esparza-Olguín, 2004, 2005; Pérez-Farrera et al., 2006; Kabiell et al., 2016, Octavio-Aguilar et al., 2008; 2018; Cabrera-Toledo et al., 2019). En general, los endemismos en plantas están asociadas con el tamaño del área de distribución geográfica (amplia o restringida), con su nivel de especificidad del hábitat (alta o baja) y con su abundancia poblacional local (alta o baja) (Rabinowitz, 1981).

En especies endémicas y que además están amenazadas se ha encontrado que el reclutamiento de nuevos individuos a partir de semillas es poco frecuente, y que una vez establecidas como plántulas su tasa de mortalidad es alta, reduciéndose eventualmente en años favorables, por lo que las densidades poblacionales tienden a fluctuar en el tiempo, con tendencias a la baja ante cualquier condición ambiental desfavorable (Godínez-Álvarez et al., 2003; Esparza-Olguín et al., 2005; Octavio-Aguilar et al., 2008, 2018; Herrera y García 2010; Cabrera-Toledo et al., 2019), en estos estudios se ha detectado que los valores de las tasas de crecimiento (λ), en promedio, son cercanos a uno, lo cual es indicativo de un estado de equilibrio, esto suele ocurrir en especies que habitan ambientes heterogéneos, donde sus valores oscilan durante periodos de tiempo relativamente amplios y no necesariamente simétricos uno del otro (Caswell, 1982).

Por otro lado, hay diversos factores extrínsecos (denso-independientes) que afectan los procesos demográficos asociados al grado de endemismo, como la presencia de ciertas condiciones micro-ambientales (e.g., bordes e interiores de bosques), interacciones bióticas, eventos estocásticos como huracanes y tormentas tropicales,

y alteraciones y/o presiones antrópicas en los ecosistemas (Batista et al., 1998; Pérez-Farrera et al., 2006; Thompson et al., 2007; Bruna et al., 2009; Tye et al., 2016). La pérdida y fragmentación del hábitat se consideran las principales causas de reducción y aislamiento poblacional. En este contexto, adquiere relevancia la distribución espacial de las especies endémicas, ya que los niveles de diversidad genética y la demografía son afectados cuando se pierde conectividad entre los parches (Lande, 1988; Young y Clarke, 2000; Aguilar y Galetto, 2004; Aguilar et al., 2008; Bruna et al., 2009; Bucharová et al., 2010). Al respecto, Jacquemyn et al., (2012) mencionan que las diferencias en las formas de vida, los sistemas de reproducción, la eficiencia de los polinizadores y la proximidad geográfica de las poblaciones influyen diferencialmente en cada una de las etapas del ciclo de vida de las especies, cuando están bajo condiciones de fragmentación. Diversos meta-análisis señalan que las especies auto-incompatibles y con sistemas de entrecruzamiento obligado son más susceptibles a la fragmentación que las auto-compatibles puesto que dependen de la proximidad para garantizar su reproducción (Honnay y Jacquemyn, 2007; Bruna et al., 2009).

Alrededor del planeta los bosques tropicales han sufrido altas presiones antrópicas y fragmentación del hábitat en los últimos años (Achard et al., 2002; Arroyo-Rodríguez et al., 2017), destacando los bosques mesófilos debido a que presentan alta biodiversidad con un gran número de especies endémicas. En la actualidad, este tipo de vegetación ocupa cerca del 0.14 % de la superficie de la Tierra y provee importantes servicios ambientales, lo anterior hace urgente su conservación, con el subsecuente manejo sustentable (Bubb et al., 2004). Con el paso del tiempo, estos bosques han experimentado una reducción drástica de su área original, al grado de ser considerados uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial (Rzedowski, 1996; Leija-Loredo et al., 2018). En México, se estima que menos del 1% del territorio está ocupado por bosque mesófilo (Rzedowski, 1996) y aproximadamente un 50% de la superficie original ha sido reemplazada por otros tipos de cobertura vegetal, presentándose en la actualidad como una matriz de archipiélagos de vegetación con parches de bosque perturbado y remanentes de bosque conservado totalmente aislados (Williams-Linera, 2002; Williams-Linera et al., 2002; Gual-Díaz y Rendón-Correa, 2014). Ornelas et al., (2013), destacan la gran diversidad filogenética de los taxa que habitan los bosques mesófilos de México, donde cerca del 30% de las especies vegetales son endémicas, así, las plantas endémicas de dicho ecosistema son modelos ideales para investigar, a nivel ecológico (proximal) y evolutivo (último), los efectos de la fragmentación sobre los procesos demográficos de poblaciones pequeñas, aisladas y subdividas (Crone, 2016). De acuerdo con datos empíricos, los modelos predictivos del efecto de la fragmentación sobre los atributos demográficos de

las especies vegetales deben considerar los siguientes aspectos: tamaño poblacional, fluctuaciones históricas, banco de semillas activo, capacidad de dispersión, potencial reproductivo, supervivencia anual, asociaciones, tamaño-longevidad, posición trófica, especialización ecológica, influencia del microhábitat, uso de la matriz vegetal, sensibilidad, rareza y posición biogeográfica (Henle et al., 2004). Por lo que, los análisis matriciales son adecuados para abordar el efecto de la fragmentación al proporcionar información sobre el potencial reproductivo, la transición anual, la longevidad, sensibilidad y el tamaño poblacional de forma integrada. Además, al trabajar con distintos patrones de rareza, es posible realizar un contraste de sensibilidad a la fragmentación.

En este estudio, se eligieron dos especies de arbustos del género *Cestrum* que habitan en fragmentos de bosque mesófilo del centro de Veracruz, México, y que difieren en su grado de rareza: *C. elegans* tiene endemismo regional y *C. miradoreense* es un micro-endemismo restringido a una zona de aproximadamente 100 km². Los objetivos de esta investigación fueron: 1) comparar la dinámica poblacional de *C. elegans* y *C. miradoreense* en distintas condiciones de fragmentación de bosque mesófilo, 2) determinar qué parámetros demográficos varían en función del grado de endemismo y de la ubicación de las poblaciones dentro del fragmento y 3) analizar cuál es el proceso demográfico que más influencia tiene sobre la tasa de crecimiento poblacional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Especies de estudio. Las dos especies de *Cestrum* son arbustos de 1-5 m de altura, diploides ($2n = 2x = 16$, Nunes et al., 2006), con uno o varios tallos arqueados, hojas alternas y ligeramente fétidas al estrujarse, obovado-lanceoladas y con flores hermafroditas (Nee, 1986; Montero-Castro, 2006). *C. elegans* presenta inflorescencias terminales, flores tubulares, la base más angosta que el cáliz, corola rosado-roja o rosado-púrpura intensa, frutos en baya de color rojo oscuro al madurar, esponjosos por dentro, de 13 mm de largo por 8 mm de ancho. Debido a su belleza ornamental, esta especie se cultiva en varias partes del mundo (Nee, 1986). En *C. miradoreense* las inflorescencias son axilares, flores tetrámeras o pentámeras, con antesis diurna, pero sin olor, corola blanco-cremosa teñida con violeta, frutos también en baya de color azul claro-púrpura al madurar, de 15 mm de largo por 10 mm de ancho (Nee, 1986, 2001). No existen estudios sobre los polinizadores del género *Cestrum*, no obstante, D'Arcy (1999) menciona que flores rojas y amarillas de las especies de *Cestrum* aparentemente están asociadas con colibríes, mientras que Haber y Frankie (1989) y Morales y Galetto (2003) reportan que posiblemente sus polinizadores sean polillas nocturnas (Sphingidae) (Montero-Castro, 2006). Se desconoce el sistema de reproducción de estas especies, pero debido a sus flores hermafroditas, posibles polinizadores y a sus altos

niveles de diversidad genética (Reyes-Zepeda et al., 2013), probablemente presentan algún sistema de auto-incompatibilidad, lo cual ya ha sido reportado en varias especies de *Cestrum* (Aguilar y Galetto, 2004; Castro-Laportte y Ruiz-Zapata, 2000).

El área de distribución difiere entre especies: *C. elegans*, es una especie con endemismo regional que se distribuye en el bosque mesófilo del centro y norte de Veracruz, con algunas poblaciones adyacentes a los estados de Tamaulipas, Hidalgo y Oaxaca, mientras que *C. miradoreense* es una especie micro-endémica restringida a un área aproximada de 100 km² de bosque mesófilo entre los municipios de Banderilla y Xico Viejo, en el centro de Veracruz, México (Nee, 1986).

Sitios de estudio. El estudio se realizó en la parte central de Veracruz, México (Figura 1). La fragmentación del bosque mesófilo de la región se inició hace más de un siglo y en los últimos 30 años, el proceso se ha intensificado, causando la pérdida de la cobertura original debido a las actividades agrícolas, ganaderas y de desarrollo urbano (Gerez, 1992; Williams-Linera et al., 2002). Gómez-Díaz et al., (2018) mencionan que tan solo en el periodo de 1993 a 2014 la cubierta vegetal del centro de Veracruz se redujo en un 57 % aproximadamente, observándose un paisaje altamente fragmentado, con remanentes de bosques de diferentes formas y tamaños dentro de una matriz con varios tipos de uso del suelo: pequeños bosques conservados, cultivos de temporal, cafetales, pastizales inducidos, desarrollo urbano, explotación extensiva de madera, bosques perturbados y zonas de vegetación secundaria (acahuales).

En cada especie se eligieron dos poblaciones ubicadas en condiciones distintas: al interior y al borde del fragmento de bosque mesófilo. Se eligieron solo estas poblaciones debido a que se garantizaba el seguimiento demográfico a través del tiempo de cada planta. Para *C. elegans* (endemismo regional) el primer sitio, ubicado al interior de un fragmento, se encuentra en Chiconquiaco (a 1560 msnm, con temperaturas promedios anuales de 17-19°C y una precipitación anual de 2031 mm) y el segundo, al borde de otro fragmento, en Xico Viejo (a 1839 msnm, con temperatura promedio anual de 18-20°C y una precipitación anual de 1350 mm). Para el caso de *C. miradoreense* (micro-endémica) el primer sitio al interior del fragmento, se ubica en la periferia de Xalapa (a 1335 msnm, con temperatura promedio anual de 18-20°C y una precipitación anual de 1750 mm) y el segundo, al borde, en Xico Viejo. Los datos climáticos de los fragmentos del bosque mesófilo se obtuvieron de las estaciones meteorológicas de Chiconquiaco (19°45' N y 96°49' W, 2040 msnm), Tembladeras (19°30' N y 97°07' W, 2960 msnm) y Xalapa (19°32' N y 96°55' W, 1390 msnm) correspondientes a los últimos 20 años (Figura 1).

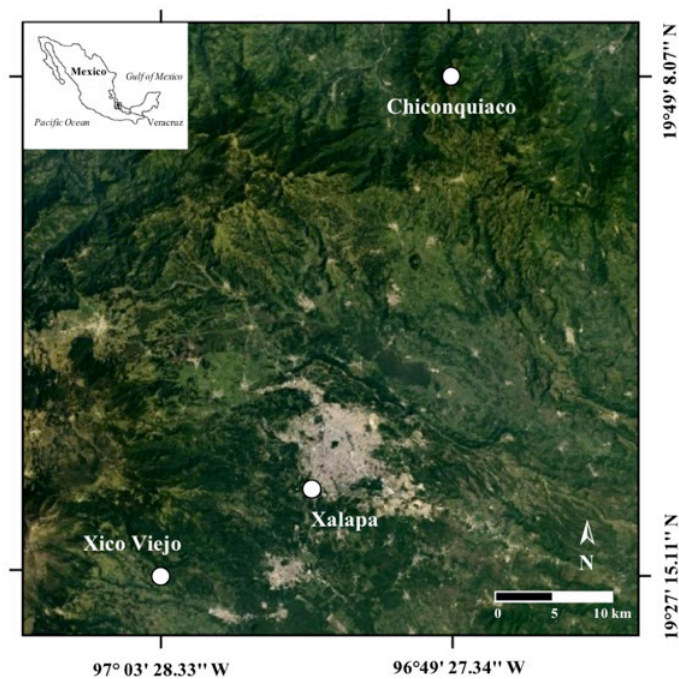


Figura 1. Mapa de distribución de las tres localidades estudiadas en el centro de Veracruz, México. Tomado de Google Earth Pro ©.

Las especies arbóreas que están presentes en todos los fragmentos de bosque mesófilo son *Carpinus caroliniana* Walter, *Clethra mexicana* DC., *Liquidambar styraciflua* L., *Ostrya virginiana* (Mill.) K. Koch, *Platanus mexicana* Moric. y *Quercus* L. spp, teniendo una altura del dosel de entre 25 y 30 m (Williams-Linera, 2002). No obstante, las características fisiográficas, condiciones ambientales y ubicación de los individuos de *Cestrum* varían entre los sitios. Chiconquiaco es un fragmento de bosque semi-conservado (19°49' N, 96°49' W), de propiedad privada (Sr. Pablo Hernández, com. pers.) donde los individuos de *C. elegans* se distribuyen en el interior del fragmento a lo largo de una ladera de 60° de pendiente con orientación N, cercano a un riachuelo. Xico Viejo es un fragmento de bosque perturbado (19°27' N, 97°03' W), también de propiedad privada (Sr. Juan Morales, com. pers.) Aquí coexisten ambas especies de *Cestrum* y los individuos se distribuyen en el borde del fragmento sobre una ladera de 50° de pendiente con orientación norte. El manejo agrícola del lugar consiste en cuatro años de cultivo (maíz y frijol) y dos años sin cultivar (Sr. Juan Morales, com. pers). Finalmente, el fragmento de Xalapa se encuentra en un área protegida de 30 ha (Santuario del Bosque de Niebla), decretada oficialmente hace más de cuatro décadas bajo el resguardo del Instituto de Ecología, A.C. (Gaceta Oficial de Veracruz, 1976), en donde los individuos de *C. miradoreense* se distribuyen en el interior del fragmento y a orillas de un arroyo con dos laderas de 35° de pendiente con orientación N-S (19°30' N, 96°56' W).

Muestreo de las poblaciones. Durante los meses de octubre y noviembre del 2004 al 2007 se muestrearon todos los individuos encontrados en un transecto de 100 por 30 m en cada fragmento (12,000 m² en total). Cada año, a cada planta se le tomaron datos de crecimiento, supervivencia y fecundidad. Los individuos se marcaron por medio de una etiqueta metálica con un número grabado en su superficie y se ubicó en un plano cartesiano. El crecimiento se registró a partir del volumen acumulado de un año a otro con la ecuación de un cono invertido donde el volumen $V = 1/3\pi(r_1 \text{ por } r_2) h$, donde r_1 y r_2 son los radios obtenidos de los diámetros perpendiculares y h es la altura de cada planta. Se definieron cinco categorías de tamaño con los siguientes límites de tamaño (en dm³): Plántulas ≤ 0.002 (con cotiledones) < Juvenil 1 < 0.01 < Juvenil 2 ≤ 0.10 < Adulto 1 ≤ 0.50 < Adulto 2. La categoría de semilla no se incluyó en el modelo por falta de información específica con respecto a esta fase de desarrollo (e.g., longevidad de semillas). Debido a que no fue posible asignar la paternidad de las nuevas plántulas, la fecundidad se estimó como reproducción anónima (Caswell, 2001), esto es la fecundidad promedio *per cápita* para cada clase de adultos y se calculó dividiendo el número de plántulas registradas en el año $t + 1$ entre la población de adultos del año t , ponderada por la contribución proporcional del individuo promedio de cada clase a la producción de semillas en el año t .

Distribución espacial, fructificación y germinación.

Se determinó el tipo de distribución espacial que tienen las plantas al seno de sus poblaciones en ambas especies en cada fragmento de bosque (i.e., agregado, al azar o regular) ubicando a cada individuo en un plano cartesiano a través del método basado en la función K de Ripley (Haase, 1995) utilizando el software Statistical Analysis Program (Duncan, 1995). Para evaluar si K es significativa, se obtuvieron sus intervalos de confianza al 95% a partir de simulaciones Montecarlo, reubicando aleatoriamente los puntos de muestreo (Duncan, 1995). Debido a que se desconoce la formación de banco de semillas en ambas especies se hicieron pruebas de germinación considerando dos condiciones de origen de semillas (borde e interior del fragmento). Se colectaron diez frutos maduros de 30 individuos reproductivos por fragmento (1200 frutos en total). Para *C. elegans* la colecta fue en el mes de mayo de 2007 y para *C. miradoreense* en mayo de 2005. Se midió el largo y ancho de cada fruto y se contó el número de semillas. Posteriormente se germinaron 20 semillas por individuo, escogidas de manera aleatoria bajo condiciones controladas (12 hrs de luz a 25°C y 12 hrs de oscuridad a 20°C sobre un sustrato de papel filtro mantenido a saturación de agua). Para determinar si existen diferencias significativas entre el número de semillas producidas por individuo entre sitios y entre especies se utilizaron análisis de varianza (ANOVA) de dos vías y comparaciones múltiples de Tukey (Zar, 2010). Los porcentajes de germinación de las semillas de cada sitio se transformaron al arcoseno y se

analizaron con ANOVAs de dos vías y comparaciones múltiples de Tukey (Zar, 2010).

Matrices de proyección poblacional. Se construyeron tres matrices de transición anual (2004-05, 2005-06 y 2006-07) y una matriz promedio de tipo Lefkovich (Caswell, 2001) para describir la dinámica de cada población en cada fragmento (16 matrices en total). El modelo matricial básico se basa en la siguiente ecuación:

$$\mathbf{n}_{t+1} = \mathbf{A}\mathbf{n}_t$$

donde \mathbf{n}_t y \mathbf{n}_{t+1} son vectores que contienen el número de plantas por categoría en los tiempos t y $t+1$, respectivamente, y \mathbf{A} es una matriz cuadrada no negativa (i.e., matriz de transición), cuyos elementos a_{ij} representan la probabilidad de transición o la contribución de los individuos de la categoría i en el tiempo t a la categoría j en el tiempo siguiente, $t+1$. Los valores de a_{ij} de la primera fila representan la fecundidad (i.e., el número de plántulas que produjo cada individuo de cada clase de tamaño en el período de t a $t+1$). Es decir, que en la matriz de transición están representados los valores de los procesos demográficos de supervivencia, crecimiento y fecundidad. La mortalidad está implícita en la matriz y puede obtenerse restando de uno la suma de todas las entradas de crecimiento y supervivencia de cada columna (Caswell, 2001).

Con el programa STAGECOACH (Cochran y Ellner, 1992) se obtuvieron los siguientes parámetros poblacionales de cada matriz: la tasa finita de crecimiento poblacional (λ), la estructura estable de tamaños (w , vector derecho de A), el valor reproductivo específico por categoría de tamaño (v , vector izquierdo de A), la edad a la madurez sexual o a la primera reproducción (α_j), la longevidad máxima (L), la edad esperada de muerte condicionada al paso por el estadio de plántula, la supervivencia (lx) y el tiempo generacional, que es la edad promedio a la cual se reproducen los individuos (u_1). Para probar si los valores de λ difieren de la unidad, se calcularon sus intervalos de confianza al 95% a partir de un re-muestreo con reemplazo de los individuos de cada población, usando el lenguaje de programación R (Versión R 2.12.0, Venables y Smith, 2004). Las diferencias entre la distribución de tamaños observada por categorías y las distribuciones estables (w) calculadas para los diferentes sitios en los diferentes años se evaluaron usando el estadístico G -log likelihood ratio- (Zar, 2010).

Matrices de elasticidad. Se calcularon las matrices de elasticidad para las tres transiciones anuales y para la matriz promedio de cada fragmento utilizando las ecuaciones desarrolladas por Zuidema y Franco (2001) y Franco y Silvertown (2004) para evaluar la influencia relativa que tienen los cambios en las tasas vitales de supervivencia (o), crecimiento (g , incluido crecimiento negativo/retrogradación (p) y fecundidad

(ϕ) en la tasa de crecimiento de la población (λ). Los valores de las matrices de elasticidad promedio de cada especie y población se graficaron dentro del triángulo demográfico propuesto por Silvertown et al., (1993).

RESULTADOS

Distribución espacial, fructificación y germinación.

El tamaño de muestra inicial fue de 998 plantas (496 de *C. elegans* y 502 de *C. miradoreense*). La densidad poblacional de *C. elegans* fue mayor en el borde (Xico Viejo 295 ± 17 ind) que al interior de los fragmentos (Chiconquiaco 201 ± 17 ind), mientras que en *C. miradoreense* el patrón es inverso, con mayor densidad al interior (Xalapa 324 ± 4 ind) que en el borde (Xico Viejo 178 ± 10 ind) (Tabla 1). Las plántulas y juveniles fueron las categorías de tamaño más abundantes de *C. elegans* en el borde y para *C. miradoreense* fueron los adultos en el interior del fragmento (Figura 2). La distribución espacial de los individuos es de forma agregada en todos los fragmentos, aunque la dimensión de la agregación difiere entre especies. La mayor agregación la presenta *C. miradoreense* al interior de los fragmentos con relación al borde ($K = 1021.1$, I.C. = 464.5 y $K = 1225.2$, I.C. = 760.9, respectivamente). *C. elegans*, aunque también se distribuye de forma agregada, los parches tienen a ser más densos al borde que al interior de los fragmentos ($K = 1073.2$, I.C. = 720.1 y $K = 850.7$, I.C. = 471.9, respectivamente).

La cantidad de plantas reproductivas varió entre fragmentos y entre especies. Para *C. elegans* y *C. miradoreense* los sitios al interior de los fragmentos presentaron mayor número de individuos reproductivos en comparación con los del borde para ambas especies. En promedio, la producción de frutos por individuo reproductivo fue menor en *C. elegans* que en *C. miradoreense*. En todas las poblaciones, los adultos de mayor categoría son los que producen mayor cantidad de frutos. Se encontraron altos porcentajes de germinación en las semillas de *C. elegans* (83.2 ± 2.8) y *C. miradoreense* (84.5 ± 2.5), dichos porcentajes de germinación no difirieron entre especies ($F_{1,118} = 0.118$, $P = 0.732$) y ni entre los fragmentos de la misma especie ($F_{3,116} = 0.197$, $P = 0.898$) (Tabla 1).

Dinámica poblacional. Las matrices de transición promedio indican que la población de *C. elegans* al interior del fragmento está decreciendo ($\lambda = 0.929 \pm 0.028$) y la del borde se encuentra en equilibrio ($\lambda = 1.008 \pm 0.029$) (Tabla 2), mientras que para *C. miradoreense* en ambas condiciones las poblaciones están en equilibrio ($\lambda = 1.015 \pm 0.028$ en interior y $\lambda = 1.086 \pm 0.028$ en borde) (Tabla 3). Se observó que las tasas finitas de crecimiento poblacional variaron entre fragmentos y entre especies durante las tres transiciones anuales. Para *C. elegans* al interior del fragmento λ fue baja en el primer y tercer periodo ($\lambda = 0.906$ y $\lambda = 0.867$, respectivamente), y sólo en 2005-06 λ llegó al equilibrio ($\lambda = 1.019$). En el borde, se presentaron $\lambda > 1$ en los dos primeros años y una $\lambda < 1$ en el periodo

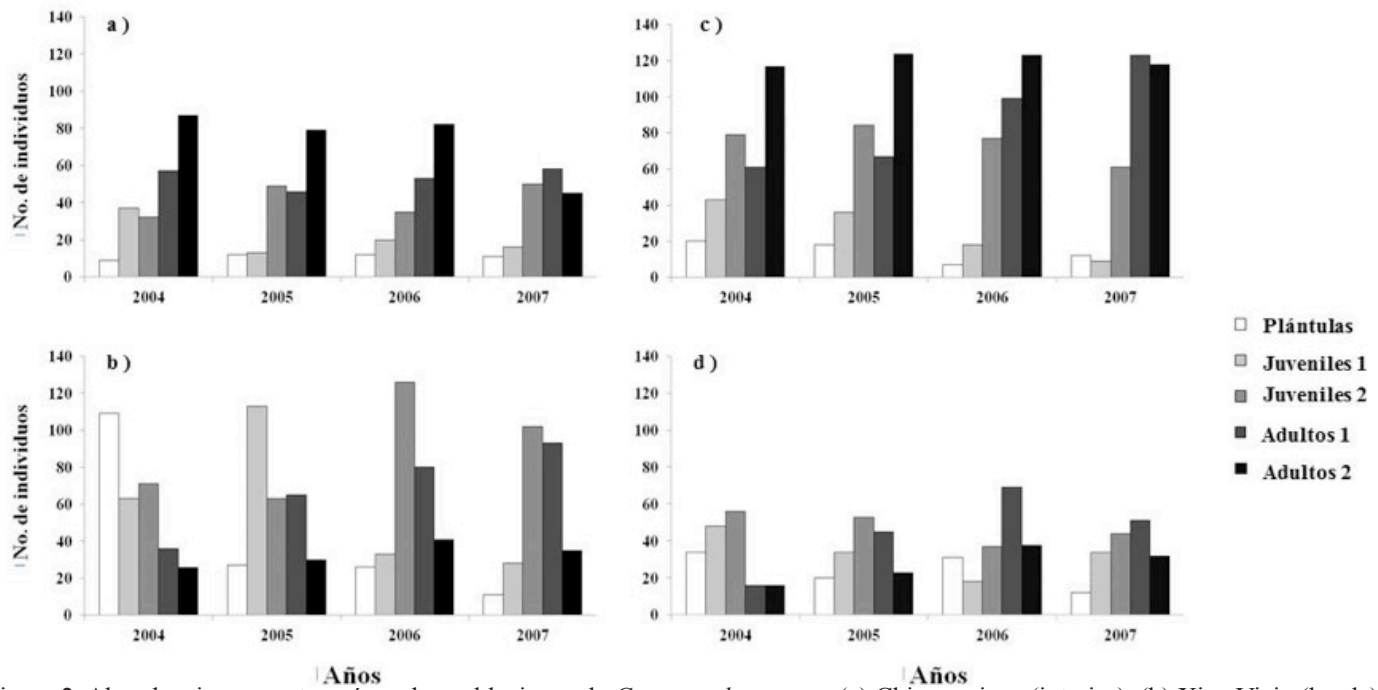


Figura 2. Abundancias por categoría en las poblaciones de *Cestrum elegans* en: (a) Chiconquiaco (interior), (b) Xico Viejo (borde) y de *C. miradorensis* en: (c) Xalapa (interior), (d) Xico Viejo (borde).

Tabla 1. Parámetros demográficos de *C. elegans* y *C. miradorensis* en fragmentos de bosque mesófilo del centro de Veracruz, México.

Especies	Población	Densidad (ind/ha)	Plantas Reproductivas	Frutos/Planta	Semillas/Fruto	% Germinación
<i>C. elegans</i> (regional)	Chiconquiaco (interior)	201 ± 17	35 ± 17.9	32.4 ± 7.6	14.1 ± 4.8	81.7 ± 3.6
	Xico Viejo (borde)	295 ± 17	27.5 ± 8.6	41.4 ± 13.2	16.8 ± 5.5	84.7 ± 2.1
<i>C. miradorensis</i> (micro-endemismo)	Xalapa (interior)	324 ± 4	66 ± 27.4	85.5 ± 79.4	8.6 ± 2.9	83.8 ± 2.5
	Xico Viejo (borde)	178 ± 10	28.5 ± 5.7	64.2 ± 22.2	10.4 ± 3.7	85.2 ± 2.6

2006-07 ($\lambda = 0.902$) (Tabla 2). Para *C. miradorensis*, se obtuvieron $\lambda > 1$ en casi todos los años y en ambas condiciones de bosque, salvo en el 2006-07 donde la λ del borde fue menor a la unidad ($\lambda = 0.867$) (Tabla 3). Al comparar la estructura poblacional observada y la distribución estable en categorías, no se encontraron diferencias significativas entre los sitios al interior del fragmento en ambas especies en al menos dos periodos (Tabla 4), mientras que en los sitios al borde de los fragmentos sí se encontraron diferencias significativas para ambas especies en los dos primeros periodos (Tabla 4). En general, las categorías de tamaño observadas al interior de los fragmentos, en ambas especies, indican alta proporción de individuos en las categorías de adultos, lo que sugiere que se trata de poblaciones maduras (Figura 2). Las poblaciones al borde de los

fragmentos para ambas especies presentan una mayor abundancia relativa en las categorías de menor tamaño (Figura 2).

La longevidad máxima proyectada a partir de las matrices de transición promedio sugieren que en *C. elegans* la vida media en ambos fragmentos es muy similar (16.8 años al interior y 14.7 años al borde). En tanto que en *C. miradorensis* la longevidad máxima es tres veces mayor al interior del fragmento (51.8 años) que en el borde (13.5 años). El tiempo generacional (μ_1) varió entre fragmentos y entre especies en los tres años. Las matrices promedio indican que el mayor tiempo generacional corresponde a *C. miradorensis* al interior del fragmento ($\mu_1 = 48.3$ años). Para el resto de las poblaciones, el tiempo generacional fue menor y muy

similar entre ellas: 11.8 años para el borde del fragmento de *C. miradoreense*, 13.3 y 11.9 años al interior y en el borde de los fragmentos de las poblaciones de *C. elegans*, respectivamente. La edad promedio a la que se alcanza la madurez sexual (α_s) en *C. elegans* fue mayor al interior que en el borde del fragmento (5.02 y 4.64 años, respectivamente). Del mismo modo para *C. miradoreense* fue mayor al interior que en el borde (5.08 y 4.53 años, respectivamente).

Los valores reproductivos por categorías de tamaño en ambas especies fueron mayores en los bordes. Se observa que, en todas las matrices de transición, la fecundidad se incrementa conforme las plantas aumentan de tamaño (Tablas 2 y 3). Las entradas en los valores de fecundidad varían entre fragmentos, pero no entre especies. El promedio de nuevos individuos reclutados para *C. elegans* fue mayor en el borde (21.3 ± 9.0 plántulas) que en el interior del fragmento (11.7 ± 0.6 plántulas), al igual que en *C. miradoreense* donde el reclutamiento en el borde (21.0 ± 9.5 plántulas) fue mayor que al interior del fragmento (12.3 ± 9.0 plántulas).

Las tablas de vida generadas por STAGECOACH a partir de las matrices de proyección de *C. elegans* y *C. miradoreense* en todos los fragmentos predicen una curva de supervivencia de Tipo III, donde la mortalidad es alta entre las categorías de menor tamaño. Durante el periodo 2006-07 se registraron las mayores tasas de mortalidad en todas las categorías de las cuatro poblaciones. En general, los valores de retrogresión a categorías inferiores en juveniles, adultos 1 y adultos 2 fueron altos. En *C. elegans*, la mayor retrogresión ocurrió en el 2006-07, cuando el 48.7% de los adultos 2 al borde y el 43.9% al interior presentaron un retroceso a categorías menores (Tabla 3). En *C. miradoreense*, las mayores retrogresiones también se presentaron en 2006-07 y en las categorías de adultos 2 (41.6% al borde y 20% al interior) (Tabla 4).

Análisis de elasticidad. Las matrices promedio de elasticidad indican que las especies pueden presentar comportamientos demográficos diferentes dependiendo de la región donde se ubican individuos al seno de las poblaciones. Así, se observa que la permanencia o estasis (*S*) es el proceso demográfico que más influye cuando las poblaciones se ubican al interior de los fragmentos (e.g., Chiconquiaco para *C. elegans* y Xalapa para *C. miradoreense*). En tanto que los procesos de crecimiento (*G*) y la fecundidad (*F*) tienen mayor aportación a las poblaciones cuando se encuentran en el borde del fragmento (Xico Viejo para ambas especies) (Figura 3).

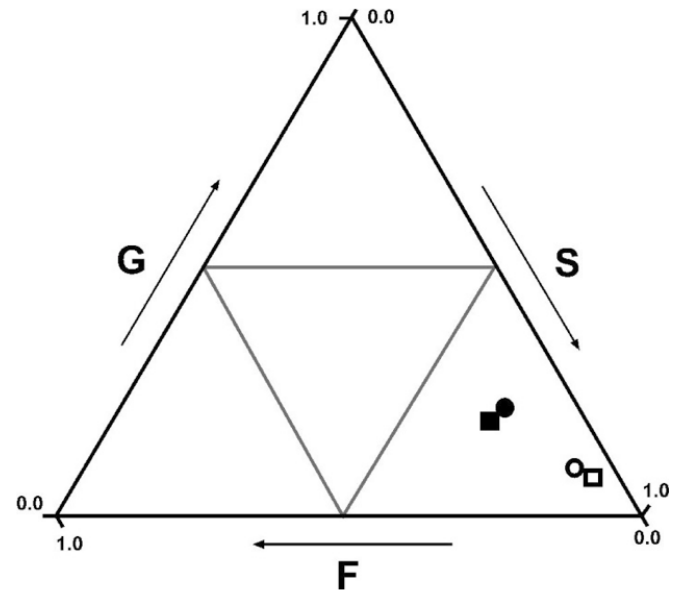


Figura 3. Ubicación de las poblaciones de *Cestrum* en el triángulo demográfico (sensu Silvertown et al., 1993). Los ejes representan las elasticidades de los procesos demográficos de fecundidad (*F*), crecimiento (*G*) y permanencia (*S*). Se representan los valores de las matrices promedio. Para de *C. elegans*, círculo abierto es Chiconquiaco (interior) y círculo cerrado Xico Viejo (borde), mientras que en *C. miradoreense*, cuadro abierto es Xalapa (interior) y cuadro cerrado Xico Viejo (borde).

DISCUSIÓN

Distribución espacial y estructura poblacional asociada al grado de endemismo. Rabinowitz (1981) menciona que una característica de las especies raras es su distribución geográfica restringida, la cual frecuentemente está relacionada con mecanismos de dispersión y establecimiento deficientes. Los resultados de este estudio indican que las poblaciones de *Cestrum elegans* y *C. miradoreense* tienen un patrón de distribución espacial agregado, sugiriendo que puede existir una limitación en el alcance de la dispersión para ambas especies (Jordano et al., 2004). No obstante, los parches de *C. miradoreense* (micro-endemismos) al interior de los fragmentos tienden a ser más densos que los de *C. elegans* (endemismo regional), lo que sugiere una sensibilidad mayor y la necesidad de condiciones óptimas, al interior de los fragmentos, para el establecimiento de las plantas. Por el contrario, *C. elegans*, tiene mayor heterogeneidad en la mayoría de los parámetros poblacionales, incluido el patrón de agregación espacial, lo que se ha relacionado con especies de mayor distribución dada su plasticidad para colonizar, dispersarse y responder en diferentes formas a las condiciones ambientales (cf. Octavio-Aguilar et al., 2019). En este sentido, el proceso de dispersión de frutos y semillas puede estar limitando la extensión y el tamaño de las poblaciones, lo cual ya ha sido reportado en especies perennes de larga vida, tanto raras como

comunes (Octavio-Aguilar et al., 2019; Cabrera-Toledo et al., 2019). Además de la limitación intrínseca en estos procesos a nivel local. Herrera y García (2010) mencionan que la fragmentación del hábitat incrementa la limitación en la dispersión de frutos y semillas a través del paisaje debido a la disminución en la actividad de los polinizadores y los dispersores, lo que puede afectar también los estadios demográficos posteriores, como la supervivencia de plántulas (Bruna et al., 2009). Esto cabría esperar dada la alta fragmentación del bosque mesófilo en los últimos años (Gual-Díaz y Rendón-Correa, 2014).

Para muchas especies es común que la etapa post-dispersión sea clave en el reclutamiento, ya que frecuentemente en esta etapa se da una elevada pérdida de frutos y semillas por depredación (Jordano, 2000; Castro-Laportte y Ruiz-Zapata, 2000). No obstante, existen casos de algunas especies raras de larga vida que no presentan depredadores o sus dispersores potenciales evitan las semillas debido a su alta toxicidad y con ello su dispersión también se ve limitada (Octavio-Aguilar et al., 2008). Para el caso del género *Cestrum*, se han aislado y caracterizado una variedad de compuestos en hojas y semillas, tales como saponinas, glucósidos, alcaloides, ácidos grasos y aceites esenciales (Riaz y Chaudhary, 1993), compuestos del metabolismo secundario que podrían estar restringiendo parcialmente la frugivoría y la consecuente dispersión de semillas. Cabe hacer mención que es limitada la información que se tiene sobre la historia natural de especies de *Cestrum* que pueda servir de base para estudios en profundidad de estos procesos (Montero-Castro, 2006). Por lo tanto, sería necesario realizar estudios al respecto para comprobar esta hipótesis y conocer a las especies del gremio polinizadores y dispersores de semillas. Otro reto importante que enfrentan los organismos que forman poblaciones agregadas es la alta competencia durante el establecimiento de la progenie, una vez dispersadas, las semillas sufren fuertes pérdidas debido a factores bióticos y abióticos, como la disponibilidad de luz y agua, la calidad de los micrositios, etc., que limitan la probabilidad de germinación y establecimiento de nuevas plántulas (Schupp, 1995; Lavergne et al., 2004; Münzbergová, 2005). En algunas especies endémicas, se han reportado asociaciones con condiciones micro-ambientales específicas necesarias para su establecimiento (Lesica et al., 2006; Octavio-Aguilar et al., 2019). Por esa razón se sugiere que la variación en densidades de los bancos de semillas y su germinación en el tiempo son blanco de selección natural (González-Astorga y Núñez-Farfán, 2000), lo cual propicia que solo llegan a emerger y establecerse los fenotipos mejor adaptados (Cabin et al., 1998).

A nivel de comunidad, Williams-Linera (1993) menciona que los bancos de semillas de los bosques mesófilos de la región central de Veracruz, pueden tener más de mil semillas por m² de suelo y que están conformados por hierbas (37%), arbustos (25%), árboles

(20%) y otras formas de vida (18%). Esto implica una alta competencia para germinar y establecerse para las especies que ahí habitan. En este sentido, Williams-Linera (1993) reporta la presencia de *C. miradoreense* en el banco de semillas de la zona del bosque mesófilo Xalapa. Al respecto, nosotros obtuvimos que, bajo condiciones controladas, en ambas especies, alrededor del 80% de las semillas germinan, esto no se refleja en condiciones naturales ya que el reclutamiento de nuevos individuos es bajo, excepto para la población de *C. elegans* en condición de borde, donde se observó un alto reclutamiento (Figura 2), esto es indicativo de que la mortalidad en esta fase del ciclo de vida es denso-dependiente (González-Astorga y Núñez-Farfán, 2000). Al respecto, los resultados de la genética de poblaciones de ambas especies indican que la selección natural está actuando durante el establecimiento de plántulas, favoreciendo un exceso de heterocigotos en la progenie (Reyes-Zepeda et al., 2013), lo que podría potenciar el establecimiento en un hábitat con alta biodiversidad y disponibilidad de agua, como los bosques mesófilos de montaña en México (Rzedowski, 1996; Gual-Díaz y Rendón-Correa, 2014). Lo anterior explica, en parte, las curvas de supervivencia de Tipo III encontradas en todas las poblaciones de *Cestrum*, caracterizadas por una mortalidad intensa al inicio de la vida y que disminuye hacia las etapas adultas. No obstante, los resultados indican que la selección natural estaría actuando con mayor intensidad sobre el borde de los fragmentos para la especie con la distribución más restringida (*C. miradoreense*), reflejando diferencias de mayor amplitud en los parámetros poblaciones entre las condiciones dentro y fuera del fragmento (Tabla 1). En conjunto, los datos genéticos (Reyes-Zepeda et al., 2013) y demográficos en cuanto a la pérdida de individuos reproductivos indican que *C. miradoreense* tiene un mayor grado de amenaza y sensibilidad a la fragmentación que *C. elegans*.

La distribución geográfica de *C. elegans* podría ser más amplia debido a que su estrategia de historia de vida le permite establecerse en lugares más abiertos (fragmentados). Una evidencia de esto es que se encontró con mayor abundancia poblacional en el borde del fragmento de Xico Viejo, aunado a que las transiciones de una categoría a otra son rápidas. Mientras que, *C. miradoreense* está aparentemente adaptada al sotobosque en fragmentos no perturbados, debido a que la mayor abundancia está al interior del fragmento de Xalapa y a que las categorías de adultos son más estables, longevas, con mayor componente reproductivo, son más densas y agregadas. No obstante, para probar esta hipótesis es necesario realizar un estudio que correlacione la distribución espacial de las plantas y las características del micro-hábitat (i.e., composición del suelo, banco de semillas, temperatura, humedad y heterogeneidad lumínica). Tales estudios ya se han realizado y proponen experimentos de tablas de vida y matrices integradas, para cuantificar el efecto de la variación ambiental sobre los parámetros

demográficos, genéticos y de historias de vida de las especies de forma conjunta e integral (Koons et al., 2016; Van Daalen y Caswell, 2020).

Dinámica poblacional y fragmentación del hábitat.

Franco y Silvertown (2004), así como Van Daalen y Caswell (2020), mencionan que los atributos demográficos y la dinámica poblacional varía sistemáticamente entre las especies dependiendo de su historia de vida y que su clasificación por grupos ecológicos diferenciados ofrece nuevos conocimientos sobre la relación entre la historia de vida, el hábitat y la estocasticidad ambiental, lo cual es importante para las especies endémicas (Silvertown et al., 1993; Schemske et al., 1994). En este sentido y considerando que *C. elegans* y *C. miradoreense* son especies filogenéticamente cercanas y que comparten la misma historia evolutiva dentro de los bosques mesófilos (Montero-Castro, 2006), ambas muestran un patrón demográfico similar. Esto apunta a que los atributos demográficos pueden tener un arrastre filogenético significativo, lo cual ha sido probado en especies del mismo género con distintas rarezas (cf. Bevill y Louda 1999; Lavergne et al., 2004). Ahora bien, hay diferencias entre los parámetros demográficos entre especies y entre sitios pues varían dependiendo de la ubicación de las poblaciones, ya sea en el interior o al borde de un fragmento. En este sentido, cabe resaltar que, independientemente de la especie, las poblaciones que ocurren en el interior de los fragmentos (Chiconquiaco para *C. elegans* y Xalapa para *C. miradoreense*), muestran elasticidades de permanencia altas y de fecundidad y crecimiento bajos. En otras palabras, la tasa de crecimiento de la población no depende del reclutamiento. Estas características de historia de vida son propias de plantas perennes de larga vida, con tiempos generacionales largos y altos valores de elasticidad para la permanencia (Franco y Silvertown, 2004), lo cual corresponde con los valores de longevidad (L) y tiempo generacional (μ_1) obtenidos en ambas especies (Figura 3). Mientras que, las poblaciones ubicadas al borde del fragmento (Xico Viejo, para ambas especies) muestran elasticidades que se ubican en un área más cercana al patrón de hierbas iteróparas de hábitats abiertos ubicadas en el centro del triángulo demográfico (Franco y Silvertown, 2004) (Figura 3). Esto se explica por el hecho de que el borde del fragmento demanda un crecimiento individual de las plantas y fecundidad más dinámicos.

Algunos meta-análisis han encontrado que los efectos negativos de la fragmentación varían dependiendo de la forma de vida de las plantas, la intensidad del disturbio y niveles de diversidad genética, y que estos efectos pueden diferir en los distintos procesos demográficos de las especies (Young y Clarke, 2000; Bruna et al., 2009; Jacquemyn et al., 2012; Tye et al., 2016). En el caso de las especies estudiadas de *Cestrum*, se ha encontrado alta diversidad genética ($P = 99.1$, $He = 0.397$ para *C. elegans*, datos sin publicar y $P = 99.6$, $He = 0.445$ para *C. miradoreense*, Reyes-Zepeda et al.,

2013) lo que permite suponer una mayor capacidad para responder a cambios ambientales, desde el punto de vista genético. No obstante, Lande (1988) menciona que los eventos estocásticos sí pueden tener una influencia significativa en la dinámica poblacional de las especies, sobre todo en la tasa finita de crecimiento poblacional (λ), independientemente de sus niveles de diversidad genética. Estos eventos pueden llegar a generar cuellos de botella demográficos, como se ha reportado en especies raras y comunes después de un disturbio (Young et al., 1996; Bruna et al., 2009). Este fue el caso de la población de *C. elegans* ubicada en Chiconquiaco (interior del bosque), en donde los periodos 2004-05 y 2006-07 mostraron efectos negativos en las categorías de adultos y por ende disminuyeron su fecundidad, como resultado de los derrumbes y vientos generados por el paso de los Huracanes "Stan" (CNA, 2005) y "Dean" (CNA, 2007) sobre las costas veracruzanas (esta población es la más cercana al Golfo de México). Aun cuando se simuló un incremento de hasta un 50 % en la fecundidad de esta población, la tasa de crecimiento poblacional se mantuvo por debajo de la unidad ($\lambda =$

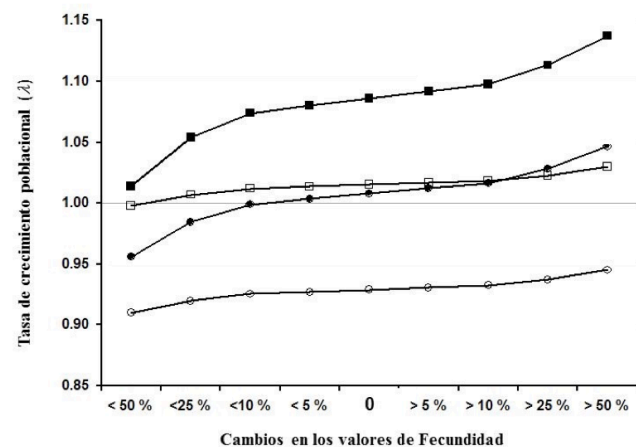


Figura 4. Simulación en los valores de la tasa de crecimiento poblacional (λ) en función de la variación porcentual de los valores de fecundidad. Círculos abiertos representan a *C. elegans* en Chiconquiaco (interior) y círculos cerrados en Xico Viejo (borde). Cuadros abiertos representan a *C. miradoreense* en Xalapa (interior) y cuadros cerrados en Xico Viejo (borde).

0.945, ver Figura 4).

Considerando que la fragmentación del hábitat en la zona de estudio comenzó hace más de cien años como producto de las actividades humanas (Gerez, 1992; Gómez-Díaz et al., 2018), los resultados de este trabajo sugieren que las poblaciones estudiadas tienen la posibilidad de mantenerse bajo condiciones de disturbio moderado (bordes de fragmentos) (cf. Grime, 1977), es decir, que se pueden recuperar bien después los disturbios asociados con la fragmentación, o bien que hay un efecto positivo de este proceso a nivel de la composición genética de las especies, algo que resulta ser paradigmático (e.g., *Acer saccharum* Marshall: Young et al., 1996, *Brongniartia vazquezii*

Dorado: González-Astorga y Núñez-Farfán, 2001). Cuando las poblaciones de las especies aquí estudiadas están al interior de los fragmentos funcionan de manera distinta, e.g., *C. elegans* decrece y *C. miradoreense* se mantiene estable. Esto sugiere que *C. elegans* es una especie adaptada a los claros y que *C. miradoreense* es una especie que se establece y crece mejor en condiciones estables al interior de los fragmentos, lo que se corrobora por la gran divergencia en la estructura poblacional entre el borde y el interior de esta especie con micro-endemismo. No obstante, el estudio genético de *C. elegans* revela una alta diferenciación poblacional ($F_{ST} = 0.178$, Reyes-Zepeda, datos no publicados) y un limitado flujo génico entre sus poblaciones, presuntamente como consecuencia de la fragmentación del hábitat. Contrario a estos resultados, *C. miradoreense* tiene poca diferenciación poblacional ($F_{ST} = 0.064$, Reyes-Zepeda et al., 2013) y la fragmentación del hábitat parece promover el flujo génico entre sus poblaciones. Sin embargo, si *C. miradoreense* se distribuye en un área menor (micro-endemismo), en fragmentos más conservados (mayor reproducción y densidad al interior de los fragmentos) y en condiciones más estables, entonces la aparente conectividad genética podría ser producto de una representatividad poblacional previa al disturbio, mientras que la mayor área de distribución para *C. elegans*, su aparente heterogeneidad demográfica así como la aparente respuesta positiva al disturbio, podría incrementar el efecto de divergencia genética por efecto fundador. En una especie del mismo género, *Cestrum parqui* Benth, los autores encuentran que la fragmentación del hábitat afecta la adecuación y el éxito reproductivo de las plantas debido a la disminución en

la efectividad de la polinización (Aguilar y Galetto, 2004). Bajo estos escenarios, es importante realizar estudios futuros sobre la biología reproductiva y los mecanismos de dispersión de polen y semillas en las especies de *Cestrum* estudiadas, para llegar a un mejor entendimiento de las estrategias de historia de vida y del grado de endemismo que presentan (Jacquemyn et al., 2012), sobre todo porque los resultados encontrados son contrarios a los de muchas especies cuya dinámica poblacional se ve altamente afectada por los procesos de fragmentación y perturbación del hábitat (Bruna et al., 2009; Bucharová et al., 2010; Tye et al., 2016).

Conociendo que el proceso de fragmentación en la zona de estudio tiene más de cien años, encontramos que las tasas de crecimiento poblacional de *C. miradoreense* se mantienen cercanas al equilibrio numérico tanto en el interior como en el borde de los fragmentos y que *C. elegans* está en equilibrio numérico en el borde del fragmento, pero su población decrece cuando se encuentra en condiciones de interior del fragmento, se puede considerar que las poblaciones estudiadas no están en peligro de extinción, aunado a que han transcurrido pocas generaciones bajo condiciones de fragmentación y haber estado sujetas a eventos de estocasticidad ambiental. Finalmente, se plantea que para mantener las poblaciones de *Cestrum* no sería suficiente proteger los fragmentos de bosque mesófilo, sino que será necesario considerar un manejo donde se evite el corte de individuos adultos por los lugareños para incrementar la fecundidad y el flujo génico, debido a que los adultos de mayor tamaño son los que producen mayor cantidad de semillas.

Tabla 4. Pruebas de G para comparar la estructura poblacional observada y la estructura estable de las categorías de tamaño de *C. elegans* y *C. miradoreense*.

Especie	Población	Transición	G	g.l.	P
<i>C. elegans</i>	Chiconquiaco (interior)	2004-05	5.38	4	ns
		2005-06	2.63	4	ns
		2006-07	18.81	4	< 0.05
<i>C. elegans</i>	Xico Viejo (borde)	2004-05	12.86	4	< 0.05
		2005-06	19.32	4	< 0.05
		2006-07	5.97	4	ns
<i>C. miradoreense</i>	Xalapa (interior)	2004-05	1.29	4	ns
		2005-06	16.14	4	< 0.05
		2006-07	3.92	4	ns
<i>C. miradoreense</i>	Xico Viejo (borde)	2004-05	13.97	4	< 0.05
		2005-06	12.57	4	< 0.05
		2006-07	10.16	4	ns

Tabla 2. Matrices de proyección poblacional de *Cestrum elegans* ubicadas en fragmentos de bosque mesófilo del centro de Veracruz, México. Se presenta la distribución estable de categorías de tamaños (w), valor reproductivo específico por categorías de tamaño (V), tasa de mortalidad específica por categoría (qx) y el valor de λ con su I. C. al 95 %.

Chiconquiaco (interior)							Xico Viejo (borde)						
P	J ₁	J ₂	A ₁	A ₂	w	V	P	J ₁	J ₂	A ₁	A ₂	w	V
2004-05													
P			0.0316	0.1172	0.062	0.144				0.0936	0.9089	0.192	0.118
J ₁	0.778	0.135			0.070	0.167	0.963	0.127				0.199	0.129
J ₂		0.622	0.313	0.175	0.069	0.199	0.208	0.825	0.099	0.083	0.038	0.197	0.146
A ₁			0.500	0.404	0.080	0.263	0.236		0.732	0.333	0.038	0.210	0.191
A ₂				0.316	0.701	0.406	0.245			0.278	0.769	0.202	0.416
qx	0.222	0.243	0.156	0.105	0.149			0.037	0.048	0.169	0.306	0.154	
λ	0.906 ± 0.027						1.058 ± 0.033						
2005-06													
P			0.0381	0.1297	0.064	0.162				0.0844	0.6837	0.155	0.126
J ₁	1.000	0.231	0.102		0.103	0.165	0.889	0.080				0.135	0.156
J ₂		0.692	0.408	0.130		0.166	0.188	0.876	0.333	0.077	0.033	0.194	0.182
A ₁			0.449	0.457	0.127	0.231	0.219		0.603	0.508	0.300	0.305	0.231
A ₂				0.348	0.835	0.437	0.265			0.369	0.567	0.211	0.304
qx		0.077	0.041	0.065	0.038			0.111	0.044	0.063	0.046	0.100	
λ	1.019 ± 0.025						1.100 ± 0.031						
2006-07													
P			0.0421	0.1069	0.037	0.161				0.0234	0.2226	0.054	0.127
J ₁	0.833	0	0.171		0.102	0.167	0.731	0.212	0.016			0.064	0.157
J ₂		0.700	0.314	0.245	0.146	0.335	0.207	0.545	0.516	0.163	0.146	0.320	0.198
A ₁			0.400	0.377	0.293	0.368	0.214		0.325	0.475	0.341	0.385	0.227
A ₂				0.189	0.427	0.158	0.251			0.213	0.439	0.177	0.291
qx	0.167	0.300	0.114	0.189	0.134			0.269	0.242	0.143	0.150	0.073	
λ	0.867 ± 0.033						0.902 ± 0.025						
Promedio													
P			0.0373	0.1179	0.053	0.156				0.0671	0.6051	0.141	0.128
J ₁	0.870	0.122	0.102		0.086	0.167	0.861	0.140	0.005			0.141	0.150
J ₂		0.671	0.345	0.184	0.072	0.235	0.200	0.749	0.316	0.108	0.073	0.220	0.174
A ₁			0.450	0.412	0.167	0.307	0.222		0.554	0.439	0.227	0.295	0.216
A ₂				0.284	0.654	0.318	0.254			0.287	0.592	0.203	0.333
qx	0.130	0.207	0.104	0.120	0.107			0.139	0.111	0.125	0.167	0.109	
λ	0.929 ± 0.028						1.008 ± 0.029						

AGRADECIMIENTOS

Al CONACyT por la beca 171234 otorgada a F R-Z y al financiamiento parcial del proyecto INECOL A. C. 2003/10776 a J G-A. Agradecemos a Teresa Valverde, Dánae Cabrera-Toledo, María Luisa Castillo y Miriam Ferrer por los comentarios realizados al manuscrito. Silvia L. Contreras, Juan Carlos Reyes, Oscar Juárez,

Antonio Miranda y Claudia Gallardo colaboraron en los muestreos de campo, en especial al Sr. Juan Morales y Sr. Pablo Hernández propietarios de los fragmentos de bosque de Xico Viejo y Chiconquiaco, respectivamente. Este manuscrito es un homenaje a la memoria del Dr. Carlos Montaña Carubelli (1943-2015).

Tabla 3. Matrices de proyección poblacional de *Cestrum miradorensis* ubicadas en fragmentos de bosque mesófilo del centro de Veracruz, México. Se presenta la distribución estable de categorías de tamaños (w), valor reproductivo específico por categorías de tamaño (V), tasa de mortalidad específica por categoría (qx) y el valor de λ con su I. C. al 95 %.

Xalapa (interior)							Xico Viejo (borde)						
P	J ₁	J ₂	A ₁	A ₂	w	V	P	J ₁	J ₂	A ₁	A ₂	w	V
2004-05													
P			0.0071	0.1501	0.063	0.149				0.2708	0.9792	0.239	0.117
J ₁	1.000	0.302			0.096	0.155	0.824	0.083	0.018	0.063		0.196	0.163
J ₂		0.605	0.164	0.034	0.217	0.190		0.917	0.161			0.181	0.190
A ₁			0.380	0.492	0.197	0.226			0.750	0.188		0.141	0.246
A ₂				0.328	0.889	0.426	0.280			0.688	0.750	0.242	0.285
qx		0.093	0.025	0.016	0.017		0.176		0.071	0.063	0.250		
λ	1.040 ± 0.019						1.151 ± 0.036						
2005-06													
P			0.0031	0.0548	0.029	0.169				0.0972	1.1576	0.235	0.098
J ₁	0.944				0.029	0.180	0.900					0.176	0.131
J ₂		0.972	0.075	0.032	0.111	0.186		0.853	0.132		0.043	0.150	0.185
A ₁			0.512	0.687	0.311	0.218			0.811	0.533	0.087	0.212	0.243
A ₂				0.224	0.871	0.520	0.246			0.444	0.783	0.226	0.343
qx	0.056	0.028	0.083	0.015	0.016		0.100	0.147	0.057	0.022	0.087		
λ	1.005 ± 0.020						1.200 ± 0.027						
2006-07													
P			0.0057	0.0930	0.039	0.148				0.0358	0.2508	0.058	0.154
J ₁	0.857				0.039	0.172	0.871	0.167	0.108			0.122	0.155
J ₂		0.833	0.091	0.049	0.145	0.206		0.611	0.432	0.188	0.105	0.339	0.182
A ₁			0.532	0.636	0.383	0.218			0.297	0.464	0.211	0.322	0.217
A ₂				0.232	0.772	0.394	0.255			0.174	0.526	0.158	0.292
qx	0.143	0.167	0.026	0.040	0.024		0.129	0.222	0.162	0.174	0.158		
λ	0.998 ± 0.021						0.880 ± 0.032						
Promedio													
P			0.0053	0.0993	0.045	0.156				0.1346	0.7959	0.192	0.116
J ₁	0.934	0.101			0.052	0.170	0.865	0.083	0.042	0.021		0.178	0.146
J ₂		0.803	0.110	0.038	0.161	0.194		0.794	0.242	0.063	0.050	0.196	0.184
A ₁			0.475	0.605	0.294	0.220			0.620	0.395	0.099	0.208	0.241
A ₂				0.261	0.844	0.448	0.260			0.435	0.686	0.226	0.313
qx	0.066	0.096	0.045	0.024	0.019		0.135	0.123	0.097	0.086	0.165		
λ	1.015 ± 0.020						1.086 ± 0.032						

LITERATURA CITADA

Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T. & Malingreau, J.P. (2002). Determination of deforestation rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science* 297(5583), 999-1002. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1070656>

Aguilar, R. & Galetto, L. (2004). Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). *Oecologia* 138(4), 513-520. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1451-9>

Aguilar, R., Quesada, M., Ashworth, L., Herrerias-Diego, Y. & Lobo, J. (2008). Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology* 17(24), 5177-5188. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03971.x>

Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F.P., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R.L., Meave, J., Norden, N., Santos, B.A., Leal, I.R. & Tabarelli. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research.

- Biological Reviews* 92(1), 326-340. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12231>
- Batista, W.B., Platt, W.J. & Macchiavelli, R.E. (1998). Demography of shade-tolerant tree (*Fagus grandifolia*) in a hurricane-disturbed forest. *Ecology* 79(1), 38-53. DOI: <https://doi.org/10.2307/176863>
- Bevill, R.L. & Louda, S.N. (1999). Comparisons of related rare and common species in the study of plant rarity. *Conservation Biology* 13(3), 493-498. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97369.x>
- Bruna, E.M., Fiske, I.J. & Trager, M.D. (2009). Habitat fragmentation and plant populations: is What we know demographically irrelevant? *Journal of Vegetation Science* 20(3), 569-576. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01060.x>
- Bubb, P., May, L., Miles, L. & Sayer, J. (2004). Cloud Forest Agenda. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. Disponible en: http://www.unepwcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMW_bio_series/20.html
- Bucharová, A., Münzbergová, Z. & Tájek, P. (2010). Population biology of two rare fern species: Long life and long-lasting stability. *American Journal of Botany* 97(8), 1260-1271. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.0900351>
- Cabin, R.J., Mitchell, R.J. & Marshall, D.L. (1998). Do surface plant and soil seed bank populations differ genetically? A multipopulation study of desert mustard *Lesquerella fendleri* (Brassicaceae). *American Journal of Botany* 85(8), 1098-1109. DOI: <https://doi.org/10.2307/2446343>
- Cabrera-Toledo, D., González-Astorga, J., Vovides, A.P., Casas, A., Vargas-Ponce, O., Carrillo-Reyes, P., Nolasco-Soto, J. & Vega, E. (2019). Surviving background extinction: Inferences from historic and current dynamics in the contrasting population structures of two endemic Mexican cycads. *Population Ecology* 61(1), 62-73. DOI: <https://doi.org/10.1002/1438-390X.1008>
- Castro-Laportte, M. & Ruiz-Zapata, T. (2000). Biología floral y síndrome de polinización de cinco especies de *Cestrum* (Solanaceae). *Kurtziana* 28(2), 205-210.
- Caswell, H. (1982). Life history theory and the equilibrium status of populations. *The American Naturalist* 120(3), 317-339. DOI: <https://doi.org/10.1086/283993>
- Caswell, H. (2001). *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates Inc. Publishers, Sunderland, MA. USA. ISBN: 978-087-8930-96-8.
- CNA. (2005). Reseña del huracán “Stan” del océano Atlántico. Comisión Nacional del Agua. Servicio Meteorológico Nacional, Octubre 1-5. México, D.F. 4 p. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Ciclones%20Tropicales/Ciclones/2005-Stan.pdf>
- CNA. (2007). Reseña del huracán “Dean” del océano Atlántico. Comisión Nacional del Agua. Servicio Meteorológico Nacional, Agosto 13-23. México, D.F. 12 p. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Ciclones%20Tropicales/Ciclones/2007-Dean.pdf>
- Cochran, M. & Ellner, S. (1992). Simple methods for calculating age-based life-history parameters for age-structured populations. *Ecological Monographs* 62(3), 345-364. DOI: <https://doi.org/10.2307/2937115>
- Crone, E.E. (2016). Contrasting effects of spatial heterogeneity and environmental stochasticity on population dynamics of a perennial wildflower. *Journal of Ecology* 104(2), 281-291. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12500>
- D’Arcy & W.G. (1999). Red-flowered *Cestrum* and red-loving hummingbirds. In Nee, M., Symon, D.E., Lester, R.N., Jessop, J.P. (eds) *Solanaceae IV: advances in biology and utilization*. (33-43pp). Kew: Royal Botanic Gardens. ISBN: 978-190-0347-90-7.
- Duncan, R. (1995). *Statistical Analysis Programs. User manual*. Lincoln University, Canterbury, New Zealand.
- Esparza-Olguín, E. (2004). ¿Qué sabemos de la rareza en especies vegetales? Un enfoque genético-demográfico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75(1), 17-32. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsoci.1691>
- Esparza-Olguín, E., Valverde, T. & Mandujano, M.C. (2005). Comparative demographic analysis of three *Neobuxbaumia* species (Cactaceae) with differing degree of rarity. *Population Ecology* 47(3), 229-245. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10144-005-0230-3>
- Franco, M. & Silvertown, J. (2004). A comparative demography of plants based upon the elasticity of vital rates. *Ecology* 85(2), 531-538. DOI: <https://doi.org/10.1890/02-0651>
- Gaceta Oficial de Veracruz. (1976). Decreto 156, Tomo CXV, No. 143 del 27 de Noviembre de 1976.
- Gerez, P. (1992). ¿Qué pasa en el Cofre de Perote? En: Boege, E., Rodríguez, H., eds. *Desarrollo y medio ambiente en Veracruz*. (151-157pp). México: CIESAS, Instituto de Ecología y Friederich Ebert Stiftung.
- Godínez-Álvarez, H., Valverde, T. & Ortega-Baes, P. (2003). Demographic trends in the Cactaceae. *The Botanical Review* 69(2), 173-203. DOI: [https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2003\)069\[0173:DTITC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0006-8101(2003)069[0173:DTITC]2.0.CO;2)
- Gómez-Díaz, J.A., Brast, K., Degener, J., Krömer, T.,

- Ellis, E., Heitkamp, F. & Gerold, G. (2018). Long-Term changes in forest cover in central Veracruz, México (1993-2014). *Tropical Conservation Sciences* 11(1), 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1177/1940082918771089>.
- González-Astorga, J. & Núñez-Farfán, J. (2000). Variable demography in relation to germination time in *Tagetes micrantha* Cav. (Asteraceae). *Plant Ecology* 151(2), 253-259. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1026570623406>
- González-Astorga, J. & Núñez-Farfán, J. (2001). Effect of habitat fragmentation on the genetic structure of the narrow endemic *Brongnartia vazquezii*. *Evolutionary Ecology Research* 3(1), 861-872. https://inecol.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1005/70/1/424_2001-25.pdf
- Grime, J.P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111 (982), 1169-1194. <https://www.jstor.org/stable/2460262?seq=1>
- Gual-Díaz, M. & Rendón-Correa, A. (2014). *Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo*. CONABIO, México. 352 p. ISBN 978-607-8328-07-9.
- Haase, P. (1995). Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's *K*-function: introduction and methods of edge correction. *Journal of Vegetation Science* 6(4), 575-582. DOI: <https://doi.org/10.2307/3236356>
- Haber, W.A. & Frankie, G.W. (1989). A tropical hawkmoth community: Costa Rican dry forest Sphingidae. *Biotropica* 21(2), 155-172. DOI: <https://doi.org/10.2307/2388706>
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. (2004). Predictors of species sensibility to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13(1), 207-251. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e>
- Herrera, J.M. & García, D. (2010). Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in *Ornithochorus* trees. *Conservation Biology* 24(4), 1089-1098. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01459.x>
- Honnay, O. & Jacquemyn, H. (2007). Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. *Conservation Biology* 21(3), 823-831. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00646.x>
- Izco, J. (1998). Types of rarity of plant communities. *Journal of Vegetation Plants* 9(5), 641-646. DOI: <https://doi.org/10.2307/3237282>
- Jacquemyn, H., Meester, L.D., Jongejans, E. & Honnay, O. (2012). Evolutionary changes in plant reproductive traits following habitat fragmentation and their consequences for population fitness. *Journal of Ecology* 100(1), 76-87. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01919.x>
- Jordano, P. (2000). Fruits and frugivory. En M. Fenner, editor. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. (125-166pp). Commonwealth Agricultural Bureau International, Wallingford, UK. ISBN: 978-085-1999-47-0.
- Jordano, P., Pulido, F., Arroyo, J., García-Castaño, J.L. & García-Fayos, P. (2004). Procesos de limitación demográfica. En Valladares, F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid, España. ISBN: 978-848-0147-38-5.
- Kabiel, H.F., Hegazy, A.K., Lovett-Doust, L., Al-Rowaily, S.L. & El-Nasser, A. (2016). Demography of the threatened endemic shrub, *Arbutus pavarii*, in the Al-Akhdar mountainous landscape of Libya. *Journal of Forest Research* 27(6), 1295-1303. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0263-9>
- Koons, D.N., Iles, D.T., Schaub, M. & Caswell, H. (2016). A life-history perspective on the demographic drivers of structured population dynamics in changing environments. *Ecology Letters* 19(9), 1023-1031. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12628>
- Lavergne, S., Thompson, J.D., Garnier, E. & Debussche, M. (2004). The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos* 107(3), 505-518. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13423.x>
- Lande, R. (1988). Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241(4872), 1455-1460. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.3420403>
- Lande, R. (1999). Extinction risks from anthropogenic, ecological and genetic factors. En: Landweber, L.F, Dobson, A.P., eds. *Genetics and the extinction of species*. (1-22pp). Princeton, NJ: Princeton University Press. ISBN: 978-069-1009-70-4.
- Leija-Loredo, E.G., Pavón, N.P., Sánchez-González, A., Rodríguez-Laguna, R. & Ángeles-Pérez, G. (2018). Land cover change and carbon stores in a tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Journal of Mountain Science* 15(10), 2136-2147. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4937-y>
- Lesica, P., Yurkewycz, P. & Crone, E.E. (2006). Rare plants are common where you find them. *American Journal of Botany* 93: 454-459. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4937-y>

org/10.3732/ajb.93.3.454

doi.org/10.21135/893275389.012

Mayr, E. (1961). Cause and effect in biology. *Science* 134(3), 1501–1506. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.134.3489.1501>

Metcalf, C.J.E. & Pavard, E. (2007). All paths to fitness lead through demography. *Trends in Ecology and Evolution* 22(11), 553–564. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.003>

Montero-Castro, J.C. (2006). Filogenia Molecular de *Cestrum* L. sección *Habrothamnus* (Endl) Schtl. (Solanaceae): Un proceso de diversificación rápida. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México.

Morales, C.L. & Galetto, L. (2003). Influence of compatibility system and life form on plant reproductive success. *Plant Biology* 5(5), 567–573. DOI: <https://doi.org/10.1055/s-2003-44794>

Münzbergová, Z. (2005). Determinants of species rarity: Population growth rates of species sharing the same habitat. *American Journal of Botany* 92(12), 1987–1994. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.92.12.1987>

Nee, M. (1986). Solanaceae I. Flora de Veracruz. Fascículo 49. INIREB. Xalapa, Veracruz, México. http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/resumenes/FLOWER/49-nee_I.pdf

Nee, M. (2001). An overview of *Cestrum*. In Van Den Berg, R. G., Barendse, G. W. M., Van Der Weerden, G. M., Mariani, C., eds. Solanaceae V: Advances in Taxonomy and Utilization. (109–136pp). Nijmegen, University Press. ISBN: 978-903-7305-80-7.

Nunes, J., Fernández, T., Dominguez, J.M., Odete, V.A. & Laforga, V.A.L. (2006). Karyotype differentiation of four *Cestrum* species (Solanaceae) based on the physical mapping of repetitive DNA. *Genetics and Molecular Biology* 29(1), 97–104. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-47572006000100019>

Octavio-Aguilar, P., González-Astorga, J. & Vovides, A.P. (2008). Populations dynamics of *Dioon edule* Lindl. (Zamiaceae): life history stages and management impact. *Botanical Journal of the Linnean Society* 157(3), 381–391. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2008.00814.x>

Octavio-Aguilar, P., Rivera-Fernández, A., Iglesias-Andreu, L.G., Vovides, A.P., Pérez-Farrera, M.A., Martínez-Meléndez, M. & González-Astorga, J. (2018). Effect of disturbance on population dynamics of Mexican cycads. In Li N, Stevenson DW, Griffith MP, eds. Cycad Biology and Conservation: The 9th International Conference on Cycad Biology. (146–156pp). The New York Botanical Garden. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2018.00814.x>

Octavio-Aguilar, P., Martínez-Falcón, A.P., Sánchez-González, A., Rojas-Martínez, A., Meerow W.A., Ramírez-Bautista, A., Ortiz-Pulido, R., Caballero-Cruz, P., Hernández-Rico, G.N. & Berriozabal-Islas, C.S. (2019). Influence of microhabitat on functional attributes of two columnar cacti with different distribution ranges. *Journal of Arid Environments* 162(1), 18–25. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.12.003>

Ornelas, J.F., Sosa, V., Soltis, D.E., Daza, J.M., González, C., Soltis, P.S., Gutiérrez-Rodríguez, C., Espinosa de los Monteros, A., Castoe, T.A., Bell, C. & Ruiz-Sánchez, E. (2013). Comparative Phylogeographic Analyses Illustrate the Complex Evolutionary History of Threatened Cloud Forests of Northern Mesoamerica. *Plos One* 8(2), e56283. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056283>

Pérez-Farrera, M.A., Vovides, A.P., Octavio-Aguilar, P., González-Astorga, J., de la Cruz-Rodríguez, J., Hernández-Jonapa, R. & Villalobos-Méndez, S.M. (2006). Demography of the cycad *Ceratozamia mirandae* (Zamiaceae) under disturbed and undisturbed conditions in a biosphere reserve of Mexico. *Plant Ecology* 187(1), 97–108. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9135-2>

Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. In: Syngé, H. ed. The Biological Aspects of Rare Plant Conservation. (205–217pp). John Wiley and Sons, UK. ISBN: 0471-28004-6.

Riaz, M., & Chaudhary, F. (1993). Chemistry of the medicinal plants of the genus *Cestrum* (Family Solanaceae). *Hamdard Medical* 36(1), 128–134.

Reyes-Zepeda, F., González-Astorga, J. & Montaña, C. (2013). Heterozygote excess by life-history stage in *Cestrum miradorensis* Francey (Solanaceae), a narrow endemic shrub in a Mexican cloud forest. *Plant Biology* 15(1), 176–185. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00613.x>

Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 35(1), 25–44. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm35.1996.955>

Schemske, D.W., Husband, B.C., Ruckelshaus, M.H., Goodwillie, C., Parker, I.M. & Bishop, J.G. (1994). Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75(3), 584–606. DOI: <https://doi.org/10.2307/1941718>

Schupp, E.W. (1995). Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82(3), 399–409. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1995.00814.x>

[org/10.2307/2445586](https://doi.org/10.2307/2445586)

Silvertown, J., Franco, M., Pisanty, I. & Mendoza, A. (1993). Comparative plant demography: relative importance of life cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. *Journal of Ecology* 81(3), 465-476. DOI: <https://doi.org/10.2307/2261525>

Stearns, S.C. (1992). *The evolution of life histories*. Oxford University Press. ISBN: 978-019-8577-41-6.

Thompson, J., Lugo, A.E. & Thomlinson, J. (2007). Land use history, hurricane disturbance, and the fate of introduced species in a subtropical wet forest in Puerto Rico. *Plant Ecology* 192(2), 289-301. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9318-5>

Tye, M.R., Menges, E.S., Weekley, C., Quintana-Ascencio, P.F. & Salguero-Gómez, R. (2016). A demographic ménage à trois: interactions between disturbances both amplify and dampen population dynamics of an endemic plant. *Journal of Ecology* 104(6), 1778-1788. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12642>

Van Daalen, S. & Caswell, H. (2020). Variance as a life history outcome: Sensitivity analysis of the contributions of stochasticity and heterogeneity. *Ecological Modelling* 417(1), 108856. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108856>

Venables, W.N. & Smith, D.M. (2004). An introduction to R 2.0.1. The R development core team. Available at <http://www.r-project.org>

Williams-Linera, G. (1993). Soil seed bank in four lower montane forest of Mexico. *Journal of tropical Ecology* 9(3), 321-337. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400007379>

Williams-Linera, G. 2002. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and Conservation* 11(10), 1825-1843. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1020346519085>

Williams-Linera, G., Manson, R.H. & Isunza, E. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8(1), 73-79. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2002.811307>

Young, A.G., Boyle, T. & Brown, A.H.D. (1996). The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* 11(10), 413-418. DOI: [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10045-8](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10045-8)

Young, A.G. & Clarke, G.M. (2000). Genetics, demography and viability of fragmented populations.

Cambridge University Press, Cambridge. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623448>

Zar, J.H. (2010). *Biostatistical analysis*. 5th ed. New Jersey: Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. ISBN: 978-032-1656-86.5.

Zuidema, P.A. & Franco, M. (2001). Integrating vital rate variability in to perturbation analysis: an evaluation for matrix population models of six plant species. *Journal of Ecology* 89(6), 995-1005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2001.00621.x>

COMITÉ EDITORIAL EXTERNO

Dr. Arturo Angulo S.
Universidad de Costa Rica

Dr. Agustín Aragón García
Benemérita Univ. Autónoma de Puebla

Dr. Salvador Arias Montes
Instituto de Biología UNAM

Ph.D. Carlos A. Blanco
The University of New Mexico

Dr. Felipe Ruan Soto
Universidad Nacional Autónoma de México

Dr. Andrés Eduardo Estrada Castellón
Facultad de Ciencias Forestales UANL

Dr. Joel David Flores Rivas
IPICYT, A.C.

Dr. Héctor Gadsden Esparza
Instituto de Ecología, A.C.

Dr. Mario Alberto García Aranda
Especies, Sociedad y Hábitat, A.C.

Dra. Deneb García Ávila
Facultad de Biología UMSNH

Dr. José Luis García Hernández
Facultad de Agricultura y Zootecnia UJED

Dr. Rafael A. Lara Reséndiz
Univ. of California, Sta. Cruz

Dr. Rodolfo Valentino Marcano Brito
Univ. Central de Venezuela

Dr. Jorge A. Mauricio Castillo
Univ. Autónoma de Zacatecas

Dr. Fausto Méndez de la Cruz
Instituto de Biología UNAM

Ph.D. Jafet M. Nassar
Inst. Venezolano de Inv. Científicas

Dr. Aldo Iván Ortega Morales
Univ. Autónoma Agraria Antonio Narro

Dr. Numa P. Pavón
Univ. Autónoma del Edo. de Hidalgo

Dra. Eréndira J. Cano Contreras
Univ. de Ciencias y Artes de Chiapas

Dr. Roger Iván Rodríguez Vivas
Universidad Autónoma de Yucatán

Dra. Fátima B. Salazar Badillo
INIFAP - Dpto. de Biología Zacatecas

Dra. Laura M. Scott Morales
Facultad de Ciencias Forestales UANL

Dr. José Villanueva Díaz
INIFAP, CENID, RASPA

M.C. Avigaíl Aguilar Contreras
Herbario Medicinal IMSS

Dr. José Juan Flores Maldonado
Especies, Sociedad y Hábitat, A.C.

Dr. Alejandro M. Maeda Martínez
Centro de Invest. Biológicas del Noroeste

Dra. María del Carmen Mandujano Sánchez
Intituto de Ecología UNAM

Dr. José Arturo de Nova Vázquez
Univ. Autónoma de San Luis Potosí

Dra. Norma L. Manríquez Morán
Universidad Autónoma del Edo. de Hidalgo

Dra. María Elena Torres Olave
Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

Dra. Tania Vianney Gutiérrez Santillán
Universidad Autónoma de Nuevo León



Árido-Ciencia es una revista de difusión científica de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango.

Las opiniones y contenidos expresados en los artículos son responsabilidad exclusiva de los autores y no necesariamente reflejan la postura de la revista.

Se autoriza la reproducción total o parcial de esta obra, siempre que los extractos sean reproducidos literalmente sin modificaciones y que se mencione la fuente y la fecha.

Todos los derechos reservados © Copyright 2020
Reserva de derechos al uso exclusivo No. 03-2016-120112114100-01
ISSN: 2594-2344
Indexada en Latindex: (<https://www.latindex.org/latindex/ficha?folio=28256>)
arido-ciencia@ujed.mx



Fotografía de:
Ángel Samuel
de la Torre E.

Río Nazas
Cañón de Fernández,
Lerdo, Durango, México.



ÁRIDO-CIENCIA



www.aridociencia.mx