

ISSN: 2007-7068



Ciencia Nicolaita

84



abril-mayo de 2022

Revista Científica

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Ciencia Nicolaita

ISSN: 2007-7068

Marco Antonio Landavazo Arias
Coordinador de la Investigación Científica

Pedro Corona Chávez
Editor

Comité Editorial

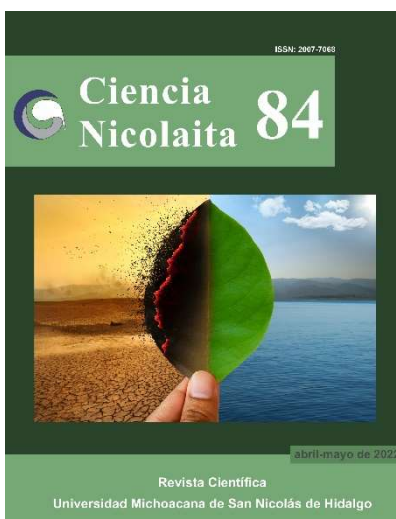
Luca Tessieri, Instituto de Física y Matemáticas; **Sabina Irene Lara Cabrera**, Facultad de Biología; **Martina Medina Nava**, Facultad de Biología; **María de Lourdes González Arqueros**, Conacyt – Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra; **Jeannette Sofía Bayuelo Jiménez**, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales; **José Miguel Cervantes Alfaro**, Facultad de Medicina; **Jorge Alejandro Verduzco Martínez**, Instituto de Investigaciones Metalúrgicas y de Materiales; **Claudio Rubén Fuerte Esquivel**, Facultad de Ingeniería Eléctrica; **Jesús Cirilo Trujillo Jiménez**, Facultad de Ingeniería Mecánica; **Elia Mercedes Alonso Guzmán**, Facultad de Ingeniería Civil.

Comité Editorial Externo

Daniele Colosi, Escuela Nacional de Estudios Superiores, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, México; **Carlos Alonso Maya Lastra**, Columbia University, Department of Ecology, Evolution and Environmental Biology, USA; **Rafael Ángel Reyna Hurtado**, Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Campeche, México; **Zayre Ivonne González Acevedo**, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Baja California, México; **Ramón Marcos Soto Hernández**, Colegio de Postgraduados, Postgrado en Botánica, Estado de México; **María Esther Olvera Cortés**, Centro de Investigación Biomédica de Michoacán, Instituto Mexicano del Seguro Social, México; **Ignacio Alejandro Figueroa Vargas**, Instituto de Investigaciones en Materiales, Universidad Nacional Autónoma de México; **Enrique Acha Daza**, Profesor Emérito de la Universidad de Tampere, Finlandia; **Víctor Manuel Ambríz Díaz**, Instituto Tecnológico de Chihuahua; **Luis Fernando Guerrero Baca**, Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Equipo Editorial: Sergio Ramírez Murillo, Naborina Villaseñor Santoyo, Rafael Orozco Flores.

Administrador página web: Hugo César Guzmán Rivera.



Ciencia Nicolaita

ISSN: 20007-7068

Revista Ciencia Nicolaita Número 84, abril-mayo de 2022

<https://www.cic.cn.umich.mx/cn>

Directorio	2
Contenido	3
Presentación	
Pedro Corona Chávez Editor	5

Volumen especial “Ecología y crisis ambiental”

**Editores invitados: Martina Medina Nava, Ricardo Miguel Pérez Munguía
y Rafael Reyna Hurtado**

Biodiversidad de Equinodermos en Bahías de Papanaoa

Adriana Lechuga-Granados y César Arroyo-Vega

DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.598>

6

A conceptual method to research in social systems focused to informal waste pickers

Buenrostro-Delgado Otoniel

DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.601>

16

Ecological topics related to food webs: a review with emphasis on global freshwater fish communities	
Arelly Ramírez-García, Rodrigo Moncayo-Estrada and Omar Domínguez-Domínguez	
DOI: https://doi.org/10.35830/cn.vi84.602	27
Diferencias en los ensambles de anfibios y reptiles entre tipos de vegetación en las estribaciones del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano en el estado de Michoacán, México	
Miriam Torres-López, Ileri Suazo-Ortuño y Leonel López-Toledo	
DOI: https://doi.org/10.35830/cn.vi84.603	40
La crisis ambiental y su efecto sobre los venados de México	
Sonia Gallina	
DOI: https://doi.org/10.35830/cn.vi84.605	56
<i>Eucalyptus</i> (Myrtaceae) y <i>Casuarina</i> (Casuarinaceae) en los parques urbanos, un asunto ambiental	
Saúl Ortiz Almendáriz, Juan Antonio Reyes Agüero	
DOI: https://doi.org/10.35830/cn.vi84.609	61
Aguadas de la Selva Maya: Santuarios de vida silvestre que unen esfuerzos de conservación internacional	
Rafael Reyna-Hurtado, Rony García-Anleu, Manolo García-Vetorazzi, Khiavett Sanchez-Pinzón, Kathy Slater, Jose Barão-Nobrega, Fernando Contreras, Gabriela Mendez-Saint Martin, David Sima-Panti, Wilber Martínez, Reynold Cal y Gabriela Ponce	
DOI: https://doi.org/10.35830/cn.vi84.610	71
Miscelánea	
Detección de zonas inactivas en una olla metalúrgica	
Gerardo Aguilar-Ávila, Gildardo Solorio Díaz, Alicia Aguilar-Corona.	
DOI: https://doi.org/10.35830/cn.vi84.585	81
Página legal	88

Presentación

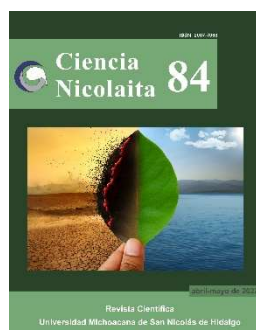
El número 84 de la revista *Ciencia Nicolaita* se propone continuar con la publicación de *Volúmenes Monográficos* relacionados con las diversas áreas del conocimiento de ciencias, ingeniería y arquitectura, con énfasis en las investigaciones activas de la UMSNH como núcleo del contenido, pero mantiene la búsqueda permanente de lograr un alcance externo a nivel nacional e internacional.

El número 84 de *Ciencia Nicolaita* representa la respuesta a la convocatoria del volumen monográfico **“Ecología y crisis ambiental”**. La emisión de la convocatoria, así como el cuidado de la revisión y edición de siete valiosas contribuciones estuvieron a cargo de **Martina Medina Nava** (Facultad de Biología-UMSNH), **Ricardo Miguel Pérez Munguía** (Facultad de Biología UMSNH,) y **Rafael Reyna Hurtado** (Ecosur-Campeche), destacados investigadores de la Universidad Michoacana en colaboración con Ecosur del sureste mexicano.

El número 84 de la revista *Ciencia Nicolaita*, contiene 7 contribuciones relacionadas con el volumen monográfico **“Ecología y crisis ambiental**, así como un artículo del área de ingeniería mecánica, por lo tanto mantiene su compromiso para difundir contribuciones de diversas áreas del conocimiento.

Esperamos que el contenido de este número y en especial la propuesta de edición de volúmenes monográficos pueda ser un estímulo para la publicación de los avances de cada área del conocimiento, así como de esta manera poder capturar un mayor número de lectores a nivel nacional e internacional.

Pedro Corona Chávez
Editor



Ciencia Nicolaita

ISSN: 2007-7068



Universidad Michoacana
de San Nicolás de Hidalgo

Biodiversidad de Equinodermos en Bahías de Papanaoa

Biodiversity of Echinoderms on Papanaoa Bays

Adriana Lechuga-Granados* y César Arroyo-Vega

Para citar este artículo: Adriana Lechuga-Granados y César Arroyo-Vega, 2022. Biodiversidad de Equinodermos en Bahías de Papanaoa. Ciencia Nicolaita no. 84, 6-15. DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.598>



Historial del artículo:

Recibido: 13 de febrero de 2022

Aceptado: 29 de marzo de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



Ver material suplementario



Correspondencia de autor: adriana.lechuga@umich.mx



Términos y condiciones de uso: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



Envíe su manuscrito a esta revista: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>



Biodiversidad de Equinodermos en Bahías de Papanaoa

Biodiversity of Echinoderms on Papanaoa Bays

Adriana Lechuga-Granados^{1*} y César Arroyo-Vega²

¹ Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

² GroBios A.C. Guerrero Biodiversidad

Resumen

México es el hábitat del 10% de especies de equinodermos en el planeta y el Pacífico mexicano es importante ya que alberga un 52% de las especies registradas para México, si comparamos la riqueza de equinodermos del Pacífico Sur Mexicano en los estados de Oaxaca, Chiapas y Guerrero en los que habitan 94, 15 y 135 especies respectivamente, el estado de Guerrero presenta la mayor diversidad y el mayor número de especies. Sin embargo, sus costas han sido poco estudiadas especialmente en el grupo de los equinodermos. El objetivo del presente estudio es conocer por vez primera, la riqueza de especies de equinodermos que habitan en Bahías de Papanaoa, Guerrero-México, en un total de once sitios de recolecta con una compleja variedad de ambientes como arrecifes coralinos, fondos arenosos y rocosos en una longitud lineal aproximada de 15 km. Durante un año de muestreos mensuales se registra un total de 55 especies de equinodermos, se utilizaron diversas técnicas de captura directa, búsqueda de barrido, aleatorio y transecto, con buceo SCUBA (*Self Contained Underwater Breathing Apparatus*) y buceo libre en inmersiones de los 0 a 20 metros de profundidad y en un rango de temperatura del agua marina de 27°C a 31°C. La riqueza de equinodermos en la complejidad de sus diversos ambientes y sustratos en los 15 km de longitud estudiados en Bahías de Papanaoa, señalan que esta localidad en el estado de Guerrero existe la posibilidad de registrar nuevas especies, esta zona representa el 3% de litoral marino para todo el estado de Guerrero, en ella habita el 34.5% de los equinodermos del Pacífico Sur Mexicano, y tan solo en Bahías de Papanaoa se encuentra el 58.3% de especies respecto a las 96 especies de los ejemplares depositados en la Colección Nacional de Equinodermos (CNE-ICMyL-UNAM) para todo el estado de Guerrero. Los resultados que se presentan en este estudio demuestran la gran riqueza de equinodermos en la zona, en consecuencia, es prioritario que en esta zona del Pacífico Sur Mexicano se dé continuidad a estudios más específicos sobre equinodermos en temas de taxonomía, distribución, ecología, sistemática molecular, diversidad, fisiología y recurso pesquero.

Palabras clave: Echinodermata; Guerrero; Bahías de Papanaoa; riqueza.

Abstract

Mexico is the habitat of 10% of echinoderm species on the planet and the Mexican Pacific is important since it houses 52% of the species registered for Mexico. If we compare the richness of echinoderms of the Mexican South Pacific in the states of Oaxaca, Chiapas and Guerrero, inhabited by 94, 15 and 135 species respectively, the state of Guerrero has the greatest diversity and the greatest number of species. However, its coasts have been little studied, especially in the group of echinoderms. The objective of this study is to know for the first time the richness of echinoderm species on the Papanao Bays, Guerrero-Mexico, considering the total of eleven collection sites and with a complex variety of environments such as coral reefs, sandy and rocky bottoms, in a linear length of approximately 15 km. On the other hand, during monthly sampling, a total of 55 species of echinoderms were recorded using various techniques of direct capture, sweep, random and transect search were used, with SCUBA diving (Self Contained Underwater Breathing Apparatus) and free diving in immersions of the 0 at a depth of 20 meters and in a seawater temperature range of 27°C to 31°C. The richness of echinoderms in the complexity of their various environments and substrates in the 15 km length studied in Papanao Bays, indicate that this locality in the state of Guerrero has the possibility of registering new species. This area represents 3% of the coastline for the entire state of Guerrero, 34.5% of the echinoderms of the Mexican South Pacific live there, and only in Papanao Bays there are 58.3% of species with respect to the 96 species of the specimens deposited in the National Collection of Echinoderms (CNE-ICMyL-UNAM) for the entire state of Guerrero. The results presented in this study show the great richness of echinoderms means it is a priority area to carry out more specific studies in terms of taxonomy, distribution, ecology, systematics molecular, diversity, physiology and fishing resources.

Keywords: Echinodermata; Guerrero; Papanao Bays; richness.

Introducción

Las estrellas de mar, lirios de mar, erizos de mar, estrellas quebradizas, estrellas canasta, bizcochos, galletas de mar y pepinos de mar son algunos de los nombres comunes con los que conocemos a los equinodermos que corresponden a "Echinodermata", término que hace referencia a un organismo de "piel espinosa" (Solís-Marín et al., 2018). Los equinodermos son invertebrados deuterostomados marinos que se distinguen en las comunidades bentónicas como elementos esenciales, son parte importante de las cadenas tróficas, cumplen funciones como organismos depredadores, filtradores y detritívoros, su actividad contribuye al ciclo de nutrientes, a la descomposición de la materia orgánica, así como a la oxigenación de sedimentos

y agua en los ecosistemas bentónicos marinos (Padilla-Pérez et. al., 2017).

En México habitan 818 especies de equinodermos, lo que representa el 10.8 % de las especies que habitan en el planeta (Solís-Marín et al., 2018). Las costas del Pacífico mexicano son importantes y se caracterizan por albergar al menos un 52% de las especies registradas para México, también por presentar abundancia y variedad de estrellas de mar, superior a las del Golfo de México o del Mar Caribe, además por la estrecha relación de especies endémicas con especies del Indo-Pacífico, la región mediterránea y el Mar Caribe (Solís-Marín y Laguarda-Figueroa 2007).

En el año 2015 se presentó la primera lista de especies con todos los nombres válidos y sinónimos, así como una revisión histórica sobre el estu-

dio de los equinodermos en el Pacífico Sur de México. Dicha lista se basa en una búsqueda exhaustiva bibliográfica y de registros de especímenes depositados en museos y colecciones. Se reconocen 162 especies de equinodermos en el Pacífico Sur Mexicano de 96 géneros, 54 familias y 20 órdenes. El estado de Guerrero presentó 135 especies, mientras que en Oaxaca 94 y Chiapas 15 (Granja-Fernández *et al.*, 2015).

Guerrero es la cuarta entidad más biodiversa y menos estudiada en México. En su territorio habitan 930 especies de vertebrados y actualmente sufre de una pérdida significativa de hábitats naturales originales (Botello *et al.*, 2015). Se han realizado algunos trabajos sobre el conocimiento de los equinodermos en el estado de Guerrero, primordialmente en las playas de Acapulco y Zihuatanejo que se distinguen como sitios turísticos de fácil acceso, lo que ha permitido llevar a cabo estudios sobre su biodiversidad (Hernández 2015; García 2019).

El presente trabajo fue realizado en las Bahías de Papanao, las cuales se distinguen por sus playas, pueblos, caseríos y un pequeño puerto. Cuenta con 5000 habitantes dedicados principalmente a la pesca, agricultura y servicios turísticos, la zona pertenece a seis diferentes regiones prioritarias de conservación y es parte de un Área Natural Protegida con categoría de Santuario de Tortugas Marinas. Este estudio contribuye al conocimiento de la riqueza de equinodermos en un lugar nunca antes estudiado y con el uso de técnicas diversas aporta los primeros registros de especies de equinodermos en esta zona de Guerrero y también para México con información sobre su distribución, riqueza y taxonomía, dando evidencia de su presencia en una compleja variedad de ecosistemas marinos.

Metodología

Con la finalidad obtener un listado con los registros de las especies de equinodermos recolectadas en el estado de Guerrero, se visitaron y consultaron las bases de datos de colecciones y centros de investigación, como fue la Colección Nacional de

Equinodermos “Dra. María Elena Caso Muñoz” del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-UNAM (CNE-ICMyL-UNAM). También se revisaron y analizaron diversos trabajos de tesis sobre equinodermos y bases de datos de ejemplares depositados en la Facultad de Ecología Marina de la Universidad Autónoma de Guerrero (UAGRO-FEM), de igual manera fue para la Colección de Invertebrados de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH-FB). Aunado a lo anterior, se consideró el trabajo realizado por Granja-Fernández y colaboradores (2015), con la lista de especies actualizada basada en una exhaustiva búsqueda de registros publicados, así como de especímenes depositados en colecciones de referencia con una revisión histórica sobre el estudio de los equinodermos en el Pacífico Sur Mexicano.

Sitio de estudio: El estado de Guerrero está ubicado en la suroeste de México, limitado en su porción suroeste con el océano Pacífico y al noroeste con el río Balsas, la geomorfología del estado es una de las más accidentadas y complejas de México, el territorio es atravesado en su mayor parte por la Sierra Madre del Sur. La parte marítima del estado corresponde a la región de transición de dos sistemas oceánicos de alta productividad biológica, bajo la influencia al norte de la corriente de California y al sur la del Golfo de Tehuantepec (Trasviña Castro *et al.*, 1999). Ahora bien, la localidad de Papanao (17°19'23" N, 101°02'29" WO) se ubica en la costa occidental del Estado de Guerrero, pertenece al Municipio de Técpan de Galeana en la Costa Grande, cuenta con una altitud de 36 m.n.s.m. y presenta un clima cálido subhúmedo. La principal vía de comunicación terrestre en la región es la Carretera Federal 200 que atraviesa la localidad de Papanao, se considera una vía importante de tránsito costero entre Zihuatanejo y Acapulco. Bahías de Papanao, lo conforman una serie de playas a lo largo de 15 km de litoral, donde se localizan los once sitios de muestreo: Isla de las Animas (17°18'38" N, 101°4'11" W); Playa Ojo de Agua (17°17'43" N, 101°3'4" W); Playa El Gringo (17°17'29" N, 101°3'3" W); Los Balcones (17°17'14" N, 101°3'12" W); El Polvorín (17°16'50" N,

101°3'18" W); Muelle Faro (17°16'37" N, 101°3'35" W); El Coralito (17°16'39" N, 101°3'41" W); Barco Hundido (17°16'46" N, 101°3'42" W); Playa Escondida (17°16'1" N, 101°3'25" W); El Colorado

(17°16'6" N, 101° 2'59" W) y Piedra de Tlacoyunque (17°15'3" N, 101° 0'26" W) (Ver figura 1).

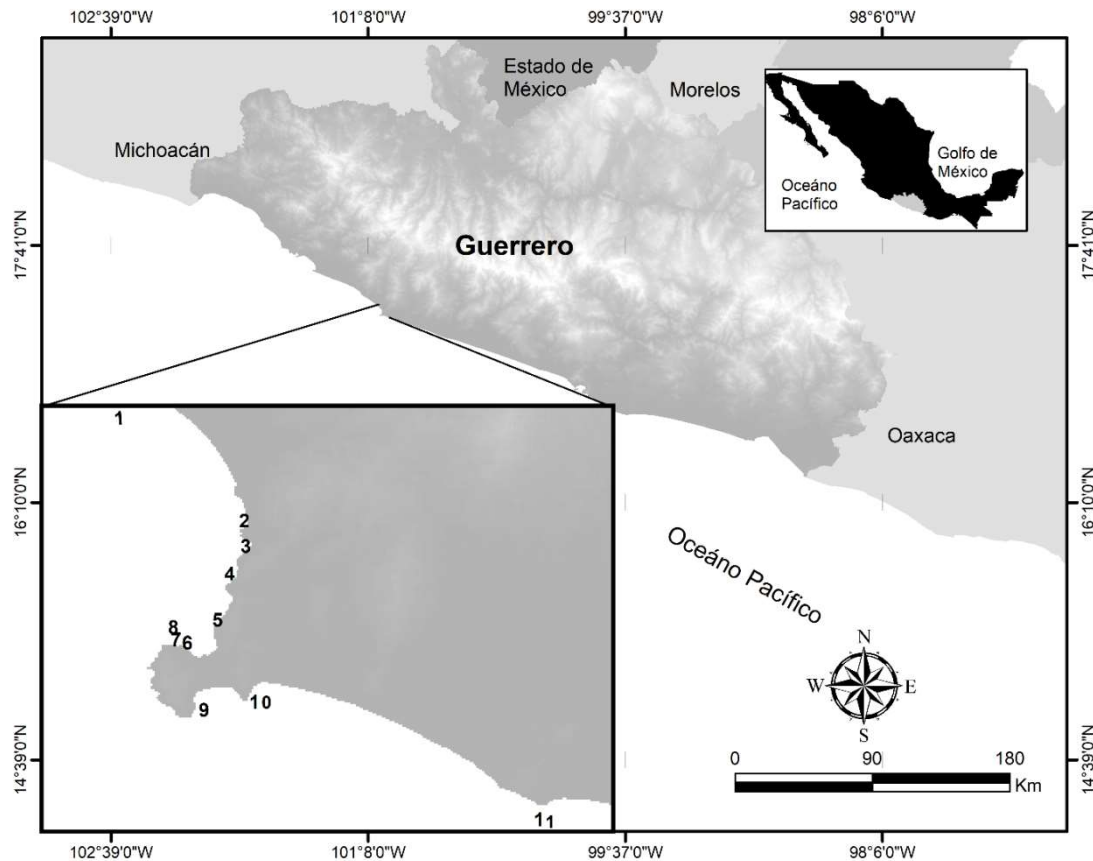


Figura 1. Sitios de estudio de equinodermos en Bahías de Papanao, Guerrero-México. 1) Isla de las Animas; 2) Playa Ojo de Agua; 3) Playa El Gringo; 4) Los Balcones; 5) El Polvorín; 6) Muelle Faro; 7) El Coralito; 8) Barco Hundido; 9) Playa Escondida; 10) El Colorado; 11) Piedra de Tlacoyunque

Trabajo de campo: Se realizaron muestreos mensuales de julio 2018 a julio 2019 registrándose datos correspondientes a temperatura del agua marina, profundidad y tipo de sustrato. Para la colecta de ejemplares se utilizaron dos diferentes métodos: buceo SCUBA y buceo libre con un tiempo promedio de 50 minutos. Se efectuaron al menos cinco muestreos para cada uno de los once sitios estudiados, en cada colecta de los ejemplares se realizó un transecto de línea recta, con colecta directa y búsqueda de barrido o aleatorio. Se

recolectaron en promedio de dos o tres organismos de cada especie, aquellas especies ya registradas no se volvieron a recolectar en las salidas subsiguientes. Para el material biológico obtenido se emplearon las técnicas de narcotización, conservación y preservación de acuerdo a las técnicas convencionales con la finalidad de realizar estudios futuros en diferentes ramas (Martínez *et al.*, 2018).

Trabajo de laboratorio: Se realizó el tratamiento adecuado de preservación y revisión de los ejemplares recolectados a lo largo de los 12 meses

de recolecta. Algunos ejemplares se preservaron en seco y algunos otros en húmedo. Particularmente se analizaron los ejemplares preservados en alcohol al 75% con la finalidad de observar estructuras microscópicas tales como pedicelarios de la Clase Echinoidea y espículas (osículos calcáreos) para la Clase Holothuroidea, por el hecho de ser estructuras importantes para su identificación a nivel específico, al momento de la revisión física se obtuvieron las imágenes necesarias de los caracteres diagnósticos específicos de cada especie (Conejeros-Vargas 2015).

Trabajo de gabinete: La identificación y elaboración del listado taxonómico de los ejemplares preservados se llevó a cabo en las instalaciones de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. La identificación de las especies colectadas se realizó utilizando las claves taxonómicas de Caso 1951; Caso 1961; Solís-Marín *et al.*, 2009; Granja-Fernández *et al.*, 2015; y Conejeros-Vargas 2015. Con la elaboración del listado taxonómico se obtuvo el primer inventario de especies de equinodermos en Bahías de Papanaoa, lo que permitió reconocer la riqueza específica (número total de especies), la riqueza específica es considerada la forma más sencilla de medir la biodiversidad y se basa únicamente en el número de especies presentes (Moreno 2001).

Resultados

Durante 12 meses de trabajo de campo se recolectaron un total de 336 ejemplares, pertenecientes a 56 especies de equinodermos y se distribuyen de la siguiente manera: Asteroidea (cinco especies), Ophiuroidea (diez especies), Echinoidea (ocho especies) y Holothuroidea (33 especies). El listado de equinodermos para Bahías de Papanaoa está integrado por 56 especies distribuidas en cuatro clases, 11 órdenes, 20 familias y 32 géneros. (Tabla 1). La clase con el mayor número de especies fue Holothuroidea (33), seguida por la Clase Ophiuroidea (diez), después con la Clase Echinoidea (ocho) y la clase con menor número de especies fue Asteroidea (cinco). La familia mejor representada de pepinos de mar en Bahías de Papanaoa es la Holothuriidae, representada por 13 especies, seguida por la familia Sclerodactylidae con seis especies. En la Clase Ophiuroidea la familia mejor representada en las playas de Bahías de Papanaoa es la familia Ophiocomidae con tres especies, seguida por las familias Ophiodermatidae y Ophiactidae, integradas por dos especies cada una. Las familias mejor representadas de erizos de mar son la familia Diadematidae y la familia Mellitidae representadas por dos especies respectivamente. Las familias de estrellas de mar mejor representadas en Bahías de Papanaoa son las familias Oreasteridae y la familia Ophidiasteridae con dos especies cada una. (Tabla 2). El recuento total de las especies registradas en el presente estudio incluye a cinco unidades taxonómicas reconocibles denominadas morfoespecies, una para la Clase Ophiuroidea y cuatro para la Clase Holothuroidea.

Tabla1
Riqueza de equinodermos en Bahías de Papanaoa, Guerrero-México, por clase y categorías taxonómicas

Clase	Órdenes	Familias	Géneros	Especies	Representatividad número de especies
Asteroidea	2	3	5	5	9%
Ophiuroidea	1	5	6	10	18%
Echinoidea	5	6	8	8	14%
Holothuroidea	3	6	13	33	59 %
Total	11	20	32	56	100 %

Tabla 2

Listado taxonómico de los equinodermos de Bahías de Papanao, Guerrero-México. El arreglo taxonómico del presente listado está basado en el Catálogo de Autoridades Taxonómicas de los Equinodermos de México (Solís-Marín et. al., 2017)

PHYLUM ECHINODERMATA De Bruguère, 1791	
1. CLASE ASTEROIDEA de Blainville, 1830	
ORDEN PAXILLOSIDA Perrier, 1884	
Familia Luidiidae Sladen, 1889	
Género <i>Luidia</i> Forbes, 1839	
<i>Luidia bellonae</i> Lütken, 1864	
ORDEN VALVATIDA Perrier, 1884	
Familia Oreasteridae Fisher, 1911	
Género <i>Nidorellia</i> Gray, 1840	
<i>Nidorellia armata</i> (Gray, 1840)	
Género <i>Pentaceraster</i> Döderlein, 1916	
<i>Pentaceraster cumingi</i> (Gray, 1840)	
Familia Ophiasteridae Verrill, 1870	
Género <i>Pharia</i> Gray, 1840	
<i>Pharia pyramidatus</i> (Gray, 1840)	
Género <i>Phataria</i> Gray, 1840	
<i>Phataria unifascialis</i> (Gray, 1840)	
2. CLASE OPHIUROIDEA Gray, 1840	
ORDEN OPHIURIDA Müller & Troschel, 1840	
Familia Ophiocomidae Ljungman, 1867	
Género <i>Ophiocoma</i> Agassiz, 1836	
<i>Ophiocoma aethiops</i> Lütken, 1859	
<i>Ophiocoma</i> sp 1	
Género <i>Ophiocomella</i>	
<i>Ophiocomella alexandri</i> Lyman, 1860	
Familia Ophionereididae Ljungman, 1867	
Género <i>Ophionereis</i> Lütken, 1859	
<i>Ophionereis annulata</i> (Le Conte, 1851)	
Familia Ophiidermatidae Ljungman, 1867	
Género <i>Ophioderma</i> Müller & Troschel, 1840	
<i>Ophioderma panamensis</i> Lütken, 1859	
<i>Ophioderma teres</i> (Lyman, 1860)	
Familia Ophiactidae Matsumoto, 1915	
Género <i>Ophiactis</i> Lütken, 1856	
<i>Ophiactis simplex</i> (LeConte, 1851)	
<i>Ophiacthis</i> sp 1	
Familia Ophiotrichidae Ljungman, 1866	
Género <i>Ophiothrix</i> Müller & Troschel, 1840	
<i>Ophiothrix spiculata</i> LeConte, 1851	
3. CLASE ECHINOIDEA Leske, 1778	
ORDEN CIDAROIDA Claus, 1880	
Familia Cidaridae Gray, 1825	
Género <i>Eucidaris</i> Pomel, 1883	
<i>Eucidaris thoursii</i> (L. Agassiz & Désor, 1846)	
ORDEN DIADEMATOIDA Duncan, 1889	
Familia Diadematidae Gray, 1855	
Género <i>Diadema</i> Gray, 1825	
<i>Diadema mexicanum</i> A. Agassiz, 1863	
Género <i>Astropyga</i> Gray, 1825	
<i>Astropyga pulvinata</i> (Lamarck, 1816)	
ORDEN CAMARODONTA Jackson, 1912	
Familia Echinometridae Gray, 1825	
Género <i>Echinometra</i> Gray, 1825	
<i>Echinometra vanbrunti</i> A. Agassiz, 1863	
Familia Toxopneustidae Troschel, 1872	
Género <i>Toxopneustes</i> A. Agassiz, 1841	
<i>Toxopneustes roseus</i> (A. Agassiz, 1863)	
ORDEN CLYPEASTEROIDA A. Agassiz, 1872	
Familia Mellitidae Stefanini, 1912	
Género <i>Mellita</i> L. Agassiz, 1841a	
<i>Mellita notabilis</i> H. L. Clark, 1947	
Género <i>Encope</i> L. Agassiz, 1840a	
<i>Encope wetmorei</i> A.H. Clark, 1946	
ORDEN SPATANGOIDA Claus, 1876	
Familia Brissidae Gray, 1855	
Género <i>Meoma</i> Gray, 1851	
<i>Meoma ventricosa grandis</i> Gray, 1851	
4. CLASE HOLOTHUROIDEA Blainville, 1834	
ORDEN DENDROCHIROTIDA Grube, 1840	
Familia Sclerodactylidae Panning, 1949	
Género <i>Neothyone</i> Deichmann, 1941	
<i>Neothyone gibber</i> (Selenka, 1867)	
Género <i>Pachythyone</i> Deichmann, 1941	
<i>Pachythyone lugubris</i> (Deichmann, 1939)	
<i>Pachythyone</i> sp 1	
<i>Pachythyone</i> sp 2	
<i>Pachythyone</i> sp 3	
Género <i>Afrocucumis</i> Deichmann, 1944	
<i>Afrocucumis ovulum</i> (Selenka, 1867)	
Familia Phylloporidae Oestergren, 1907	
Género <i>Pentamera</i> Ayres, 1852	
<i>Pentamera chierchiae</i> (Ludwig, 1887)	
Género <i>Massinium</i> Samyn & Thandar, 2003	
<i>Massinium</i> sp.	
Género <i>Phyllophorus</i>	
<i>Phyllophorus</i> sp 1	
Familia Cucumariidae Ludwig, 1894	
Género <i>Cucumaria</i> Blainville, 1834	
<i>Cucumaria flamma</i> Solís-Marín & Laguarda-Figueras, 1999	
<i>Cucumaria</i> sp 1	
<i>Cucumaria</i> sp 2	
Género <i>Pseudocnus</i> Panning, 1949	



Pseudocnus californicus (Semper, 1868)
Género *Neocucumis* Deichmann, 1944
Neocucumis veleronis (Deichmann, 1941)
ORDEN ASPIDOTROCHOTIDA Grube, 1840
Familia Holothuriidae Ludwig, 1894
Género *Holothuria* Linnaeus, 1767
Subgénero *Halodeima* Selenka, 1867
Holothuria (Halodeima) inornata
 Semper, 1868
Holothuria (Halodeima) kefersteinii
 (Selenka, 1867)
Subgénero *Mertensiothuria* Deichmann, 1958
Holothuria (Mertensiothuria) hilla
 Lesson, 1830
Subgénero *Selenkothuria* Deichmann, 1958
Holothuria (Selenkothuria) carere
 Honey-Escandón & Solís-Marín, 2011
Holothuria (Selenkothuria) lubrica
 Selenka, 1867
Subgénero *Semperothuria* Deichmann, 1958
Holothuria (Semperothuria) imitans
 Ludwig, 1875

Subgénero *Thymiosycia* Pearson, 1914
Holothuria (Thymiosycia) arenicola
 Semper, 1868
Holothuria (Thymiosycia) impatiens
 (Forskål, 1775)
Holothuria sp 1
Holothuria sp 2
Holothuria sp 3
Holothuria sp 4
Género *Labidodemas* Selenka, 1867
Labidodemas maccullochi (Deichmann, 1958)
Familia Stichopodidae Haeckel, 1896
Género *Isostichopus* Deichmann, 1958
Isostichopus fuscus (Ludwig, 1874)
ORDEN APODIDA Brandt, 1835
Familia Chiridotidae Oestergren, 1898
Género *Chiridota* Eschsholtz, 1829
Chiridota aponocrita H.L. Clark, 1920

Se realizaron 55 muestreos en la totalidad de los once sitios del área, la riqueza de especies en escala de mayor a menor corresponde de siguiente manera: el sitio Muelle Faro con 28 especies de equinodermos, Isla de las Ánimas y Los Balcones con 26 especies cada uno, El Coralito 21, Playa Escondida 19, El Polvorín 18, Piedra de Tlacoyunque y El Colorado con 14 especies cada uno, Playa El Gringo 12, Playa Ojo de Agua diez y Barco Hundido una especie. Lo que indica que el sitio Muelle Faro con 28 especies es el de mayor riqueza de equinodermos, seguido de la Isla de las Ánimas y Los Balcones con 26 especies respectivamente (Tabla 3).

El tiempo promedio en cada una de las inmersiones realizadas durante los 12 meses de muestreo fue de 50 minutos. Los buceos para la recolección de los ejemplares alcanzaron una profundidad máxima de 21 metros, de tal manera, que el rango de profundidad de los muestreos fue de 0 a 21 metros. De acuerdo con los resultados, el número mayor de especies de equinodermos recolectados habita entre los cinco y ocho metros de profundidad; 27 registros a los ocho metros, 25 a los siete, 14 a los seis y diez a los cinco metros de profundidad, mientras que los números menores de especies de

equinodermos recolectados corresponden para los dos, tres y 21 metros de profundidad con solo una especie registrada. Cabe señalar (Tabla 3) que la columna de batimetría indica el rango de profundidad expresado en metros de los muestreos realizados en cada uno de los sitios de estudio.

Discusión y conclusiones

En Bahías de Papanaoa el inventario por primera vez realizado registra un total de 56 especies de equinodermos, que corresponden a 33 especies para la Clase Holothuroidea, diez para Ophiuroidea, seguida con ocho especies para Echinoidea y cinco para Asteroidea, de un total de 336 ejemplares recolectados durante un año de trabajo de campo en once sitios de estudio en 15 km de litoral. El Catálogo de Equinodermos Recientes de México de la Colección Nacional de Equinodermos ICMYL-UNAM contiene registros de 96 especies del estado de Guerrero, de las cuales 56 se registran en este estudio para Bahías de Papanaoa, lo que representa el 58.3% de especies de los ejemplares depositados para todo el estado de Guerrero (Laguarda-Figueras et al., 2017). Los 15 km de longitud estudiados en Bahías de Papanaoa, representan

el 3% de litoral en todo el estado, tan solo en estos 15 km estudiados habitan el 34.5% de los equinodermos del Pacífico Sur Mexicano (Granja-Fernández *et al.*, 2015).

Los estudios realizados en sitios diversos sitios de Bahías de Acapulco por Hernández (2015) y García (2019) registran un total de 13 especies de ofiuroideos, en comparación con las diez especies que habitan en Bahías de Papanaoa. Albarrán y Solís-Marín (2018), realizaron un estudio de ejemplares depositados en la Colección Nacional de Equinodermos (CNE-ICMyL-UNAM) de holoturoideos de

aguas someras (<200 m), reconocen un total de 39 especies para el estado de Guerrero, los resultados del presente estudio registran un 85% de pepinos de mar reportados para todo el estado, lo anterior podría estar estrechamente relacionado con el esfuerzo de muestreo, ya que como se muestra en los resultados, se registraron 33 especies de la Clase Holothuroidea en los once sitios de Bahías de Papanaoa.

Tabla 3
Riqueza de los equinodermos en Bahías de Papanaoa, Guerrero-México, por sitio de estudio, riqueza de especies y batimetría

Sitio de estudio	Riqueza	Batimetría
Muelle Faro	28	0 – 9
Isla de las Ánimas	26	5 – 9
Los Balcones	26	8
El Coralito	21	7 – 8
Playa Escondida	19	5 – 8
El Polvorín	18	6 – 7
Piedra de Tlacoyunque	14	3 – 7
El Colorado	14	6 – 8
Playa El Gringo	12	0 – 5
Playa Ojo de Agua	10	0 – 5
Barco Hundido	1	21

Los resultados dan evidencia que existe gran riqueza de equinodermos para esta región, de las 818 especies de equinodermos reportadas para México (Solís-Marín *et al.*, 2018) respecto al número total de especies registradas actualmente para Guerrero (135) (Granja-Fernández *et al.*, 2015) corresponde al 16.5%. El conocimiento de la riqueza de los equinodermos en el estado de Guerrero no ha sido suficiente, por lo cual es importante enfocar futuras investigaciones en ecología, sistemática molecular, distribución, fisiología de equinodermos, taxonomía, entre otras, en esta zona importante del Pacífico Sur Mexicano. El inventario de equinodermos de Guerrero aún dista mucho de estar completo, para obtener un listado taxonómico completo de los equinodermos de Guerrero es necesario explorar más sus costas, sus aguas someras y profundas. El trabajo de campo y

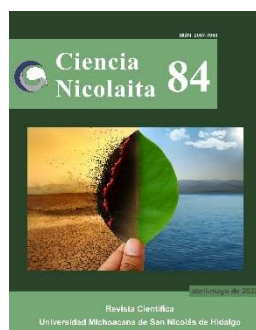
de laboratorio realizado en este trabajo contribuye al conocimiento de la biodiversidad de Guerrero, con miras a un manejo adecuado, reconociendo aquellos sitios prioritarios para su conservación y preservación en esta importante zona del Pacífico Sur Mexicano.

Referencias

- Albarrán, V. y Solís-Marín, F.A. 2018. Taxonomía y distribución de holoturoideos (Echinodermata: Holothuroidea) de aguas someras del estado de Guerrero, México. 6to. Encuentro de Jóvenes Investigadores-CONACYT 13° Coloquio de Jóvenes Talentos en la Investigación. Acapulco, Guerrero.
- Botello, F., Sánchez-Cordero, V., y Ortega-Huerta, M.A. (2015). Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de



- Guerrero) y nacional (México). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 226-237. ISSN: 2007-8706.
- Caso, M.E. 1951. Contribución al conocimiento de los ofiuroides de México. I. Algunas especies de ofiuroides litorales. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 22 (1), 219-312.
- Caso, M.E. 1961. Los equinodermos de México. Tesis Doctoral. *Facultad de Ciencias, UNAM. México*, 388 pp.
- Conejeros-Vargas, C. A. 2015. Taxonomía y distribución de los equinodermos (Echinodermata) de las costas de Michoacán, México. Tesis de Licenciatura. *Universidad Nacional Autónoma de México*, 322 pp.
- García, A.S.A. 2019. Riqueza, abundancia y diversidad de la Clase Ophiuroidea (Filo: Echinodermata) y su relación con factores exógenos, en Acapulco, Guerrero, México. Tesis de Maestría. *Universidad Autónoma de Guerrero*.
- Granja-Fernández, R., Solís-Marín, F.A., Benítez-Villalobos, F., Herrero-Pérez, M. D., y López-Pérez, A. 2015. Checklist of echinoderms (Echinodermata) from the Southern Mexican Pacific: a historical review. *Revista de Biología Tropical*, 63(2), 87-114.
- Hernández, M. A. 2015. Riqueza, abundancia y diversidad de ofiuroides (Echinodermata: Ophiuroidea) en cinco sitios rocosos de Acapulco, Guerrero, México. Tesis de Licenciatura. *Universidad Autónoma de Guerrero*.
- Laguarda-Figueras, A, Solís-Marín, F. A., y Caballero-Ochoa, A. A. 2017. Actualización del Catálogo de los Equinodermos Recientes de México (Fase III). Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. HA018. Ciudad de México.
- Martínez, M. A., Ríos-Jara, E., Solís-Marín, F. A., Galván-Villa, C., Buitrón-Sánchez, B., y Laguarda-Figueras, A. (2018). Principios para identificación de equinodermos. *Editorial Satudeg. México*. 91 pp. ISBN 978-607-9427-71-9.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. *M&T-Manuales y Tesis SEA*, vol. 1. Zaragoza, España. 884 pp. ISSN(colección):1576-9526, ISBN(volumen):84-922495-2-.
- Padilla-Pérez, M.S., Rodríguez-Troncoso, A.P., Sotelo-Casas, R.C., y Cupul-Magaña, A.L. 2017. Equinodermos del Parque Nacional Islas Marietas: Generalidades, importancia e identificación visual como herramienta para su protección. *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, 3 (2), 51-92.
- Solís-Marín, F. A. y Laguarda-Figueras, A. 2007. Phylum: *Echinodermata*. In M. A. Fernández-Álamo & G. Rivas (Eds.). *Niveles de organización en animales*, México, Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias, 307-322. ISBN:978-970-32-5041-7
- Solís-Marín, F. A., Arriaga-Ochoa, J. A., Laguarda-Figueras, A., Frontana-Urbe, S. C. y Durán-González, A. 2009. Holoturoideos (Echinodermata: Holothuroidea) del Golfo de California. México. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y Universidad Nacional Autónoma de México*. pp 177. ISBN: 978-607-7607-16-8
- Solís-Marín, F. A., Caballero-Ochoa, A. A., Frontana-Urbe, S. C., Laguarda-Figueras, A., y Durán-González, A. 2017. Catálogo de Autoridades Taxonómicas de los Equinodermos de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICML), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Informe final, SNIB-CONABIO, Proyecto No. 2002. Ciudad de México, México.
- Solís-Marín, F. A., Laguarda-Figueras, A., Honey-Escandón, M., López Luján, L., Zúñiga-Arellano, B., Caballero-Ochoa, A., Conejeros-Vargas, C., Martín-Cao-Romero, C., Durán-González, A. y Diupotex-Chong, M.E. 2018. Equinodermos (Echinodermata) de México: estado actual del conocimiento de su biodiversidad, biogeografía, estudios bioquímicos y nuevos descubrimientos arqueozoológicos. *Revista Biología y Sociedad, Monterrey*, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, 1 (2), 6-21.
- Trasviña Castro, A., Lluch Cota, D., Filonov, A., y Gallegos, A. 1999. El Pacífico Tropical Mexicano y 'El Niño'. In V. Magaña (Eds.), *Impacto del "Niño" en México.*, Cap. 3. (ID: 6306).



A conceptual method to research in social systems focused to informal waste pickers

Propuesta de un método conceptual para la investigación en sistemas sociales enfocado a los recolectores informales

Buenrostro-Delgado Otoniel

Para citar este artículo: Buenrostro-Delgado Otoniel, 2022. A conceptual method to research in social systems focused to informal waste pickers. Ciencia Nicolaita no. 84, 16-26. DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.601>



Historial del artículo:

Recibido: 11 de febrero de 2022

Aceptado: 18 de abril de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



Ver material suplementario



Correspondencia de autor: otoniel.buenrostro@umich.mx

ORCID: <http://orcid.org/0000-0003-3411-8165>



Términos y condiciones de uso: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



Envíe su manuscrito a esta revista: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>

A conceptual method to research in social systems focused to informal waste pickers

Propuesta de un método conceptual para la investigación en sistemas sociales enfocado a los recolectores informales

Buenrostro-Delgado Otoniel

Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria. Francisco J. Múgica s/n, Colonia Felicitas del Río. CP. 58030, Morelia, Michoacán. México.

Resumen

La viabilidad de la sociedad depende de su capacidad para administrar y mantener sus recursos de acceso común. Es importante encontrar estrategias que armonicen su uso y acceso para mantener una tasa óptima de extracción y consumo, así como para fortalecer el capital social bajo una variabilidad de contextos culturales y sociales. Se han propuesto tres escenarios con respecto a la gestión de los recursos de acceso común; proponemos que éstos se diferencian por características que delimitan el grado de conservación de los recursos. Con respecto al manejo de los subproductos de los residuos sólidos urbanos que realizan los recicladores informales en los basureros, a lo largo de 20 años trabajando con el tema, concluimos que la apropiación de materiales en estos sistemas sociales sigue los mismos patrones que en los sistemas naturales. Por lo que proponemos utilizar la teoría del acceso común a los recursos naturales, ya que consideramos que es posible utilizar esta metodología para modelar escenarios de gestión que contribuyan a la comprensión de la apropiación de materiales en los tiraderos, así como proponer estrategias para mejorar el manejo de los residuos sólidos y el bienestar de la población que se apropia de ellos. Bajo la premisa de que el manejo y apropiación de los residuos sólidos que realizan los recicladores informales es propio del aprovechamiento de los recursos de propiedad común, la integración teórica de la investigación debe abordar por qué los residuos sólidos deben ser considerados recursos y en qué condiciones generales y en qué condiciones generales se da la apropiación de estos materiales en todos los países donde existen recicladores informales.

Palabras clave: tiraderos, comunidad, recursos, sistema, residuos

Abstract

The viability of society depends on its ability to manage and maintain its common resources. It is important to find strategies that harmonize their use and access in order to maintain an optimum rate of combined extraction and consumption of resources, as well as to fortify social capital under a variability of cultural and social contexts. Three scenarios have been proposed with regard to the management of common resources; we propose there are differentiated by characteristics that demarcate the grade of conservation of the resources. With respect to the management of byproducts from urban solid wastes that informal waste pickers make in the dumps, throughout 20 years working on the subject, we concluded that the appropriation of materials in these social systems follow the same patterns as in natural systems. So we propose to use the theory of access to common resources, since we consider it is possible to utilize this methodology to model management scenarios that contribute to the understanding of the appropriation of materials at dumps, as well to propose strategies in order to improve the management of solid wastes and the welfare of the informal waste pickers. Under the premise that the handling and appropriation of solid wastes, which is done by the informal waste pickers is characteristic to the use of resources of common property, the theoretical integration of the investigation should undertake why solid wastes should be considered as resources and in what general conditions is the handling of these resources that are found in all countries where informal waste pickers occur.

Keywords: dumps, community, resources, system, waste

1. Introduction

In developing countries is characteristic the reduced administrative planning of the Urban Solid Wastes (USW) management; reasons are manifold and multifactorial, being the main that the majority of municipalities traditionally direct and manage these services with a low budget allocated to this sector. The latter causes that personnel in charge do not have the proper level of technical training because the low salaries paid are not enough to hire personnel with proper qualifications, which in turn, results in a lack of coordination between the areas which traditional have the encouragement of the USW management (Gu *et al.* 2017; Grazhdani, D., 2016).

It is common also, that the public sanitation systems undergo with low efficiency rates and labor productivity within the workers, since the majority of the USW management is carried out by hand and scarce of appropriate equipment (Medina, 2001, 2005; Castillo, 2003; Bernache, 2003; Ojeda, 2000; Armijo *et al.*, 2003). The management of USW in the majority of developing and also many developed

countries, continues based on the use of manual employment, especially for street sweeping and collection of solid wastes (O'Neill and Pacheco-Vega, 2014; Wittmer, 2014).

On the other hand, there exist an excess amount of employees at the administrative level, which gives rise to an excessive bureaucracy. Besides this, the scarcity of technical training is reflected in the elaboration of overly ambitious public sanitation regulations, which lack of the mechanisms for the surveillance, thereby leaving the application and operability of legislation on paper only. The poor administrative planning of public sanitation systems has other worst consequences which are mentioned beneath.

2. Analytical frameworks

2.1 Some important environmental impacts of deficient management of urban solid wastes around the world

The pollution caused by USW has become more notably pronounced and, just as in the majority of developing countries, it is as consequence of the inadequate management and disposal of USW (Nang, *et al.*,



2017). In Mexico, the final disposal of the 100% of USW generated has continued been deposited on the soil, through different methods: in open-air dumps, (dumps that were healed with land cover and delimited with perimeter fence), and landfills. Despite the fact, that there has been an advance with regard to the last two options mentioned, and which would indicate an improvement of the management and of the final disposal of USW. The fact is that landfills in Mexico, as in the majority of developing world, do not comply with two basic requirements that are considered in all legislations of these countries: the first is in the matter of procedures and maintenance of the site, since there does not exist a control with regard to the type of solid wastes are landfilled (Lebersorger, 2011) and as consequence many of these wastes are hazardous; second, the informal separation into the landfill of components from the wastes and worsening the above, the covering of wastes is inadequate, since it is only made with inadequate soil such as gravel. The clays that may be better due to their chemical properties of plasticity and hardness to isolate the exit of gases and leachates and the entrance of atmospheric water in the dump, their use is low due to the scarcity and high price.

2.2 Summary of health impacts of inadequate solid waste management around the world

There are also severe negative impacts to the health of population due to the management of USW during its collection. This is because mainly in most of developing countries USW are collected and mixed with wastes from sources that generate hazardous wastes, such as doctors and medical offices which generate biological infectious wastes. Also, USW are collected in unsuitable and discovered trucks which cause that many light materials such as toilet paper, plastics and dust fall out of them. The majority of USW are not treated previous to landfill them (i.e., compacted to enhance the capacity of the collection trucks, quantity of USW collected and the disposal cell in the landfill). Separation of some materials from USW is carried out by the waste collectors during the collection routes, which implies a serious public health risk due the workers are exposed to direct contact with the pathogens contained in the wastes. In addition, to the above mentioned, there are negative repercussions in the effectiveness with regard to the

area and number of households that can be serviced by the collection truck in a route, since the workers frequently stop the truck during working hours to separate materials with the purpose to obtain an additional income (Oteng *et al.* 2018).

With respect to afore mentioned, there are social Implications with regard to unequal solid waste management. Around the world, the increase in economic inequality and marginality has most strongly affected the population with low income and educational level, as well as the children and elderly (Getahun, *et al.*, 2012; Hoornweg and Bhada-Tata, 2012; Geir and Ketil, 2016). Inequality in the economic growth that the world has experienced in the past few years has grew up the poverty level and expanded social marginalization in the majority of developing countries (Hird, 2013). Unemployment and population density in urban areas have increased the number of low-income people who live at the dumpsites (informal waste pickers) and making some money by the sale of the products they separate from solid wastes (Ramos *et al.*, 2013; Srivastaava *et al.*, 2014).

The increase in the number of people who live at the dumpsites (this inadequacy is basically due to the presence of people gathering materials in the disposal sites of USW), or informal separation of materials of the USW from containers outside households or stores, or from the collection units during working hours of collection of wastes (Sasaky, *et al.*, 2014). The former successes happening more recently, even in developed countries (in America and Europe illegal immigrants scavenging at midnight in the containers of apartment complex, is a result of the economic deterioration of a wide range of population sectors of the majority of countries (including developed world) (Nzeadibe, 2009). As well as the insufficient and deficient ways with which public and private funds in public sanitation systems are used (Hernández *et al.*, 2016).

3. Vulnerability: feature of informal recycling work

However, the unhealthy conditions in which informal waste pickers work, face these groups at great risk, both health wise and welfare wise (Hird, 2013); nonetheless, the internal organization of these groups

is based on family relationships and friendships that each person establishes and which are motivated by two common reasons: (1) safety and (2) the necessity to survive (Buenrostro *et al.*, 2001).

On the one hand, the formation of these groups is extremely variable, since the quantity and composition of the group is constantly changing, and is the reason why it is very difficult to establish permanent work programs and to monitor their activities (Mitchell, 2009). Also, they are at permanent risk of being exploited and manipulated by influential and government leaders.

Nevertheless, the role of informal waste pickers and workers of solid waste recollection systems has an extreme importance because has overcome and have managed to outlast the intents of modernizing the public sanitation systems, and are currently the principal ones who most contribute, and even resolve the management solid waste and recycling of materials, at least in developing countries (Ramos *et al.*, 2013; Sasaki *et al.*, 2014; Srivastava *et al.*, 2014). Although their work is cataloged as “disorganized” and “informal”, the truth is that they possess forms of organization (Castillo, 1983; Lohani and Baldesimo, 1991), through which they are able to recover a large quantity of materials; an average of 13 to 43% (Hernández *et al.*, 2016). This fact, demonstrates the necessity to include these groups in the decision-making process with respect to the management of solid wastes.

The role of these groups also is of great environmental importance, since they succeed at recovering natural resources and reintegrating them into the industrial and economic processes (Labys and Badillo, 1998; Moreno and Maldonado, 2006). Nonetheless, the conditions under these groups carry out their work gives rise to ethical and social contradictions and besides do not permit to improve their social and economic level. Another problem is the fact that these people are forced to sell the recuperated materials to intermediaries for little prices and are those who resell the materials gaining the greater benefit financially. The existing practices (legal and practical frameworks) and institutions have failed to regulate the access to these resources and to effectively regulate the equal distribution of benefits from these forms of re-

covering materials with regard to society and the environment (Bridge, 2000). For this reason, in addition to legislating it is necessary to deepen the investigation of these systems in order to improve the conditions in which these people are forced to work with USW; since the government does not fulfill the expectations with regard to social fairness, nor does it justify itself with respect to the economy and environment because this also favors conditions for judicial insecurity for those groups that expose themselves to other forms of social deterioration such the disintegration of the family, intra-family and inter-group violence and addictions (Fukuyama, 1999).

3.1 What is already known?

According to Ostrom (2001), it is important to deepen in the reformulation of the classical theory of access to the resources of common property (tragedy of the commons), as a special case where appropriators could be able to create and sustain agreements to avoid conflicts between them for the access and appropriation of resources. From the above, it is important to explore a set of variables that enhance the likelihood of appropriators to organize by themselves and avoid the social losses and conflicts associated with an open-access to resources of common property.

3.2 What this paper adds?

We assume the fact that solid wastes are viewed by the Informal Waste Pickers (IWP) as a common-pool resource, since all of them that have access to disposal sites of wastes (dumps) are organized with rules and commitments, established and agreed by themselves to regulate the equal distribution of the earnings from the selling of the recovered materials.

We are convinced that besides the likelihood of IWP organizing by them to obtain profits; they are also motivated by its necessity of protection and survival within the group. From the above, highlight the similarities and differences about the functioning of natural and social systems, as is the case of a dump is important. In the former, as the extraction of resources increases, so does the deterioration that is reflected in the structure and functioning of the system, such the biogeochemical cycles and trophic chains; meanwhile in the second one, the more materials that are extracted means that further are reintegrated into the



economic cycles of materials and so, reducing the pressure over the use of natural resources and of the ecosystems.

4. Method

4.1 Our finding research

For more than six decades and until now, it is widely recognized that the viability of society increasingly depends on its ability to mutually manage and maintain its common resources (Olson, 1965). For this reason, it is important to straighten in find strategies that coordinate the access to common resources and to maintain an optimum rate of combined production and consumption, as well as to fortify social capital under a variability of cultural and social contexts. So then, how can society confront a problem that has biological, ecological, social, and economical implications? It is evident that only one discipline alone has not all the methodological approach, neither sufficient notion to propose solutions that are environmentally adequate and socio-economically viable. For this reason, it is important to focus on an interdisciplinary strategy that include socioeconomic, environmental, and technological aspects since the common variable to USW generation is circumscribed by the poor management of natural resources. The latter, it is important to take into account since it can be an alternative methodology to study social environments which coincides with the increasingly approach "Community-based participatory research" in social systems (Nykiforuk *et al.*, 2011). The new economic system called circular, aims to include practices such as reducing, reusing, recycling, and recovering (Kristensen and Mosgaard, 2020) to traditional systems.

4.2 The traditional way to use natural resources

The resources of common access are natural or man-made systems, which are large enough that it makes the exclusion of potential beneficiaries' costly (Ostrom *et al.*, 1994). Most natural systems used by multiple individuals can be classified as common-pool resources because they generate finite quantities of resource units that everybody use. But as those are used, the amount of resource available for the rest of the users decreases (Ostrom, *et al.*, 1994). The conventional theory on the management of common-

pool resources, known as the "tragedy of the commons" and which in summary affirms that a large part of the resources on which societies depend (key resources of the global environment, which are limited and possessed in common), the rational decisions of each individual give rise to an irrational dilemma for the group that causes an over-exploitation of the resource (Hardin, 1968). This same theory sets forth that only the markets and governments can resolve the dilemmas of collective action, through two processes:

a) The influence on public policies. This is done through the nationalization of companies, which is based on the assumptions that the governments know about the sustainable management of ecosystems and have enough capacity to monitoring them, and that the economic costs to carry it out are zero or minimal. However, this assumption does not consider the lack of incentives for the communities that live into the areas that include these ecosystems to comply with bureaucratic regulations. Likewise, it omits and do not consider the costs of destroying local institutions by facilitating an open access where community regulations existed.

b) The second of the two processes deals with the regulatory capacity of the governments through the privatization of public properties, being that the conventional theory interprets collective ownership of common pools- resources as an absence of obligations and property rights. For this reason, it is assumed that the privatization and the division of community properties into smaller units generate an increased ecological rationality. Nonetheless, this assumption is ignorant of the difficulty or impossibility to divide resources or systems, besides that it is unaware that the incentives towards the private property regime for the rational use of resources are not always compatible with their sustainable use. Nevertheless, various authors, such as Ciriacy-Wantruyp and Bishop (1975); Bromley (1989) and Ostrom (1990), have founded some limitations with respect to the conventional theory, amongst which the following may be noted:

1) A generalizing association of the communal property with conditions of open-access; 2) A disinterest in finding structural variables that are common and describe specific cases that contribute in the for-

mulation of public policies; 3) It does not take into account aspects such as the identity, values and ways of life of the communities that occupy areas considered as of common property, and 4) they are based on ideal market models (theoretical) or ideal States, which are nonexistent in reality. In addition to this last statement, individuals are only considered as maximizers in the short term, but unable to reflect together in the long term, so they fall into a "trap" from which they cannot leave without the intervention of an external authority; however, when implementing these regulations, local institutions are ignored or discarded. The latter is supported by Olson (1965), who states that individuals access to a collective pool resource are motivated by their own interest, but only contribute to its maintenance if they are small groups and there is external intervention.

5. Assumption about access to common pool resources. The alternative way: the logic of collective action?

In society there exist three models with regard to the management of common pool resources (Ostrom, 1990).

A. Closed access: These systems show outstanding characteristics when they function on a community scale, which is from local to regional scale. In addition, there exists an availability of resources.

B. Intermediate access: These systems present certain elasticity tending toward a combination of the closed and open systems, with scarce intricate characteristics. This model is taken into account at the regional to national level in many developing countries as Mexico, due to its idiosyncrasies with regard to the use, appraisal, and knowledge of the resources.

C. Open access: This system is focused by globalization and neo-liberalists politics; economic paradigm that is based is that the production and demand is constant and natural and energy resources are infinite (Zink and Geyer, 2017). These systems have interfered with the access of the resources from regional to national levels and worldwide, besides that this model intensifies the differentiation by social classes and also allows the intensive exploitation and monopolizing of resources.

In Table 1 we propose a description of the variables that describe the three ways of appropriation of common- pool resources. In fact is a serial of variables that we have identified in the study of the social system (dump) and we consider defining all the systems with resources of common Access.

6. Definition and scope of the characteristics to identify the models of access to the common use resources

The three scenarios described above are differentiated by characteristics that demarcate the grade of conservation of the resource: Normativity; social aspects; the market; regimen of ownership; technological development and the state of conservation of the resource. Given that the management of solid waste materials by the informal waste pickers follows these same rules; it is possible to utilize this method to better understand and to model management scenarios that are adequate and improve the management of solid wastes and the conditions of the population that appropriate them.

Normativity: This refers to the current legislation (Constitution, laws, regulations, norms, decrees, etc.) that regulate the access to the resources in the different scales from local to national levels.

Social Aspects: This refers to the organization at the local and regional levels (empowerment), the level of welfare (income, health, education, quality of life).

Market: This refers to the supply and demand of the resources (economic value, the volume of extraction or production and added value).

Regimen of ownership: It means the property and the distribution of the benefits (categories of ownership: possession of the land, intellectual, uses and customs, rights over the land's distinct resources).

Technological development: Inventories, development of patents, knowledge handed down by tradition and the fortification of abilities.

The state of conservation of the resource: level of deterioration of the resources. Development of new appropriation technologies, whether if they conserve or deteriorate the resource.

Table 1
Variables defining the three ways of access to common pool resources

VARIABLES	TYPE OF APPROPRIATION OF COMMON ACCESS RESOURCES		
	CLOSE	INTERMEDIATE	OPEN
Regulatory and institutional framework.	Completed and detailed. Vigilance and sanctions. Autoregulation.	Ambiguous and of national application. Vigilance and sanctions in a national level. International agreements.	Complete and detailed but weakened for being of global application. Without consensus for external regulation. International agreements.
Social “knit” and organization	Roots Effective and efficient local organizations. Solid social structures.	Migration increases Local organizations. Weakened, there is an emergency of new groups of interest. Social structures broken.	Non-rooted Weak local organizations. Social structures Broken.
Economical pressure intensity	Mechanisms for benefit sharing. Protectionist system. Restricted access to markets.	Heterogeneous share of benefits. Subsidies loss. Possibilities for small and medium enterprises.	Heterogeneous share of benefits. Added value and insertion. Regulated by supply and demand of great industries (transnational).
Research and technological development	Potential for falling behind. Directed basic research. Interdisciplinary approach.	Heterogeneous advance. Basic and applied research. Complex systems approach.	Heterogeneous advance. Applied research. Unidirectional approach.
Condition of resources (conservation/deterioration)	Low deterioration at local level. Allows a regulated use. Ecological processes and environmental services maintained.	Increase in deterioration and low fragmentation. Mixed exploitation. Initiation of the loss of ecological processes and environmental services.	Ecosystems fragmentation. Intensive exploitation. Loss of ecological processes and environmental services.
Kinds of property and use	Traditional uses recovered and consolidated. Well defined rights at a local level. Equitable distribution of benefits.	Reestablishment of some ways of appropriation of resources. An irregularity in rights registers. Coalition for the distribution of benefits.	Maintenance of those uses that allow some exploitation of the resources. Concentration of the appropriation mechanisms. Benefit sharing in a differential way.

7. The alternative way: the logic to reach the goal of collective action, self-organization and self-management of communities.

In 1965 Olson (1965), questioned the assumption that the possibility of benefit for a group would be sufficient to generate a collective action to achieve some benefits. In the nineties Ostrom (1990), proposed an

alternative solution, based on many cases of use of resources of common goods that have escaped the dilemma of the common *“individual commitment through a binding contract of cooperation that users themselves will forge and monitor”*. We have observed through in depth research, the relations and ways of appropriation of the materials of solid wastes by the informal waste pickers in the dumps and the workers of public cleaning systems that they have achieved success where other governmental strategies have failed. From the above it is that this method

is proposed as alternative to deep into the theoretical and analytical theory that sustains a recommendation for the adequate management of solid wastes and so minimizes the negative impact on society and the environment.

8. Conclusions: Proposal of the methodology to research in the system of informal waste pickers. A theoretical integration

We propose that an analysis could be made about the intrinsic and extrinsic relations between the informal waste pickers utilizing for this, the concept of access to common pool resources. Firstly, an in depth study with regard to the polemic about the management of common resources will be made. Subsequently, a search will be done to theoretically integrate under Ostrom's concept (1990), that there does not exist just one single solution to the dilemma of collective management but a variety of options for a large diversity of problems. For this reason the strategies for cooperation established by the same users are not the ideal solutions, but are on the contrary, costly measures resulting in a laborious and difficult effort since numerous problems are encountered and frequently it is complicate to avoid the "tragedy of the commons." The steps are proposed to follow:

- 1) Analyze the three scenarios/surroundings of community resource handling under the context of solid waste production.

- 2) Select the principle indicators related to the handling of the resources to be analyzed under the three scenarios as follows: a) Access, b) Proprietorship, c) Quantity and Availability, d) Quality, e) Regulatory and judicial framework, f) Investigation and technological development, g) The market, h) Knowledge handed down by tradition, i) Economic benefits, and j) Strengthening of the communities.

- 3) Validate in the field the fore mentioned variables under the distinct scenarios set forth in table 1.

- 4) Carry out the statistical analysis and select the most appropriate model.

- 5) Analyze the results and conclusions of alternatives for the handling of these resources.

Under the premise that the handling and appropriation of solid wastes, which is done by the informal waste pickers, is characteristic to the use of resources of common access and therefore requires a specific handling that makes the distinct aspects of proprietorship, access and management through politics which range from a very strict control to a market situation with an open access.

The theoretical integration of the investigation should undertake why solid wastes should be considered as resources; in what general conditions is the handling of these resources that are found in developed, transitional and developing countries.

Acknowledgements

The author wishes to thank to The Advanced Studies Program in Sustainable Development and Environment. Leadership for Environment and Development (LEAD-Mexico), since it was in this program that the author first met the alternative theory to "The Tragedy of the Commons": Governing the commons.

The author also dedicates this work to all the informal waste pickers who throughout 20 years of work and research in the area of solid wastes, have shown there are different forms of appropriation and organization in these social systems that effort where all government programs have not been successful.

Funding

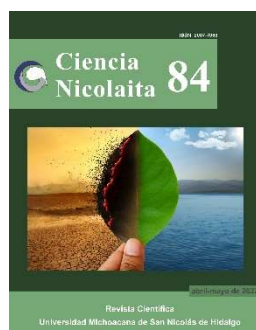
The author received financial support from the Coordinación de Investigación Científica of the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo through the project 5.9 for the research, authorship, and/or publication of this article.



9. References

- Armijo-de-Vega, C., Ojeda-Benítez, S., and Ramírez-Barreto, E., 2003, Mexican educational institutions and waste management programs: A university case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 39, 283–296. DOI: 10.1016/S0921-3449(03)00033-8
- Buenrostro, O, Bocco, G. & Bernache, G., 2001, Urban solid waste generation and disposal in Mexico. A case study. *Waste Management & Research*. 19, 169-176. Doi: 10.1177/0734242X0101900208
- Bridge, G., 2000, the social regulation of resource access and environmental impact: production, nature and contradiction in the US copper industry. *GEOFORUM*, 31(2), 237-256. DOI:10.1016/S0016-7185(99)00046-9
- Bromley, D. W. (1989). Economic interests and institutions: The conceptual foundations of public policy. *Oxford, Blackwell*.
- Castillo-Berthier, H., 2003, Garbage, work and society. *Resources, Conservation and Recycling*, 39 (3), 193–210. DOI: 10.1016/S0921-3449(03)00027-2
- Ciriacy-Wantrup, S. and Bishop, R., 1975. Common property's as a concept in natural resource policy. *Natural Resources Journal*, 15, 713-727. <https://digitalrepository.unm.edu/nrj/vol15/iss4/7>
- Fukuyama, F., 1999. The great disruption. *Atlantida Publications*. Buenos Aires, Argentina.
- Getahun T., Mengistie E., Haddis A., Wasie F., Alemayehu E., Dadi D., Van G. T. and Van D. B., 2012, Municipal solid waste generation in growing urban areas in Africa: current practices and relation to socioeconomic factors in Jimma, Ethiopia. *Environment Monitoring Assessment*, 184 (10), 6337-6345. Doi: 10.1007/s10661-011-2423-x
- Geir, H. M. & Ketil, E., 2016,. The indirect approach: How to discover context when studying marginal youth. *International Journal of Qualitative Methods*. 1-10. Doi: 10.1177/1609406916656193
- Gu, B., Jian, S., Wang, H., Wang, Z., Jia, R., Yang, J., He, S. and Cheng, R., 2017, Characterization, quantification and management of Chinas's municipal solid waste in spatiotemporal distributions: a review. *Waste Management*. 61, 67-77. Doi: 10.1016/j.wasman.2016.11.039
- Grazhdani, D., 2016, Assessing the variables affecting on the rate of solid waste generation and recycling: An empirical analysis in Prespa Park. *Waste Management*. 48, 3-13. doi: 10.1016/j.wasman.2015.09.028
- Hardin, G., 1968, The Tragedy of the Commons. *Science* 162 (3859), 1243-1248. Doi: 10.1126/science.162.3859.1243
- Hernández-Berriel M.C, Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Lima-Morra R., Eljaiek-Urzola, M., Márquez-Benavides, L. and Buenrostro-Delgado, O., 2016, Generación y composición de los residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32:11-22. Doi: 10.20937/RICA.2016.32.05.02.
- Hid, M. J., 2013, Waste, landfills, and an environmental ethic of vulnerability. *Ethics & the Environment*, 18, 105–124. Doi:10. 1353/een.2013.0005
- Hoornweg, D. and Bhada-Tata, P., 2012, What a waste. A global review of solid waste management. Urban development series knowledge papers. *The World Bank. Urban Development Series*, 15. <https://bit.ly/3sJN9pM> 29/04/2014.
- Kristensen, H.S., Mosgaard, M.A., 2020. A review of micro level indicators for a circular economy—moving away from the three dimensions of sustainability? *J. Clean. Prod.* 243, 118531. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.118531
- Labys, W.C., Lesourd, J.B and Badillo, D., 1998, The existence of metal price cycles. *Resources Policy*, 24(3): 147-155. [https://doi.org/10.1016/S0301-4207\(98\)00023-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4207(98)00023-3)
- Lebersorger, S. and Beigl, P., 2011, Urban solid waste generation in urbanities: Quantifying impacts of household structure, commercial waste and domestic fuel. *Waste Management* 31 (9–10):1907–1915. Doi: org/10.1016/j.wasman.2011.05.016
- Lohani, B.N. and Baldesimo, J.M., 1991. Scavenging of solid waste in Manila. In: Man and waste. Popular recycling activities in the third world. *ENDA, Ed.. Dakar*, Vol. VIII, 1,2, pp. 69-88.
- Medina, M., 2001, Informal transborder recycling on the U.S.-Mexico border: The cartoneros of Nuevo Laredo. *Journal of Borderlands Studies*, 16, 19–40. Doi:10.1080/08865655.2001.9695573
- Medina, M., 2005, Serving the unserved: Informal refuse collection in Mexico. *Waste Management & Research*, 23, 390–397. Doi:10.1177/0734242X05057698
- Mitchell, C. L., 2009, Trading trash in the transition: Economic restructuring, urban spatial transformation, and the boom and bust of Hanoi's informal waste trade. *Environment and Planning A*, 41, 2633–2650. Doi:10.1068/a41219
- Moreno-Sánchez, R. D. P., and Maldonado, J. H., 2006, Surviving from garbage: The role of informal waste-pickers

- in a dynamic model of solid-waste management in developing countries. *Environment and Development Economics*, 11, 371. Doi:10.1017/S1355770X06002853
- Nang, B. D., Samuel, K. A. and Steve, A., 2017, Solid waste management challenges in urban areas of Ghana: A case study of Bawku municipality. *International Journal of Geosciences*, 8, 494-513. ISSN Online: 2156-8367; ISSN Print: 2156-8359
- Nzeadibe, T.C. (2009) Solid waste reforms and informal recycling in Enugu urban area, Nigeria. *Habitat International*, 33, 93–99
- Nyikforuk, C.I.J., Vallianatos, H. and Nieuwendyk, M.L., 2011, Photovoice as a method for revealing community perceptions of the built and social environment. *International Journal of Qualitative Methods*, 10(2), 103-124. Doi: 10.1177/160940691101000201
- Ojeda-Benítez, S., 2000, The potential for recycling household waste: A case study from Mexicali, Mexico. *Environment and Urbanization*, 12, 163–173. Doi:10.1177/095624780001200213
- Olson, M., 1965, *The logic of collective action. Public goods and the theory of groups*. Cambridge, Mass., Harvard University Press. USA.
- O'Neill, K., and Pacheco-Vega, R., 2014, Exploring models of electronic wastes governance in the United States and Mexico: Recycling, risk, and environmental justice. In International Studies Association Annual Conference (pp. 1–20). Toronto, Canada: International Studies Association.
- Ostrom, E., 1990, Governing the commons. The evolution of institutions for collective action. *Cambridge University press*. USA. 395 p.
- Ostrom, E., Gardner, R. and Walker, J., 1994, Rules, games, and common-pool resources. *Ann Arbor: University of Michigan Press*.
- Ostrom, E., 2001, Reformulating the commons. In Burger, J., Ostrom, E., Norgaard, R., Policansky, D. and Goldstein, B. eds. *Protecting the commons: A framework for resource management in the Americas*. *Island Press*. Washington, DC., pp. 17-41.
- Oteng-Ababio, M., Annepu, R., Bourtsalas, A., Intharithat, R., and Charoenkit, S. (2018). Urban solid waste management. In Rosenzweig, C., W. Solecki, P. Romero-Lankao, S. Mehrotra, S. Dhakal, and S. Ali Ibrahim (eds.), *Climate Change and Cities: Second Assessment Report of the Urban Climate Change Research Network*. Cambridge University Press. New York. 553–582. <https://bit.ly/3Nh6oy>
- Ramos, N.F., Castilhos Jr., A.B., Forcellini, F.A., & Gracioli, O.D. (2013) Profile survey of waste pickers in Brazil: requirements for the development of a collection vehicle and optimized routing. *J. Urban Environ. Engng*, 7(2), 231–246. ISSN 1982-3932
Doi: 10.4090/juee.2013.v7n2.231246
- Sasaki, S., Araki, T., Tambunan, A. H., and Prasadja, H., 2014, Household income, living and working conditions of dumpsite waste pickers in Bantar Gebang: Toward integrated waste management in Indonesia. *Resources, Conservation and Recycling*, 89, 11–21. Doi:10.1016/j.resconrec.2014.05.006
- Srivastava, V., Ahmed, S., Singh, P. and Pratap. R., 2014, Urban solid wastes management in the developing world with emphasis on India: Challenges and opportunities. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14 (2), 317-337. Doi: 10.1007/s11157-014-9352-4
- Wittmer, J., 2014, Environmental governance, urban change, and health: An investigation of informal recyclers' perspectives on well-being in Vancouver, BC. Guelph, Canada. *University of Guelph*.
- Zink, T., Geyer, R., 2017. Circular economy rebound. *J. Ind. Ecol.* 21 (3), 593–602. <https://doi.org/10.1111/jiec.12545>.



Ecological topics related to food webs: a review with emphasis on global freshwater fish communities

Tópicos ecológicos relacionados con las redes alimentarias: una revisión con énfasis sobre comunidades mundiales de peces de agua dulce

Arely Ramírez-García*, Rodrigo Moncayo-Estrada and Omar Domínguez-Domínguez

Para citar este artículo: Arely Ramírez-García, Rodrigo Moncayo-Estrada and Omar Domínguez-Domínguez. Ecological topics related to food webs: a review with emphasis on global freshwater fish communities. *Ciencia Nicolaita* no. 84, 27-39. DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.602>



Historial del artículo:

Recibido: 13 de febrero de 2022

Aceptado: 20 de abril de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



Ver material suplementario



Correspondencia de autor: arelyr@umich.mx



Términos y condiciones de uso: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



Envíe su manuscrito a esta revista: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>

Ecological topics related to food webs: a review with emphasis on global freshwater fish communities

Tópicos ecológicos relacionados con las redes alimentarias: una revisión con énfasis sobre comunidades mundiales de peces de agua dulce

Arely Ramírez-García^{1*}, Rodrigo Moncayo-Estrada² and Omar Domínguez-Domínguez³

¹Programa Institucional de Doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, 58000 Morelia, Michoacán, México. arelyr@umich.mx ORCID <https://orcid.org/0000-0002-1818-638X>

²Instituto Politécnico Nacional, CICIMAR, COFAA, 23096 La Paz, Baja California Sur, México. rmoncayo@ipn.mx ORCID <https://orcid.org/0000-0003-0204-1482>

³Laboratorio de Biología Acuática, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, 58000 Morelia, Michoacán, México. omar.dominguez@umich.mx ORCID <https://orcid.org/0000-0001-9583-4443>

Abstract

Understanding the structure and dynamics of freshwater food webs remains a challenge for ecologists, mainly due to factors, mechanisms, and processes that maintain communities must be considered. This study aims to analyze the state-of-the-art on food web on freshwater fish communities through a systematic literature review and applying the co-words bibliometric technique. Particularly, developed countries have increased the study of food webs in the last years. The evaluation of the different ecosystem components like phytoplankton, zooplankton, and aquatic macroinvertebrates are important to considered in food webs, and stable isotope analysis accompanied by stomach content as methodologies. Food web is usually represented by models (e.g., Ecopath with Ecosim) or diagrams (food networks connecting species). Further research is needed on describe food webs in freshwater system from developing countries.

Keywords: Communities, trophic structure, stable isotopes analysis, gut content, ecological network analysis.



Resumen

Comprender la estructura y la dinámica de las redes alimentarias en sistemas de agua dulce sigue siendo un desafío para los ecólogos, principalmente debido a los factores, mecanismos y procesos que deben tenerse en cuenta para que se mantengas las comunidades. Este estudio tiene como objetivo analizar el estado del arte en el tema de la red alimentaria en las comunidades de peces de agua dulce a través de una revisión sistemática de la literatura y aplicando la técnica bibliométrica de co-palabras. Particularmente, las redes alimentarias se han estudiado más en los países desarrollados en los últimos años. La evaluación de los diferentes componentes del ecosistema como el fitoplancton, el zooplancton y los macroinvertebrados acuáticos son importantes para considerar en las redes alimentarias y el análisis de isótopos estables, acompañado del contenido estomacal como metodologías. La red alimentaria generalmente se representa mediante modelos (por ejemplo, Ecopath con Ecosim) o diagramas (redes alimentarias que conectan especies). Se necesita más investigación para describir las redes alimentarias en el sistema de agua dulce de los países en desarrollo.

Palabras clave: Comunidades, estructura trófica, análisis de isótopos estables, contenido estomacal, análisis de redes ecológicas.

1. Introduction

Food webs are one of the principals thematic in ecological science, the first depictions of community-wide feeding relationships were published in the early 20th century (Egerton, 2007). Yet, many people associate the dawn of food web ecology with Charles Elton (Elton, 1927). Through time, several authors have been added more specific ideas and important terms to Elton's contributions: the flow of energy through ecosystems, trophic dynamic (Lindeman, 1942), food web complexity and stability (May, 1972), generalized food web models (Cohen, 1978), functional food webs (Paine, 1980), ecological network analysis (Polovina, 1984), stable isotopes perspectives of food web structure (Van der Zander and Rasmussen, 1999), trophic cascades (Carpenter, 1985), intraspecific trophic variation (Bolnick, 2003), keystone species (Libralato *et al.*, 2006), between others.

Food web in communities describes either species and networks that represent interactions among a group of organisms, populations, or trophic units, the energy and biomass flow among compartments, species are represented by nodes, and trophic relationships are represented by links (Jordán and Scheuring, 2002). These depictions of feeding relationships can

provide insight into almost every area of ecological research, ranging from population dynamics to the cycling of nutrients through ecosystems.

It is challenging to find a specific sub-discipline of ecology that is not related to, or relevant for, understanding of food webs, mainly due to having implications at the population (Winemiller, 1990), community (Paine, 1980), ecosystem (Carpenter *et al.*, 2001) and evolutionary (Post and Palkovacs, 2009) levels. In this context, one of the taxonomic groups that must be considered is fish species because they are economically and ecologically important worldwide, mainly due to important food resources for humans; they also perform many functions within ecosystems (*bottom-up and top-down* theory, details coming later). Unfortunately, anthropogenic activities such as climate change, habitat degradation, pollution, the introduction of nonnative species, and overfishing are causing a decrease in fish populations (O'Reilly *et al.*, 2015), leading many species to face extinction, thereby inducing cascade effects in ecosystems, for example, competition for resource between species (Devlin *et al.*, 2017). Fish are mobile sources of critical nutrients like nitrogen and phosphorus (Samways and Cunjak, 2015); spatiotemporal variations in the production and biomass of fish create patterns in the freshwater and riparian food webs generally (García

et al., 2015). Therefore, fish are represented on practically every trophic level, from herbivores to tertiary predators and decomposers (DeLong *et al.*, 2019). Some species are highly specialized to feed on items such as scales and fins, while others are generalists with broad diets, especially when exploiting abundant resources (Nelson, 2015).

In addition, fish act as energy regulators between adjacent ecosystems by transforming and exporting energy from primary producers, and are the components of 90% of the nekton, as well maintaining energy reserves within food webs and are bioindicators (Dudgeon *et al.*, 2006).

Freshwater ecosystems including rivers, streams, lakes, wetlands, are critical for biodiversity, providing habitat for one third of all the vertebrate species, including approximately 40% of fish species, also they are some of the most important resources in the replenishment and purification of water sources used by humans (Lynch *et al.*, 2016).

Despite covering only 0.01% of the Earth's total surface, they supply essential ecosystem services such as food, water, and energy provision to billions of people (Mota *et al.*, 2014). Unfortunately, they are also one of the most highly degraded ecosystems, suffering from chemical contamination by waste and plastics, overexploitation of aquifers, eradication of wetlands, and others (Carpenter *et al.*, 2011).

The objective of this research was to carry out a bibliometric review of the literature to understand better freshwater ecosystem food webs related to the fish community. The analysis of important topics in recent years provides an informative reference on the basic concepts and advantages in quantifying the food webs in communities and their applications to freshwater fish. Besides, we attempted to identify and comment on general gaps in the study of food webs in freshwater fish communities and give directions for further studies concerning this subject.

2. Methods

The research was focused on articles in the Scopus database and Web of Science-Thompson Reuters, these databases were selected because they are considered the largest abstract and citation database of

peer-reviewed literature, with more than 60 million records, covering over 21,500 peer-reviewed journals from over 5000 international publishers in different scientific areas (Joshi, 2016).

In the first phase, articles were selected that used the terms *Freshwater* Fish* Community* and Food web** in the title, abstract, or keywords. As a result, an initial sample of 359 documents in Scopus and 972 documents in Web of Science was found. The topic of food webs has been aborded since the last century (Elton, 1927), however, this study aims to examine the most recent and innovative literature, a six-year timeframe was selected covering the period between 2015 and 2021, resulting in 164 documents in Scopus and 447 documents in Web of Science. The review was limited to "Article," "Review," and "Books" documents because they are the source of most up-to-date knowledge and probably have a greater impact on the field. The literature that only presented anthropology, archaeology, phytochemical, immunological data were excluded. Only articles with the language "English" were considered, since the dissemination of scientific knowledge is fundamentally done in this language and is a criterium used in various reviews (e.g., Thompson *et al.*, 2012).

3. Results

3.1 Descriptive information

A total of 117 documents in Scopus and 388 documents in Web of science were obtained. After reading the abstracts and eliminating those that do not refer to freshwater fish and food webs, the final number of articles was 358 in both databases. The study of the freshwater fish communities and food web has been maintained a constant number of publications in Web of Science, with a decline in 2021, whereas Scopus databases showed in 2015 the lowest number of publications and increased in 2021 (Figure 1). The year with the highest number of articles was 2020, with 60 articles on Web of Science.

The publications are led by the Freshwater Biology journal, followed by Freshwater Science and Ecology, most of the journals are quartile one, only Ecology of Freshwater Fish and Journal of Great Lakes research are quartile 2. The highest impact factor is in Ecological monographs (10.31), following of Ecology (5.49)

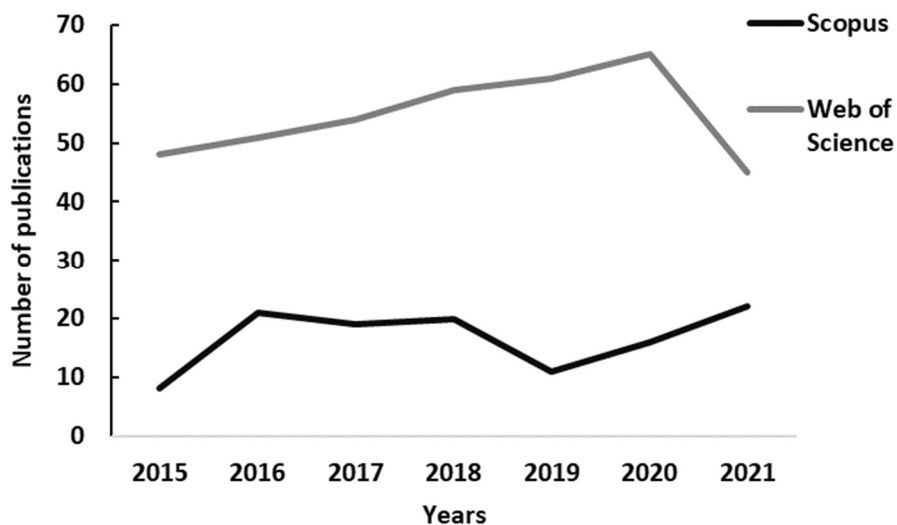


Figure 1. Total of articles published during 2015 to 2021 in Scopus databases and Web of Science.

(Figure 2). The study fields of environmental science, ecology, freshwater ecology, and fisheries have extensive studies in freshwater fish communities and food web in Scopus database and Web of Science.

In this research, the results showed that the United States is the country that published the most articles

about the food web in freshwater fish communities, followed by Canada and Germany (Table 1).

The principal institutions are United States Geological Survey and United States Department of the Interior from USA (Table 2).

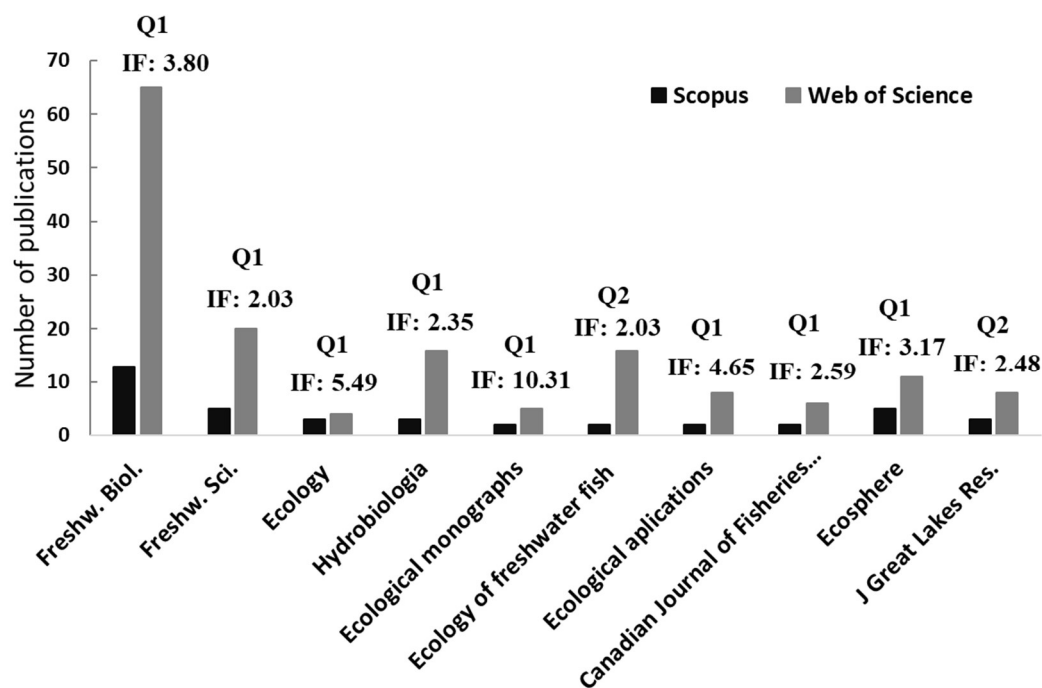


Figure 2. Main journals with their impact factor and quartils, per number of articles published in Scopus database and Web of Science. FI = impact factor, Q= Quartils.

Table 1

Main countries with a number of articles published by Scopus database and Web of Science.

Country	Number of articles in Scopus	Number of articles in Web of Science
United States	45	78
Canada	20	56
Germany	11	28
China	5	28
England	10	23
Australia	7	22
Spain	5	20
México	2	6

Table 2

Principal institutions and their origin country, and the number of publications per database (Scopus and Web of Science)

Scopus Institution and country	Number of publications	Web of Science Institution and country	Number of publications
United States Geological Survey (USA)	15	United States Department of the Interior (USA)	27
Aarhus University (Denmark)	9	United States Geological Survey (USA)	25
CNRS Centre National de la Recherche Scientifique (France)	9	CNRS Centre National de la Recherche Scientifique (France)	23
University of Washington, Seattle (USA)	8	University of California System (USA)	21
University of Wisconsin-Madison (USA)	8	CNRS Institute of Ecology Environment INEE (France)	14
The University of British Columbia (Canada)	7	Aarhus University (Denmark)	12

3.2 Theories

Not all articles handle theories to test, some of them only mention fundamental concepts within the document. Twelve percent of the articles mention the theory of *bottom-up* and *top-down*, this is the main approach theory used to explain the study of the determinants of biomass pyramids (i.e., the patterns of the biomass of organisms at different trophic levels of an ecosystem) within and across ecosystems. This theory was first mentioned in 1986, established resource

use *versus* consumer limitation (McQueen *et al.*, 1986).

The “*trophic cascade*” is a concept considered by some authors in the documents reviewed (8% of the documents), this is for understanding trophic interactions, resulting in alternating abundance, biomass, or production across more than one trophic levels in an ecosystem (e.g., Leroux and Loreau, 2015; Rodríguez-Lozano *et al.*, 2016). Trophic cascades have often been applied to explain indirect top-down effects in ecosystems. Broadly defined, trophic cascades refer to the

indirect effects of an ecosystem perturbation (i.e., change in soil nutrients or predation rate) throughout an ecosystem (Carpenter *et al.*, 1985).

The assembly rules are also included in some documents reviewed (5%), they have helped provide a means to generate realistic food web structures (Fath *et al.*, 2007; Fath *et al.*, 2019). They are used to describe general principles arising from mechanisms operating within the community and to which the assembly of a community conforms, for example relationship between community temporal dynamics and ecological stochasticity of an ecosystem, probably caused by anthropogenic activities (e.g., Li *et al.*, 2021).

4. Approaches in consideration in the food web

Within the revised articles, some important topics are maintained that must be considered within the evaluations of food webs, for example, the diet of the species, trophic position, habitat use, the ecosystem functions as a biological, geochemical and physical process, like the decomposition, production, nutrients cycling and nutrient energy flows between species in the community, to determine how an ecosystem responds to perturbations and thus is key to understanding the ability to respond to perturbation without loss of essential functions (Ives *et al.*, 2018).

The review of the studies indicates that fish play an important role in the trophic dynamics in freshwater ecosystems; through predation on zooplankton, planktivorous fish may promote cascading trophic effects (top-down) leading to increased phytoplankton biomass and reduced water clarity (Laske *et al.*, 2017). Hence the literature has been centered on better understanding how the structure of the fish community may change depending on biotic and abiotic factors. Spatial and temporal variation in the relative abundance of dominant and other species likely is influenced by species differences in habitat selection, reproduction, and recruitment (e.g., Grubh and Winemiller, 2018). Fish community patterns were primarily attributable to seasonal changes instead of spatial gradient and habitat types (Sather *et al.*, 2016).

Various studies have suggested the importance of biotic interactions across habitats (littoral, benthic and pelagic zone).

Nowadays, one of the main focuses within the reviewed articles is the interactions of native and nonnative species, and several authors mention that invasive species are causing damage in native fauna (e.g., Pereira and Vitule, 2019). Introductions of nonnative species and their subsequent dispersal can change the structure and composition of entire communities (Gallardo *et al.*, 2016). Moreover, present nonnative species simultaneously occupy different trophic levels and interact across trophic levels, leading to increased and often unforeseeable effects due to the prevalence among predators (Martins *et al.*, 2021). The ecological consequences of nonnative freshwater fish introductions have been well documented (Cucherousset and Olden, 2011). However, most studies of the effects of nonnative fishes address solely direct effects rather than indirect interactions, such as cascading effects on other ecosystem compartments, that can alter ecosystem functioning in unpredictable ways.

The effects of nonnative fishes can cascade beyond conventionally defined habitat boundaries and have significant consequences for food web dynamics (Gallardo *et al.*, 2016). However, such effects often are overlooked because researchers typically limit the scope of their studies to one system or even a single system component. For example, in some aquatic systems, lakes and rivers are physically connected, thereby generating the potential for several modes of interaction via resource use (Gou *et al.*, 2018).

5. The design of the study, methodology

Different methodologies were used in the articles analyzed during the review process. The main methodology used was the Stable Isotope Analysis (SIA) of carbon ($\delta^{13}\text{C}$; information on food resources) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$; information on trophic position). This methodology provides a powerful tool for measuring the trophic structure by describing the relative trophic positions of consumers within a community and the contributions of distinct basal resources (Svanbäck *et al.*, 2015). This technique permits various fish tissues

to be analyzed, but soft tissue, generally muscle, has typically been preferred. It is easy to collect and prepare material, and it provides the means to analyze several isotopic tracers (carbon $\delta^{13}\text{C}$, nitrogen $\delta^{15}\text{N}$, oxygen $\delta^{18}\text{O}$, sulfur $\delta^{34}\text{S}$).

Furthermore, this technique has been developed to investigate the consequences of nonnative fish species introductions on trophic structures (Sagouis *et al.*, 2015). They provide a powerful approach to predict the invasion impacts of nonnative species and the degree of dietary competition pressure felt by native species (Hill *et al.*, 2015).

The gut content analysis usually complements the stable isotope methodology (e.g., Laske *et al.*, 2018). The gut content analysis consists of dissecting the fish stomach, and prey items are identified to the lowest taxonomic level possible. A prey accumulation curve must be elaborated for the fish species to determine whether the number of analyzed stomachs that accurately described the diet (Márquez-Velásquez *et al.*, 2019).

Two indices were mainly mentioned in the reviewed articles to evaluate the contribution of each prey item to the diet of the fish species, the index of relative importance (IRI) (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1976) and prey-specific index of relative importance (PSIRI) (Brown *et al.*, 2012). In addition, other two important index are the diet overlaps between taxa, which is possible to assess by the Horn's index and trophic niche width calculated using the standardized Levin's index (Krebs, 1989).

The use of multiple approaches allows more robust assertions about the trophic patterns and trophic interactions among species (Weidner *et al.*, 2017). Stable isotopes and gut content analyses complement each other to gain more insight into the feeding relationships of fish species and the degree of dietary resource sharing (Mwijage *et al.*, 2018). Gut content may underestimate niche widths if there is limited diet information for each individual in the population, for example, if stomach size is small or resource competition constrains the number of preys consumed per individual (Svanbäck *et al.*, 2015). The use of stable isotopes is important, especially when characterizing the diet and feeding interaction of predatory fish

species that sometimes have high prey regurgitation and stomach vacuity (Hill *et al.*, 2015).

6. Aquatic components from the system

Phytoplankton and zooplankton biomass and composition were evaluated as complementary components in several documents reviewed (e.g., Kovalenko *et al.*, 2019), considered important drivers of the aquatic ecosystem function. The phytoplankton assemblage composition is essential to predict food web responses to stressors, including increased nutrient loading, changes in surface temperature, and thermocline depth (Vesterinen *et al.*, 2016). The zooplankton moderate effects of fish on phytoplankton biomass (Beaver *et al.*, 2019). Another important group in food webs are the macro-invertebrates, they are considered a good biological indicator in aquatic systems and play an important role in trophic transfer within and across ecosystems, linking energy flow from basal food sources to upper trophic levels such as fish and eventually respond to a wide range of anthropogenic impacts (Dedieu *et al.*, 2015). Phytoplankton, zooplankton, and macroinvertebrates can affect the food web by periphyton assimilation, species identity, functional feeding groups, and seasonal and spatial environmental variations, mainly due because their functional role in linking the energy flow from basal food sources to higher trophic levels (Guo *et al.*, 2018).

7. Mathematical modeling

In the selected works reviewed, the trophic structure is usually represented by models (Ecopath with Ecosim) or diagrams (food networks connecting species), but it can also be assessed by a more simplified approach based on the use of trophic guilds (Konan *et al.*, 2015).

The Ecopath and Ecosim (EwE) modeling approach was primarily developed to answer 'what if...' questions that could not be addressed with single-species assessment models (Christensen and Walters, 2004). The Ecopath model can be seen as a toolbox offering a large collection of methods to analyze various ecological phenomena, for example, it has been widely used to analyze the trophic structure and energy flow between all species occurring in the aquatic ecosystems and predict trends in their development (Deehr

et al., 2014). It is recognized as a core new-generation tool for studying aquatic ecosystems worldwide (Ortiz *et al.*, 2015). The EwE modeling complex consists of a suite of three main sub-models: (1) Ecopath, static and descriptive, (2) Ecosim, dynamic and predictive, and (3) Ecospace, spatially explicit, dynamic, and predictive (Christensen and Walters, 2004).

On other hand, diagrams analysis considers interaction strength may identify species whose impacts on their communities are disproportionately large relative to their abundances (Reis *et al.*, 2020). The diagrams analysis provides an effective method to understand and describe the topological structures, dynamic characteristics, and the complexity of functions between species within the food web (Jiang and Zhang, 2015). In addition, an ecological network analysis is an important tool to understand whole-system interactions in the food web, which include the energy-matter flow of who eats whom, and non-feeding pathways to detritus (Fath *et al.*, 2007; Fath *et al.*, 2019). Other modeling options have been also used in food webs are for example STELLA (Spieles and Mitsch, 2003), EcoNet (Kazanci, 2007), and statistics packages for the program R (e.g., enaR, Borrett and Lau, 2014).

8. Current limitations

Determining the disturbances' effects on the biotic communities represents a major challenge in most of the reviewed articles. To understand the effects of climate change at an ecosystem level, ecologists need to better understand their impact across the trophic structure; the disturbances occur over long-temporal scales, and it is difficult to isolate the effects of these interlinked stressors. Given changing environmental conditions and anthropogenic impacts on freshwater communities, understanding the adaptive capacity of food webs supporting important resources, such as commercial fisheries are vital to ecological and economic stability.

Although the effects of environmental variability on the trophic structure of fish assemblages have been investigated, most works are based on short-term sampling focusing mainly on local factors (e.g., temperature, turbidity, and salinity) (Nelson *et al.*,

2015). However, many ecological processes and environmental phenomena occur on a long-term time scale or are cyclical processes, requiring several years or even decades of continuous monitoring and investigation to understand their influences on the biota.

9. Future directions

The study of food webs in freshwater fish communities has grown in recent years in developed countries, based in the increase of the number of publications (Figure 1). However, we consider that certain questions can help us expand our knowledge about the relationship between food webs, freshwater communities' structure, and ecosystems' functioning. Further research is needed on what traits best describe food webs in a freshwater system. In this sense, there are important advances in the homogenization of criteria in the main use methodologies as stable isotopes analysis inconjunct with stomach content and mathematical models. However, it could be interesting to incorporate the molecular-based approaches, which have made DNA techniques more available to ecologists for reconstructing consumers' diets, identifying species interactions, showing how food webs are structured. By amplifying genes and comparing sequences to existing DNA libraries of known species. Few studies have examined food web involving interacting species across several trophic levels, establish their interactions are critical to restoring function to degraded freshwater ecosystems. It is important to consider the evaluation of food webs in tropical and subtropical lakes and hot spots with endemic species. The articles reviewed in this study focused mainly on big lakes and rivers in temperate areas, less in-stream, ponds and in tropical and subtropical areas.

10. Conclusions

This research is focus on food webs on freshwater fish communities, this issue being more examined in developed countries in the last years. There is a concern about the methodologies that could be used to evaluate a project, targeted not only in international researchers but also to grad students in higher education institutes.

Considering its deeper multidisciplinary nature, the articles included in this systematic literature review were published in a great diversity of journals, analyzing various themes such as ecology, environmental sciences, fisheries, and water resources.

The studies on significant aspects such as the changes in abundance, species richness, size distribution, life history of the species, feeding habits (diet), space use, and trophic dynamics will improve the understanding of the changes in food webs in freshwater fish community structure and dynamics, and the potential cascading effects (bottom-up and top-down). Evaluating periphyton, phytoplankton, and zooplankton is vital to understand the roles and the limitations of the species, finding their position in the trophic cascade (filter-feeding herbivorous fish, predator control, omnivorous fish). Stable isotope analyses of carbon and nitrogen together with gut content analysis provide a powerful approach to predicting the invasion impacts of nonnative species and the degree of dietary competition pressure felt by native species. Thereby enhancing the chances of preserving the freshwater ecosystems with high diversity.

Acknowledgments

We thank the institutions that have funded our research on freshwater fish communities: Chester Zoo, The Rufford Foundation Small Grants, the Goodeid Working Group, and the American Livebearer Association. We thank the anonymous reviewers for their helpful comments. Arely Ramírez-García is the recipient of a CONACYT fellowship grant.

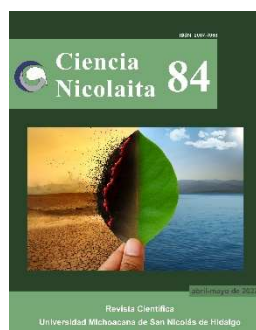
References

- Beaver, J.R., Arp, C.D., Tausz, C.E., Jones, B.M., Whitman, M.S., Renicker, T.R., Samples, E.E., Ordosch, D.M., Scotese, K.C., 2019, Potential shifts in zooplankton community structure in response to changing ice regimes and hydrologic connectivity, *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 51(1); 327–345.
DOI:10.1080/15230430.2019.1643210
- Bolnick, D.I., Svanbäck, R., Fordyce, J.A., Yang, L.H., Davis, J.M., Hulsey, C.D., Forister, M.L., 2003, The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization, *The American Naturalist*, 161, 1–28.
- Borrett, S.R., Lau, M.K., 2014, enaR: An R package for Ecosystem Network Analysis. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 1206–1213. DOI: 10.1111/2041-210X.12282
- Brown, S.C., Bizzarro, J.J., Cailliet, G.M., Ebert, D.A., 2012, Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896), *Environmental Biology of Fishes*, 95, 3–20.
Doi:10.1007/s10641-011-9959-z
- Carpenter, S.R., Cole, J.J., Hodgson, J.R., Kitchell, J.F., Pace, M.L., Bade, D., Cottingham, K.L., Essington, T.E., Houser, J.N., Schindler, D.E., 2001, Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments, *Ecology Monographs*, 71, 163–186.
- Carpenter, S.R., Stanley, E.H., Vander Zanden, M.J., 2011, State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes, *Annual Review of Environment and Resources*, 36: 75–99.
- Christensen, V., Walters, C.J., 2004, Ecopath with Ecosim: methods, capabilities, and limitations, *Ecological Modelling*, 172(2–4), 109–139.
Doi:10.1016/J.ECOLMODEL.2003.09.003
- Cohen, J.E., 1978, Food Webs and Niche Space. *Princeton University Press, Princeton, N.J.*
- Cucherousset, J., Olden, J.D., 2011, The ecological impacts of nonnative freshwater fishes, *Fisheries*, 36, 215–230.
<https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>
- Dedieu, N., Rhone, M., Vigouroux, R., Céréghino, R., 2015, Assessing the impact of gold mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits, *Ecological Indicators*, 52, 332–340.
- Deehr, R.A., Luczkovich, J.J., Hart, K., Clough, L.M., Johnson, B.J., Johnson, J., 2014, Using stable isotope analysis to validate effective trophic levels from Ecopath models of areas closed and open to shrimp trawling in Core Sound, NC, USA, *Ecological Modelling*, 282, 1–17.
DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.03.005
- Delong, M.; Thorp, J.M.; Thons, M.S.; McIntosh, L., 2019, Trophic niche dimensions of fish communities as a function of historical hydrological conditions in a Plains River, *River Systems*, 2011, 19, 177–187.
- Devlin, S.P., Tappenbeck, S.K., Craft, J.A., Tappenbeck, T.H., Chess, D.W., Whited, D.C., Ellis, B.K., Stanford, J.A., 2017, Spatial and Temporal Dynamics of Invasive Freshwater Shrimp (*Mysis diluviana*): Long-Term Effects on Ecosystem Properties in a Large Oligotrophic

- Lake, *Ecosystems*, 20(1); 183–197.
DOI: 10.1007/s10021-016-0023-x
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006, Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges, *Biological Reviews*, 81: 163–182.
- Egerton, F.N., 2007, Understanding food chains and food webs, 1700–1970, *Bulletin of the Ecological Society of America*, 88, 50–69. Doi: 10.1890/0012-9623(2007)88[50:UFCAFW]2.0.CO;2
- Elton, C., 1927, Animal ecology. Reprinted 2001, University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Fath, B.D., Asmus, H., Asmus, R., Baird, D., Borrett, S.R., de Jonge, V.N., Ludovisi, A., Niquil, N., Scharler, U.M., Schuckel, U., Wolff, M., 2019, Ecological network analysis metrics: The need for an entire ecosystem approach in management and policy, *Ocean and Coastal Management*, 174, 1–14.
DOI:10.1016/j.ocecoaman.2019.03.007
- Fath, B.D., Scharler, U. M., Ulanowicz, R.E., Hannon, B., 2007, Ecological network analysis: network construction, *Ecological Modelling*, 208: 49–55.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.029>
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I., Vilá, M., 2016, Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems, *Global Change Biology*, 22 (1): 151–163.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13004>
- García, E.A., Townsend, S.A., Douglas, M.M., 2015, Context dependency of top-down and bottom-up effects in a Northern Australian tropical river, *Freshwater Science*, 34(2); 679–690. DOI: 10.1086/681106
- Grubh, A.R., Winemiller, K.O., 2018, Spatiotemporal variation in wetland fish assemblages in the Western Ghats region of India, *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 419, 35.
DOI: 10.1051/kmae/2018023
- Guo, F., Bunn, S.E., Brett, M.T., Fry, B., Hager, H., Ouyang, X., Kainz, M.J., 2018, Feeding strategies for the acquisition of high-quality food sources in stream macroinvertebrates: Collecting, integrating, and mixed feeding, *Limnology and Oceanography*, 63(5); 1964–1978.
DOI: 10.1002/lno.10818
- Hill, J.M., Jones, R.W., Hill, M.P., Weyl, O.L.F., 2015, Comparisons of isotopic niche widths of some invasive and indigenous fauna in a South African river, *Freshwater Biology*, 60 (5): 893–902. DOI: 10.1111/fwb.12542
- Ives, J.T., McMeans, B.C., McCann, K.S., Fisk, A.T., Johnson, T.B., Bunnell, D.B., Frank, K.T., Muir, A.M., 2018, Food-web structure and ecosystem function in the Laurentian Great Lakes-Toward a conceptual model, *Freshwater Biology*, 64(1): 1–23. DOI: 10.1111/fwb.13203
- Jiang, L., Zhang, W., 2015, Determination of keystone species in CSM food web: A topological analysis of network structure, *Network Biology*, 5(1); 13–33. DOI: 10.0000/issn-2220-8879-networkbiology-2015-v5-0002
- Jordán, F., Scheuring, I., 2002, Searching for keystones in ecological networks, *Oikos*, 99, 607–612.
- Joshi, A., 2016, Comparison between Scopus and ISI Web of Science, *Journal Global Values*, 2(2); ISSN (P): 0976-9447, (e): 2454-8391.
- Kazanci, C., 2007, EcoNet: A new software for ecological modeling, simulation and network analysis, *Ecological modelling*, 208: 3–8.
DOI:10.1016/j.ecolmodel.2007.04.031
- Konan, K.F., Bony, K.Y., Edia, O.E., Aliko, N.G., Ouattara, A., Gourene, G., 2015, Predicting factors that influence fish guild composition in four coastal rivers (Southeast Ivory Coast) using artificial neural networks, *Croatian Journal of Fisheries*, 73: 48–57.
- Kovalenko, K.E., Reavie, E.D., Bramburger, A.J., Cotter, A., Sierszen, M.E., 2019, Nearshore-offshore trends in Lake Superior phytoplankton, *Journal of Great Lakes Research*, 45(6): 1197–1204.
DOI: 10.1016/j.jglr.2019.09.016
- Krebs, C. J., 1989, Ecological methodology. New York: Harper and Row.
- Laske, S.M., Rosenberger, A.E., Kane, W. J., Wipfli, M.S., Zimmerman, C.E., 2017, Top-down control of invertebrates by Ninespine Stickleback in Arctic ponds, *Freshwater Science*, 36(1): 124–137. DOI: 10.1086/690675
- Laske, S.M., Rosenberger, A.E., Wipfli, M.S., Zimmerman, C.E., 2018, Generalist feeding strategies in Arctic freshwater fish: A mechanism for dealing with extreme environments, *Ecology of Freshwater Fish*, 27(3): 767–784.
DOI: 10.1111/eff.12391
- Leroux, S.J., Loreau, M., 2015, Theoretical perspectives on bottom-up and top-down interactions across ecosystems, in eds Hanley T.C., La Pierre, K.J., 2015, Trophic Ecology: Bottom-Up and Top-Down Interactions across Aquatic and Terrestrial Systems, *Published by Cambridge University Press. Cambridge University Press*
- Li, B., Wang, Y., Tan, W., Saintilan, N., Lei, G., Wen, L., 2021, Land cover alteration shifts ecological assembly processes in floodplain lakes: Consequences for fish

- community dynamics, *Science of the Total Environment*, 782; 146724.
DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146724
- Libralato, S. Christensen, V., Pauly, D., 2006, A method for identifying keystone species in food web models, *Ecological Modelling*, 195: 153-171.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.11.029>
- Lindeman, R.L., 1942, The trophic-dynamics aspect of ecology, *Ecology*, 23, 399-418
- Lynch, A.J., Cooke, S.J., Deines, A.M., Bower, S.D., Bunnell, D.B., Cowx, I.G., et al., 2016, The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries, *Environmental Reviews*, 24(2), 1-7.
DOI:10.1139/er-2015-0064
- Márquez-Velásquez, V., Rosa, R. s., Galindo, E., Navia, A. F., 2019, Feeding habits and ecological role of the freshwater stingray *Potamotrygon magdalenae* (Duméril 1865) (Myliobatiformes: Potamotrygonidae), combining gut-content and stable isotope analysis, *Environmental Biology of Fishes*, 8(102): 1119-1136.
DOI: 10.1007/s10641-019-00897-0
- Martins, K., Pelage, L., Justino, A. K. S., Frédou, F. L., Vaske, T. J., Le Loc'h, F., Travassos, P., 2021, Assessing trophic interactions between pelagic predatory fish by gut content and stable isotopes analysis around Fernando de Noronha Archipelago (Brazil), Equatorial West Atlantic, *Journal of Fish Biology*, 99(5); 1576-1590.
DOI: 10.1111/jfb.14863
- May, R.M., 1972, Will a large complex system be stable?, *Nature*, 238, 413-414.
- McQueen, D.J., Post, J.R., Mills, E.L., 1986, Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.*, 43(8): 1571-1581. DOI: 10.1139/f86-195.
- Mota, M., Sousa, R., Araújo, J., Braga, C., Antunes, C., 2014, Ecology and conservation of freshwater fish: time to act for a more effective management, *Ecology of Freshwater Fish*, 23: 111-113.
- Moutopoulos, D.K., Stoumboudi, M.T., Ramfos, A., Tsagarakis, K., Gritsalis, K. C., Petriki, O., Patsia, A., Barbieri, R., Machias, A., Stergiou, K.I., Bobori, D.C., 2018, Food web modelling on the structure and functioning of a Mediterranean lentic system, *Hydrobiologia*, 822(1); 259-283. DOI: 10.1007/s10750-018-3685-x
- Mwijage, A.P., Shilla, D.A., Machiwa, J.F., 2018, Differences in trophic resources and niches of two juvenile predatory species in three Pangani estuarine zones, Tanzania: Stomach contents and stable isotope approaches, *Journal of Biological Research*, (Greece), 25(1):1-16.
DOI: 10.1186/s40709-018-0084-4
- Nelson, J.A., Deegan, L., Garritt, R., 2015, Drivers of spatial and temporal variability in estuarine food webs, *Marine Ecology Progress Series*, 533: 67-77.
- O'Reilly, C.M., Sharma, S., Gray, D.K., Hampton, S.E., Read, J.S., Rowley, R.J., et al. 2015, Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe, *Geophysical Research Letters*, 2, 10773-10781.
- Ortiz, M., Berrios, F., Campos, L., Uribe, R., Ramírez, A., Hermosillo- Núñez, B., Rodríguez-Zaragoza, F., 2015, Mass balanced trophic models and short-term dynamical simulations for benthic ecological systems of Mejillones and Antofagasta bays (SE Pacific): comparative network structure and assessment of human impacts, *Ecological Modelling*, 309(310), 153-162.
DOI:10.1016/J.ECOLMODEL.2015.04.006
- Paine, R.T., 1980, Food webs: linkage, interaction strength, and community infrastructure, *Journal of Animal Ecology.*, 49, 667-685.
- Pereira, F., Vitule, J.R.S., 2019, The largemouth bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802): impacts of a powerful freshwater fish predator outside of its native range, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(3): 639-652. DOI: 10.1007/s11160-019-09570-2
- Polovina, J.J., 1984, Model of a coral reef ecosystem. *Coral Reefs* 3, 1-11.
- Post, D.M., Palkovacs, E.P., 2009, Eco-evolutionary feedbacks in community and ecosystem ecology: interactions between the ecological theatre and the evolutionary play, *Philosophical Transactions of the Royal Society B – NCBI*, 364,1629-1640.
- Reis, S.A., Albrecht, P.M., Bunn, S.E., 2020, Food web pathways for fish communities in small tropical streams, *Freshwater Biology*, 00:1-15. DOI: 10.1111/fwb.13471
- Rodríguez-Lozano, P., Verkaik, I., Maceda-Veiga, A., Monroy, M., Sostoa, A., Rieradevall, M., Prat, N., 2016, A trait-based approach reveals the feeding selectivity of a small endangered Mediterranean fish, *Ecology and Evolution*, 6(01): 3299-3310. DOI: 10.1002/ece3.2117
- Sagouis, A., Cucherousset, J., Villéger, S., Santoul, F., Boulétreau, S., 2015, Non-native species modify the isotopic structure of freshwater fish communities across the globe, *Ecography*, 38(10): 979-985. DOI: 10.1111/ecog.01348
- Samways, K.M., Cunjak, R.A., 2015, Increases in benthic community production and metabolism in response to marine-derived nutrients from spawning Atlantic

- salmon (*Salmo salar*), *Freshwater Biology*, 60(8); 1647–1658. DOI: 10.1111/fwb.12597
- Sather, N.K., Johnson, G.E., Teel, D.J., Storch, A., Skalski, J.R., Cullinan, V.I., 2016, Shallow Tidal Freshwater Habitats of the Columbia River: Spatial and Temporal Variability of Fish Communities and Density, Size, and Genetic Stock Composition of Juvenile Chinook Salmon, *Transactions of the American Fisheries Society*, 145(4); 734–753. DOI: 10.1080/00028487.2016.1150878
- Spieles, D.J., Mitsch, W.J., 2003, A model of macroinvertebrate trophic structure and oxygen demand in freshwater wetlands, *Ecological Modeling*, 161, 183–194.
- Svanbäck, R., Quevedo, M., Olsson, J., Eklöv, P., 2015, Individuals in food webs: the relationships between trophic position, omnivory and among-individual diet variation, *Oecologia*, 178 (1): 103–104.
- Thompson, R. M., Dunne, J.A., Woodward, G., 2012, Freshwater food webs: towards a more fundamental understanding of biodiversity and community dynamics, *Freshwater Biology*, 57, 1329–1341. Doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02808.x
- Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B., 1999, Primary consumer delta C-13 and delta N-15 and the trophic position of aquatic consumers, *Ecology*, 80, 1395–1404.
- Vesterinen, J., Syväranta, J., Devlin, S. P., Jones, R. I., 2016, Periphyton support for littoral secondary production in a highly humic boreal lake, *Freshwater Science*, 35(4); 1235–1247. DOI 10.1086/689032
- Weidner, T.A., Hirons, A.C., Leavitt, A., Kerstetter, D.W., 2017, Combined gut-content and stable isotope trophic analysis of the pelagic stingray *Pteroplytrygon violacea* (Bonaparte, 1832) diet from the western North Atlantic Ocean, *Journal of Applied Ichthyology*, 33(3):386–394
- Winemiller, K.O., 1990, Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks, *Ecological Monography*, 60, 331–367.
- Yáñez-Arancibia, A., Curiel, J., Leyton, V., 1976, Prospección biológica y ecológica del bagre marino *Galeichthys caerulescens* (Günther) en el sistema lagunar costero de Guerrero, México (Pisces: Ariidae), *Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, México*, 3: 125–180.



Diferencias en los ensambles de anfibios y reptiles entre tipos de vegetación en las estribaciones del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano en el estado de Michoacán, México

Differences in amphibian and reptile assemblages between vegetation types in the foothills of the Trans-Mexican Volcanic Belt in the state of Michoacan, Mexico

Miriam Torres-López, Ireri Suazo-Ortuño* y Leonel López-Toledo

Para citar este artículo: Miriam Torres-López, Ireri Suazo-Ortuño y Leonel López-Toledo, 2022. Diferencias en los ensambles de anfibios y reptiles entre tipos de vegetación en las estribaciones del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano en el estado de Michoacán, México. Ciencia Nicolaita no. 84, 40-55. DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.603>

Historial del artículo:



Recibido: 16 de febrero de 2022

Aceptado: 18 de abril de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



Ver material suplementario



Correspondencia de autor: ireri.suazo@umich.mx



Términos y condiciones de uso: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



Envíe su manuscrito a esta revista: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>



Diferencias en los ensambles de anfibios y reptiles entre tipos de vegetación en las estribaciones del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano en el estado de Michoacán, México

Differences in amphibian and reptile assemblages between vegetation types in the foothills of the Trans-Mexican Volcanic Belt in the state of Michoacan, Mexico

Miriam Torres-López, Ireri Suazo-Ortuño* y Leonel López-Toledo

¹Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Av. San Juanito Itzácuaro s/n Col. Nueva Esperanza, Morelia, Michoacán, México, C.P. 58337.

Resumen

Se presenta información sobre la estructura y distribución de los ensambles herpetofaunísticos en diferentes tipos de vegetación (bosque de pino-encino [PE], selva baja caducifolia [SB], bosque de Sabal (*Sabal pumus*) [SP] y huertas de aguacate (*Persea americana*) [HA]). El municipio de Ario de Rosales, Michoacán está localizado en los límites entre el Cinturón Volcánico Trans-Mexicano y la Cuenca del Río Balsas. El muestreo de campo se realizó de agosto de 2009 a noviembre de 2010. Los resultados indicaron diferencias en composición de los ensambles herpetofaunísticos entre los tipos de vegetación. La riqueza total (gama) del paisaje se caracterizó por incluir 54 especies (18 anfibios, 17 serpientes, 16 lagartijas y 3 tortugas). El SB presentó la más alta diversidad alfa (diversidad local), seguido de SP, HA, y PE. Se registró una marcada diferencia en diversidad entre tipos de vegetación. El alto número de especies exclusivas presentes por tipo de vegetación indica baja similitud entre sitios y elevada influencia en la diversidad beta. Las diferencias en la composición entre sitios y el alto número de especies exclusivas sugieren que la herpetofauna presente en cada ambiente la integran especies específicas a cada cobertura vegetal. Adicionalmente, alrededor de 70% de las especies registradas son endémicas a México, 39% están en la Norma Oficial Mexicana consideradas en riesgo a nivel país y ~ 4% están consideradas en riesgo a nivel global.

Palabras clave: herpetofauna, pino-encino, sabal pumus, bosque seco, huertas de aguacate

Abstract

This study presents information on the composition, structure and distribution of herpetofaunal assemblages associated to different vegetation types (pine-oak forest [PE], tropical dry forest [SB], Sabal palm (*Sabal pumus*) groves [SP] and avocado orchards (*Persea americana*) [HA]) in a region of which the herpetofaunistic knowledge is markedly limited (municipality of Ario de Rosales, Michoacan). This region includes portions of the foothills of the Trans-Mexican Volcanic Belt, and portions of the lowlands of the Río Balsas Basin. Amphibian and reptiles were registered from August 2009 to November 2010. Different vegetation types presented marked variations in herpetofaunal species richness and assemblage composition. Gamma diversity (total landscape diversity) consisted of 54 species (18 amphibians, 17 snakes, 16 lizards, 3 turtles). SB presented the highest alpha diversity (local diversity), followed by SP, HA, and PE. However, alpha diversity was not an important determinant of gamma diversity. Complementarity among vegetation types was high. The high number of species exclusive to each vegetation type suggests that beta diversity had greater influence than alpha diversity on gamma diversity. Differences in species composition and the high number of exclusive species suggest that herpetofaunal species respond strongly to land cover types. Additionally, ~ 70% of herpetofaunal species registered were endemic to México, 39% were included in Mexican red lists and ~ 6% were considered at global risk. The high herpetofaunal species turnover among habitats results in exceptionally high levels of herpetofauna diversity in the studied region.

Keywords: herpetofauna, pine-oak forest, Sabal palm groves, tropical dry forest, avocado orchards

1. Introducción

La alta diversidad de hábitats en México es resultado de la historia geológica del país, así como de su localización geográfica, su topografía y su diversidad climática. La elevada disponibilidad de hábitats ha resultado en la evolución de una herpetofauna diversa, con altos valores de endemismo, por lo que México ocupa el quinto lugar en diversidad de anfibios y el segundo en diversidad de reptiles (Flores-Villela y García-Vázquez 2014, Parra-Olea et al. 2014, AmphibiaWeb 2021). La herpetofauna mexicana consiste de 411 especies de anfibios y 1073 especies de reptiles, y representa aproximadamente el 7.8% de la herpetofauna del mundo; adicionalmente, el 69.8% de las especies de anfibios y el 52% de las especies de reptiles son endémicas al país (AmphibiaWeb 2021, Uetz et al. 2021). Sin embargo, 54% de especies de anfibios y 55% de especies de reptiles se consideran en riesgo de extinción en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-2010). A pesar de las altas cifras de diversidad y endemismo, se desconocen los patrones regionales y locales de diversidad para extensas áreas de México (Gar-

cía-Vázquez et al. 2006). Estudios que evalúan el recambio de especies de anfibios y reptiles (diversidad beta) entre diferentes tipos de vegetación (hábitats) son poco frecuentes y limitados a ciertos grupos de herpetofauna (Urbina-Cardona, 2015). La información sobre el recambio de especies entre diferentes hábitats o áreas es relevante ya que la diversidad beta es la clave para entender el alto nivel de diversidad biológica en México, así como para la planificación de estrategias adecuadas de manejo del hábitat para la conservación de la biodiversidad (Rodríguez et al. 2003, García-Trejo y Navarro 2004, Flores-Villela et al. 2005, García et al. 2007, Köhler 2011). El municipio de Ario de Rosales está localizado en el estado de Michoacán y al igual que en una alta proporción de localidades en México presenta una superficie relativamente pequeña (~ 694 km²) con diversos tipos de vegetación. Debido a que frecuentemente hay una afinidad de algunas especies con cierto tipo de hábitat se esperaría que la presencia de diferentes tipos de hábitat resultara en una alta riqueza de especies de anfibios y reptiles. Sin embargo, hay una marcada ausencia de información herpetofaunística en esta región

(Duellman 1961). Ante la situación actual de escasa información herpetofaunística, así como de la elevada tasa de pérdida de ambientes naturales, se plantea generar información sobre la composición, estructura y distribución de los ensambles de anfibios y reptiles asociados a los diferentes tipos de vegetación, incluyendo sitios que han sido manejados por el hombre para el cultivo de huertas de aguacate.

2. Métodos

2.1 Área de Estudio

Las características fisiográficas de Ario de Rosales (19° 16' N, 19° 01' N, 101° 53' W, 101° 31' W, Fig. 1) están principalmente definidas por el CTV (Cinturón Volcánico Trans-Mexicano), las estribaciones del CTV y las tierras bajas de la Cuenca del Río Balsas. Los rangos de elevación del terreno van de 700 a 2000 msnm. La temperatura media anual es de 25°C (rango = 9.5 – 28.9 °C) y una precipitación media anual de 716.6 mm, con la mayor precipitación ocurriendo de agosto a octubre, con una estación seca de noviembre a julio (Atlas Geográfico del Estado de Michoacán 2003). Los tipos de vegetación de mayor cobertura son el bosque de pino-encino, la selva baja caducifolia y el bosque de pino que ha sido sustituido en su mayoría por las huertas de aguacate (*Persea americana*). En el municipio las huertas de aguacate representan el 9.3% de la producción anual de aguacates en el estado de Michoacán (SAGARPA 2005). Ario de Rosales también presenta bosques de la palma Sabal (*Sabal pumus*), un tipo de vegetación micro endémico a la Cuenca del Río Balsas (Atlas Geográfico del Estado de Michoacán 2003). Las áreas con pino-encino y huertas de aguacate presentan un clima templado subhúmedo con la estación de lluvias en verano, mientras que el bosque tropical seco y los bosques de palma Sabal presentan un clima caliente subhúmedo con la estación de lluvias en verano.

3. Método de Campo

Se seleccionaron tres sitios de muestreo para cada tipo de vegetación: selva baja caducifolia (SB), bosque de palmas de *Sabal* (SP), bosque de pino-encino (PE) y huertas de aguacate (HA). Los criterios para su selección fueron (1) cada sitio debería representar un solo

tipo de uso de suelo, (2) la distancia entre sitios debería de tener más de 500 m, para garantizar la independencia de la diversidad local de los sitios y (3) la seguridad física de los investigadores. Los anfibios y reptiles fueron buscados en el campo mediante el método de búsqueda visual con tiempo restringido (Scott 1994) de agosto de 2009 a noviembre de 2010. Los sitios se visitaron cuatro veces durante el día y la noche. Durante cada periodo de muestreo un equipo de cuatro personas (las mismas personas durante el estudio) buscaron en cada uno de los 12 sitios, una vez en el día (09:00 - 16:00) y una vez por la noche (21:00-04:00). El tiempo de muestreo fue medido en horas/persona. El esfuerzo de muestreo por visita a cada uno de los sitios fue de ocho horas/persona (cuatro horas diurnas y cuatro horas nocturnas). En total, cada sitio tuvo un esfuerzo de muestreo de 24 horas/persona, 72 horas/personas por tipo de vegetación y a nivel de todos los tipos de vegetación (paisaje) el esfuerzo fue de 288 horas/persona. Los primeros individuos colectados de cada especie fueron preservados en alcohol al 70% como especímenes voucher y fueron depositados en la Colección Herpetofaunística del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. El resto de los individuos capturados fueron reintegrados al lugar de captura después de su identificación. La abundancia de especies observada fue comparada con el número real de especies estimadas a través de tres índices no paramétricos: ICE, Chao2 and Bootstrap. El estimador Chao 1 es un estimador del número de especies en una comunidad basado en el número de especies raras en la muestra (Chao 1984, Chao y Lee 1992, Smith y van Belle 1984). Es recomendable utilizarlo en análisis donde hay numerosas especies representadas por un solo individuo (número de “singletons”) y por 2 individuos (número de “doubletons”) (Colwell y Coddington 1994, Colwell 1997). El estimador ACE considera la abundancia de las especies y da mayor peso a las especies raras (especies ≤ 10 individuos, Magurran 2004). El estimador Bootstrap se basa en la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie (Krebs 1989, Palmer 1990). La mayoría de anfibios y reptiles presentan abundancias bajas, por lo que Chao1 y ACE son estimadores frecuentemente usados para estudios de diversidad herpetofaunística (Urbina-Cardona *et al.* 2008). La completitud del muestreo fue evaluada con

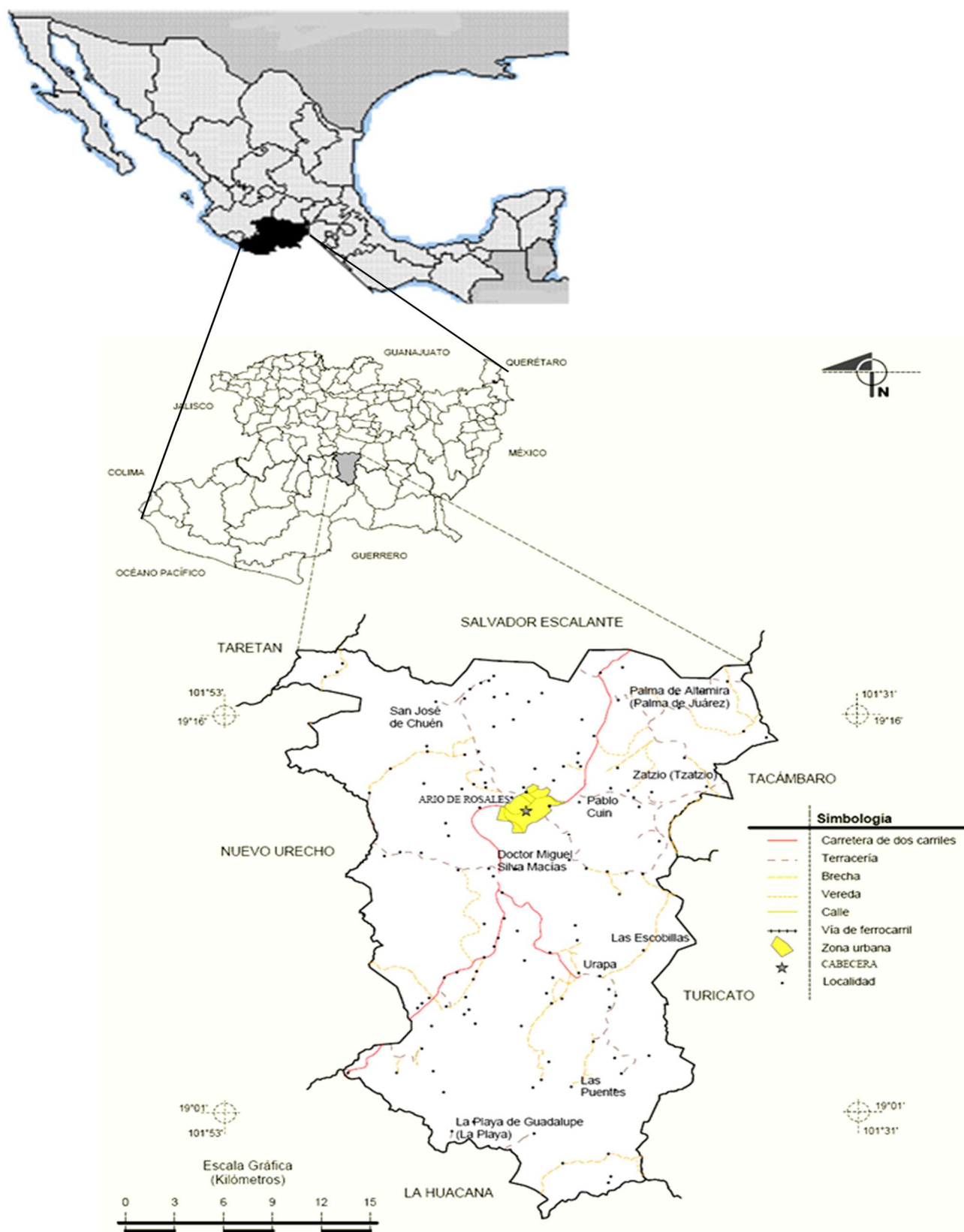


Figura 1. Mapa del sitio. La sección oscura en el recuadro de México corresponde al estado de Michoacán. La sección en gris del recuadro de Michoacán corresponde a Ario de Rosales.

el porcentaje de especies observadas con respecto a la estimación real de la densidad de especies (Soberón y Llorente 1993).

4. Análisis de datos

La diversidad beta (β) fue considerada como el nivel de diferenciación de especies entre los diferentes tipos de vegetación, y fue calculada $\beta = \gamma - \alpha$, donde γ es el número de especies en el paisaje entero, y α es la media de la riqueza de especies del tipo de vegetación muestreado (Lande 1996). Para evaluar la distinción de la composición de especies entre los diferentes tipos de vegetación, calculamos la complementariedad (Colwell y Coddington 1995) el cual puede expresarse como:

$$C = \frac{S_j + S_k - 2V_{jk}}{S_j + S_k - V_{jk}} * 100$$

Donde S_j y S_k son el número de especies registradas por sitio j y k respectivamente, y V_{jk} es el número de especies comunes en ambos sitios. La complementariedad (C) varió de 0 (donde la lista de especies es idéntica entre los dos sitios) a 100% (donde las especies son totalmente diferentes entre los sitios). El análisis jerárquico se realizó combinando todas las especies de anfibios y reptiles por cada tipo de vegetación para agrupar los sitios más parecidos entre sí, para

ello se utilizó la medida de similitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957). El índice de Bray-Curtis es un coeficiente de distancia que mide las diferencias en abundancia de los taxones que componen las muestras e ignora los casos en los cuales el taxón está ausente en ambas muestras (Bloom 1981, Turpie *et al.* 2000). Dependiendo del error de distribución de las variables analizadas, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM). Para el caso de la abundancia y riqueza de especies, que son conteos, se utilizó un error Poisson. Para el caso de la diversidad de especies se utilizó un error de distribución normal, previa transformación logarítmica ($\log(N+1)$) para cumplir con los supuestos de normalidad y homocedasticidad (Crawley 2012). Para evaluar si los tipos de vegetación difieren en la estructura del ensamble, se elaboraron curvas de rango-abundancia para cada ensamble herpetológico y cada tipo de vegetación. Para ello se reunieron todos los datos de los tres sitios por tipo de vegetación y se graficó la abundancia relativa de las especies en escala logarítmica contra el rango de las especies, ordenadas de la más abundante a la más rara (Magurran 2004).

Tabla 1
Riqueza de especies de anfibios y reptiles en cuatro tipos de vegetación y en el paisaje completo en Ario de Rosales, Michoacán, México.

	Número de especies observadas	Número de especies estimadas			
		ICE	Chao2	Bootstrap	Compleitud
Tipo de vegetación					
Selva baja caducifolia	31	44.27	38.33	36.07	73-83
Bosque de <i>Sabal pumus</i>	17	38.07	26.78	21.25	45-80
Bosque de pino-encino	8	41.38	20.33	9.08	19-88
Huertas de aguacate	14	23.44	26.44	16.98	53-82
Ensamblaje					
Anfibios	18	26.14	21.56	21.43	69-84
Lagartijas	16	27.67	24.3	19.07	59 -84
Serpientes	17	30.82	25	20.92	55-81
Herpetofauna	54	78.09	75.11	64.87	79-83

Compleitud= porcentaje estimado de especies (mínimo-máximo)

5. Resultados

5.1. Esfuerzo de muestreo

Los resultados de los estimadores de riqueza de especies indicaron una completitud del muestreo entre 19 a 88% por tipo de vegetación y entre 55 a 84% para el paisaje completo (la suma de todos los sitios estudiados; Tabla 1). En general, estos resultados sugieren que el muestreo de las especies no fue exhaustivo. Sin embargo, ya que el esfuerzo relativo de muestreo fue homogéneo entre sitios, los resultados son comparables.

5.2. Diversidad

Considerando todos los tipos de vegetación muestreados la diversidad registrada fue de 54 especies, representando 8 familias de anfibios y 15 de reptiles (Tabla 2). Dieciocho especies (33%) fueron anfibios, 17 (31.5%) fueron serpientes, 16 (29.6%) fueron lagartijas y 3 (5.5%) fueron tortugas. En SB se registraron 31 especies (44.2%), en SP 17 (24.2%), en HA 14 (20%), y en PE 8 especies (11.4%) (Tabla 2). Todos los tipos de vegetación presentaron especies exclusivas de anfibios y reptiles en porcentajes que variaron del 37.3% en el SB, 20.3% en las HA, 11.1% en el SP y 5.5% en las HA; 36 especies fueron registradas exclusivamente en uno de los tipos de vegetación, mientras que ninguna se registró en todos los tipos de vegetación.

Tabla 2

Especies y abundancia de anfibios y reptiles registradas en cuatro tipos de vegetación en Ario de Rosales, Michoacán, México. SB= selva baja caducifolia, PS=bosque de la palma Sabal, PE=bosque pino-encino, HA=huertas de aguacate. NOM-059=Norma Oficial Mexicana semarnat-059-2010, IUCN=lista roja de especies amenazadas, EM=endémico a México.

Especies	Acrónimo	SB	SP	PE	HA	Total	NOM-059	IUCN	Endemismo
<i>Incilius occidentalis</i>	Inoc			1		1		LC	EM
<i>Incilius marmoreus</i>	Inma	2				2		LC	EM
<i>Rhinella horribilis</i>	Rrho	19				19		LC	
<i>Craugastor hobartsmithi</i>	Crho		2			2		LC	EM
<i>Craugastor occidentalis</i>	Croc			2		1		LC	EM
<i>Craugastor vocalis</i>	Crvo		5			3		LC	EM
<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	Elni	4	9			13		LC	EM
<i>Exerodonta smaragdina</i>	Exsm	2	3	1		6	Pr	LC	EM
<i>Hyla arenicolor</i>	Hyar	1	4			5		LC	
<i>Hyla eximia</i>	Hyex				2	2		LC	EM
<i>Smilisca baudini</i>	Smba	4				4		LC	
<i>Tlalocohyla smithii</i>	Tlsm	17	2			19		LC	EM
<i>Leptodactylus melanonotus</i>	Leme	2				2		LC	
<i>Hypopachus variolosus</i>	Hyva	1				1		LC	
<i>Rana forreri</i>	Rafo	11				11	Pr	LC	
<i>Rana neovolcanica</i>	Rane				1	1	A	NT	EM
<i>Rana zweifeli</i>	Razw	35				35		LC	EM
<i>Isthmura bellii</i>	Isbe			1	1	2	A	LC	EM
Total de anfibios		98	28	5	4	135			
Total especies de anfibios		11	6	4	3	18			



Especies	Acrónimo	SB	SP	PE	HA	Total	NOM-059	IUCN	Endemismo
<i>Barisia imbricata</i>	Baim				1	1	Pr	LC	EM
<i>Basiliscus vittatus</i>	Bavi	3				3		LC	
<i>Ctenosaura pectinata</i>	Ctpe	1	3			4	A	LC	EM
<i>Iguana iguana</i>	Igig	1				1	Pr	LC	
<i>Phyllodactylus lanei</i>	Phla	9				9		LC	EM
<i>Sceloporus grammicus</i>	Scgr				1	1	Pr	LC	EM
<i>Sceloporus horridus</i>	Scho	3	3			6		LC	EM
<i>Sceloporus pyrocephalus</i>	Scpy	3	9			12		LC	EM
<i>Sceloporus scalaris</i>	Scsc				4	4		LC	EM
<i>Sceloporus torquatus</i>	Scto				1	1		LC	EM
<i>Sceloporus utiformis</i>	Scut	11	1			12		LC	EM
<i>Anolis nebulosus</i>	Anne	18	4	12		34		LC	EM
<i>Aspidoscelis communis</i>	Asco	1				1	Pr	LC	EM
<i>Aspidoscelis lineattissima</i>	Asli	1				1	Pr	LC	EM
<i>Plestiodon brevirostri</i>	Plbr		1			1		LC	EM
<i>Plestiodon copei</i>	Plco			1	8	9	Pr	LC	EM
Total de lagartijas		51	21	13	15	100			
Total de especies de lagartijas		10	6	2	5	16			
<i>Boa constrictor</i>	Boco	1				1	A	LC	
<i>Conopsis biserialis</i>	Cobi				10	10	A	LC	EM
<i>Drymobius margaritiferus</i>	Drma	2				2		LC	
<i>Enulius flavitorques</i>	Enfl	1				1		LC	EM
<i>Leptodeira maculata</i>	Lema	5	1			6	Pr	LC	EM
<i>Oxibelis aeneus</i>	Oxae	1				1		LC	
<i>Rhadinaea hesperia</i>	Rhhe	1				1	Pr	LC	EM
<i>Rhadinaea laureata</i>	Rhla				1	1		LC	EM
<i>Storeria storerioides</i>	Stst				3	3		LC	EM
<i>Tantilla bocourti</i>	Tabo			1		1		LC	EM
<i>Tantilla calamarina</i>	Taca		4			4	Pr	LC	EM
<i>Thamnophis cyrtopsis</i>	Thcy				3	3	A	LC	
<i>Thamnophis eques</i>	Theq				1	1	A	LC	
<i>Trimorphodon tau</i>	Trta	1	1			2		LC	EM
<i>Rena humilis</i>	Rehu		1			1		LC	
<i>Indotyphlops braminus</i>	Inbra	2				2		LC	
<i>Crotalus triseriatus</i>	Crtr			1	3	4	Pr	LC	EM
Total de serpientes		14	7	2	21	44			
Total especies de serpientes		8	4	2	6	17			
<i>Rhinoclemmys rubida</i>	Rhru		1			1	Pr	NT	EM
<i>Kinosternon hirtipes</i>	Kihi	3				3	Pr	LC	

Especies	Acrónimo	SB	SP	PE	HA	Total	NOM-059	IUCN	Endemismo
<i>Kinosternon integrum</i>	Kiin	20				20	Pr	LC	EM
Total de tortugas		23	1			24			
Total especies de tortugas		2	1			3			
Total Herpetofauna		186	57	20	40	303			
Total de especies		31	17	8	14	54			

Tabla 3

Matriz representando los valores de complementariedad (%) entre los tipos de vegetación en Ario de Rosales, Michoacán, México.
 SB=Selva baja caducifolia, SP=bosque de la palma sabal, PE=bosque pino-encino, HA=huertas de aguacate.

Tipo de vegetación		SP	PE	HA
Anfibios	SB	69	89	100
	SP		89	100
	PE			84
	HA			
Lagartijas	SB	55	91	100
	SP		86	100
	PE			83
	HA			
Serpientes	SB	80	100	100
	SP		100	100
	PE			86
	HA			
Tortugas	SB	100	100	100
	SP		100	100
Reptiles	SB	71	96	100
	SP		93	100
	PE			85
	HA			
Hertetofauna	SB	70	95	100
	SP		91	100
	PE			84
	HA			

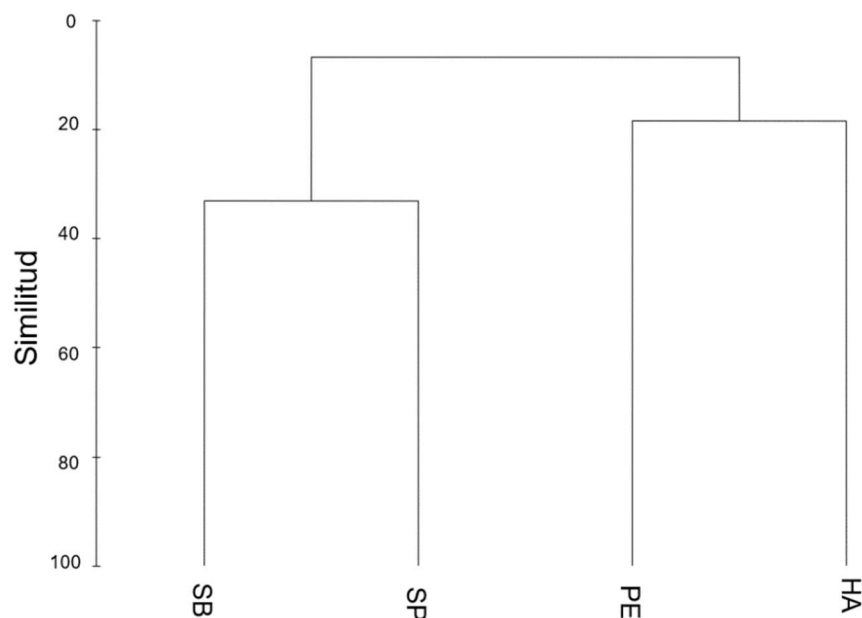


Figura 2. Índice de Similitud de Bray-Curtis mostrando la relación entre los tipos de vegetación y los ensambles herpetofaunísticos en Ario de Rosales, Michoacán, México. SB=Selva baja caducifolia, SP=bosque de la palma sabal, PE=bosque de pino-encino, HA=huertas de aguacate.

La media de complementariedad entre los tipos de vegetación fue de 91% (rango 55-100%; Tabla 3). La composición herpetofaunística entre los tipos de vegetación fue más similar entre la selva baja caducifolia y el bosque y bosque de sabal (34%), y entre bosque de pino-encino y huertas de aguacate (18%) (Fig. 2). El promedio de diversidad alfa (local) de anfibios y reptiles fue de 17.5 especies y difirió marcadamente entre sitios, variando desde 8 especies in PE a 31 especies in SB. El valor de diversidad beta fue de 36.5 especies. Los análisis mostraron que, si hubo diferencias en la abundancia, riqueza y la diversidad de especies entre tipos de vegetación (Fig. 3, Tabla 4).

5.3. Composición de los ensambles

Las curvas de rango-abundancia mostraron que el mayor valor de riqueza de especies se registró en selva baja caducifolia (SB), seguido en descendiente por bosque de sabal (SP), bosque de pino-encino (PE) y huertas de aguacate (HA) (Fig. 4). Ninguna de las especies de anfibios se registró en todos los tipos de vegetación. La rana *Exerodonta smaragdina* se registró en 3 de los 4 tipos de vegetación con abundancias similares en SB y SP. En HA, la rana *Hyla eximia* fue el único anfibio que presentó más de un individuo (Fig. 4a). En PE todas las especies de anfibios presentaron

un solo individuo (Fig. 4a). En SP las ranas *Eleutherodactylus nitidus* y *Craugastor vocalis* fueron las especies de anfibios más abundantes (Fig. 4a), mientras en SB *Rana zweifeli*, *Rhinella horribilis* y *Tlalocohyla smithii* fueron marcadamente dominantes (Fig. 4a). Como en anfibios las lagartijas presentaron los mayores valores de riqueza de especies en SB, seguido en orden descendiente por SP, HA y PE (Fig. 4b). Ninguna de las especies de lagartijas se registró en todos los tipos de vegetación, y *Anolis nebulosus* fue la única especie registrada en 3 tipos de vegetación (PE, SP y SB). Las dos especies de lagartijas con mayor abundancia en SB fueron *A. nebulosus* y *Sceloporus utiformis*, en SP fueron *Sceloporus pyrocephalus* y *A. nebulosus*, en PE fueron *A. nebulosus* y *Plestiodon copei*, y en HA fueron *Plestiodon copei* y *Sceloporus scalaris* (Fig. 4b). SB presentó la mayor riqueza de especies de serpientes, seguido por HA, SP y PE (Fig. 4c). Las especies de serpientes que fueron más abundantes en SB fueron *Lepidodeira maculata* y *Indotyphlops braminus*, mientras que *Tantilla calamarina* fue la más abundante en SP, y *Conopsis biserialis* en HA. En PE solamente se registraron dos especies de serpientes (*Crotalus triseriatus* y *Tantilla bocourti*), presentando cada una solamente un individuo (Fig. 4c).

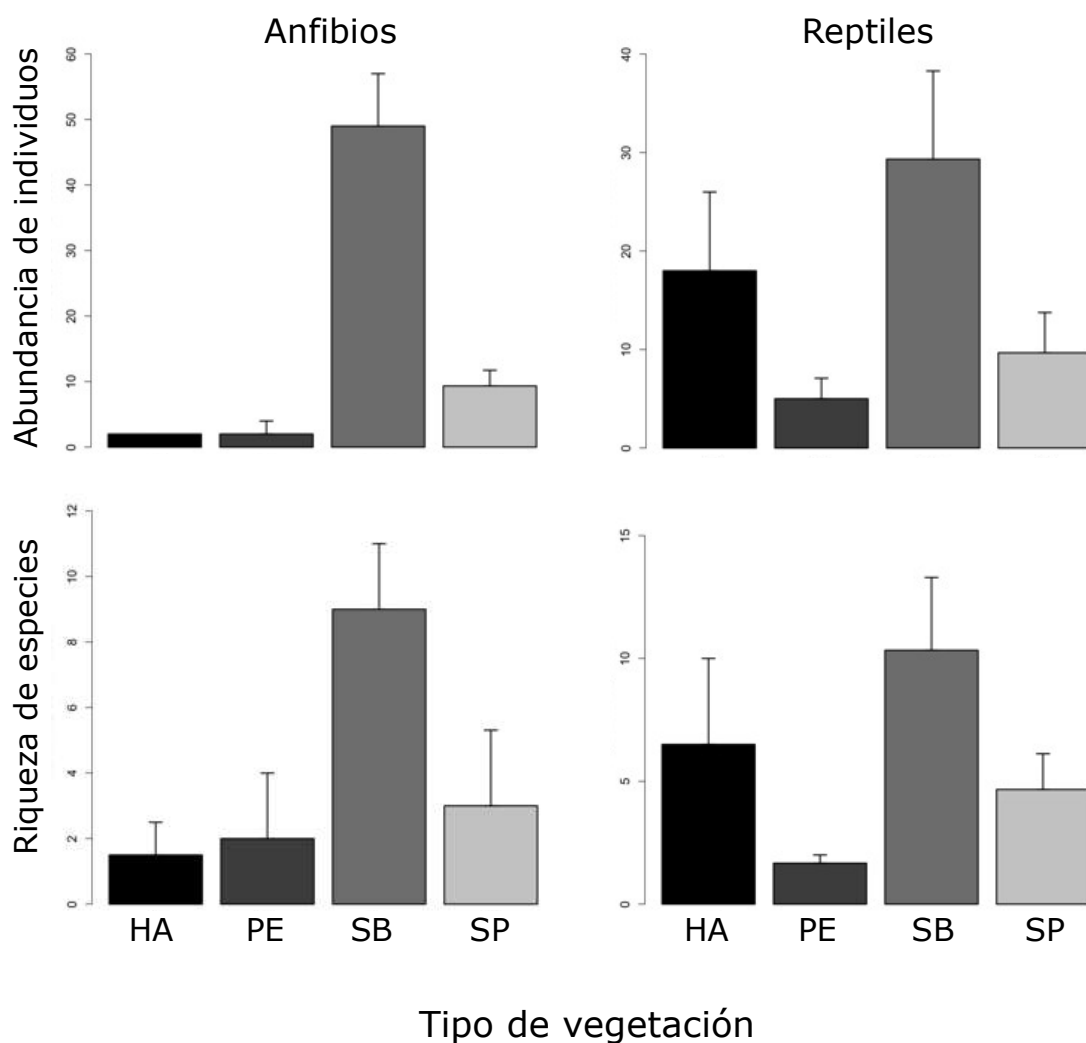


Figura 3. Rasgos estructurales de ensamblajes herpetofaunísticos en cuatro tipos de vegetación en Ario de Rosales, Michoacán, México. TDF=bosque tropical seco, SPG=bosque de la palma sabal, POF=bosque pino-encino, AO=huertas de aguacate.

Tabla 4
Resultado de los modelos lineales generalizados (GLM) entre los diferentes tipos de vegetación en los anfibios y reptiles.

	Abundancia			Riqueza			Diversidad		
	x ²	gl	p	x ²	gl	p	x ²	gl	p
Anfibios	175.2	3	<0.001	16.4	3	<0.001	13.6	3,5	<0.01
Reptiles	11.9	3	<0.01	21.8	3	<0.001	10.4	3,7	<0.01

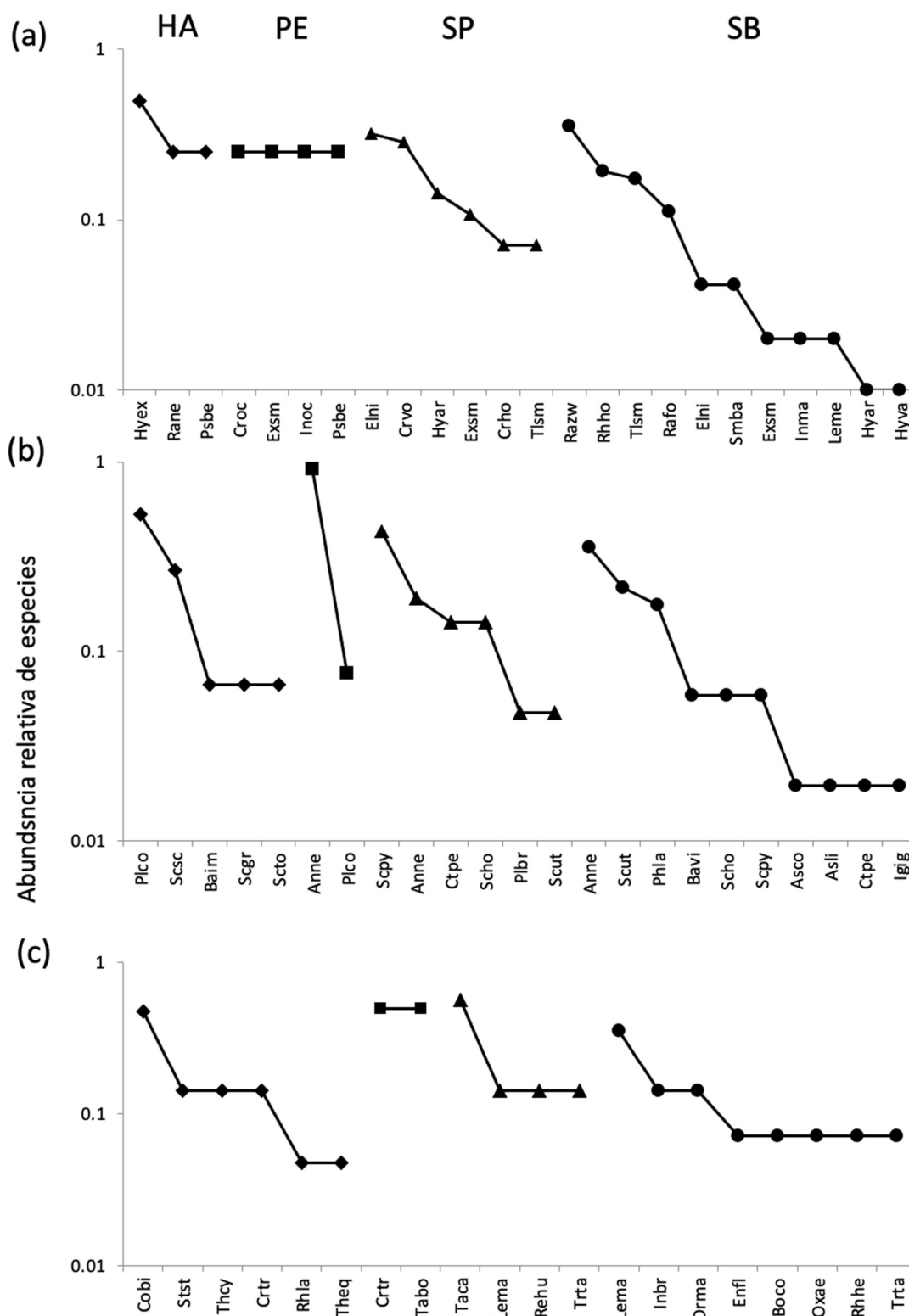


Figura 4. Gráfica de rango-abundancia de especies de anfibios y reptiles en cuatro tipos de vegetación en Ario de Rosales, Michoacán, México. El rango-abundancia de las especies se presenta ordenado de las más abundantes a las menos abundantes. Ver Tabla 2 para acrónimos.

6. Discusión

Nuestros resultados mostraron marcadas diferencias en riqueza de especies y composición del ensamble de herpetofauna entre tipos de vegetación. La selva baja caducifolia presentó los mayores valores de diversidad, seguido en orden descendiente por el bosque de sabal, las huertas de aguacate y el bosque de pino-encino. La complementariedad entre tipos de vegetación fue alta, promediando 91%. El alto número de especies exclusivas a cada tipo de vegetación (36 especies) sugiere que la diversidad beta tiene una mayor influencia sobre la diversidad gama (en el paisaje) que la mostrada por la diversidad alfa. Un patrón similar ha sido observado en ensambles de anfibios habiendo parches de un hábitat fragmentado en un bosque tropical de niebla de montaña (Pineda y Halffter 2004), así como en ensambles de herpetofauna neotropical en bosques primarios y secundarios (Gardner *et al.* 2007). En la Reserva de la Biosfera del Vizcaíno en México, se realizó uno de los escasos estudios sobre recambio de especies de herpetofauna entre tipos de vegetación y en contraste con nuestros resultados Galina-Tesaro *et al.* (2003) encontraron altos valores de similitud entre los tipos de vegetación estudiados. En general se ha reportado que los taxa con bajas habilidades de dispersión presentan mayor diversidad beta (mayor recambio de especies) que taxa con habilidades eficientes de dispersión (McKnight *et al.* 2007), por lo que a escala global la tasa de recambio de especies de anfibios y reptiles entre diferentes tipos de hábitat es mayor que en aves (Qian 2009). Algunas restricciones ambientales (i.e., temperatura y humedad ambiental) que influyen en la vida de animales ectotermos (dependen de la temperatura ambiental para regular diversos procesos fisiológicos), como anfibios y reptiles podrían ser responsables, al menos parcialmente, del patrón descrito de una mayor diversidad beta en anfibios y reptiles que en el caso de las aves y mamíferos (Qian 2009).

Las diferencias en composición de especies y el alto número de especies exclusivas registradas en cada tipo de vegetación sugiere que los anfibios y reptiles responden marcadamente al tipo de cobertura vegetal y al grado de transformación del hábitat. Interesantemente, las huertas de aguacate presentaron

mayor riqueza y diversidad de especies de reptiles que los bosques de pino-encino. En el caso de los anfibios, HA y PE mostraron un número similar de especies (3 en HA y 4 en PE), aunque el recambio de especies fue alto.

El potencial de las huertas en paisajes tropicales para la conservación de la biodiversidad ha recibido relativamente poca atención (Vega-Agavo *et al.* 2021). Adicionalmente, comparaciones con estudios existentes en otros tipos de plantaciones vegetales presentan limitaciones al interpretar los resultados debido a diferencias entre sistemas diferentes de plantaciones (Gardner *et al.* 2007). Por ejemplo, las plantaciones de café de sombra en México presentan valores de diversidad y abundancia de anfibios similares al adyacente bosque primario (Pineda y Halffter 2004; Pineda *et al.* 2005) y plantaciones de coníferas en Uganda también presentaron el mismo patrón para lagartijas y anfibios al comparar estos valores con la selva lluviosa adyacente (Vonesh 2001). Los resultados de estudios en plantaciones de cacao indican una reducción en la diversidad de reptiles y anfibios especialistas de bosque prístino ya que las especies tolerantes al disturbio dominan el ensamblaje herpetofaunístico (Wanger *et al.* 2009). La presencia limitada de especialistas de bosque primario sugiere que aun plantaciones vegetales manejados para limitar el impacto sobre la biodiversidad (como plantaciones de cacao y café de sombra) no pueden mantener la biodiversidad del bosque primario. Sin embargo, es posible que algunas especies comunes, tolerantes al disturbio puedan realizar el papel que juegan en el ecosistema especies especialistas del bosque primario (Gaston y Fuller 2008; Wanger *et al.* 2009).

En el presente estudio ninguna especie que habitara los cuatro tipos de vegetación fue registrada y solamente la rana *Exerodonta smaragdina* y la lagartija *Anolis nebulosus* se registraron en tres tipos de vegetación (PE, SP y SB). La lagartija *Anolis nebulosus* es una especie generalista, por lo que probablemente no se encontró en las HA debido al esfuerzo de muestreo o debido al alto uso de insecticidas. La rana *E. smaragdina* es una especie que se encuentra en la NOM-059-2010 como sujeta a protección especial (Pr), por lo que podrían llegar a encontrarse amenazadas por factores que inciden negativamente en su viabilidad, por

lo que la norma determina la necesidad de propiciar su recuperación y conservación. En la selva baja caducifolia las ranas más abundantes fueron *Rana zweifeli* y *Rhinella horribilis*. Estas dos ranas son especies generalistas con una amplia distribución y con adaptaciones a condiciones ambientales de baja humedad. La mayor amenaza que enfrenta *R. zweifeli* es la perturbación y desecación del hábitat acuático como resultado de actividades humanas. Todas las especies de anfibios y reptiles (excepto la rana *Hyla arenicolor* y la serpiente *Rena humilis*) registradas en SP son endémicas a México. Considerando la endemidad de este tipo de vegetación y su herpetofauna, SP es un hábitat relevante para la conservación. Posiblemente, debido a la similitud de clima y altitud en las que ocurren, SB y SP presentan ensambles herpetofaunísticos similares en riqueza y abundancia de especies. Observamos el mismo patrón entre PE y HA. Lomolino (2001) indica que los variables climáticas y de ambientes locales varían a lo largo de gradientes altitudinales, por lo que la altitud es una fuente de variación en riqueza de especies. Por ejemplo, relaciones clima-riqueza de especies han sido documentadas para plantas y animales (Hawkins *et al.* 2007). Pianka (1986) revisó los factores que pueden influir sobre la riqueza de especies en reptiles, encontrando que además del efecto altitudinal, la riqueza de especies de reptiles estuvo marcadamente correlacionada con las variables climáticas. En nuestro estudio, la riqueza de especies de reptiles presentó una fuerte correlación con las variables climáticas. Un mayor número de especies se registraron en los tipos de vegetación a altitudes menores (<1057msnm) y en climas cálidos subhúmedos (SB y SP), mientras que menores valores de riqueza de especies ocurrieron a mayor altitud y climas más fríos. Por lo tanto, nuestros resultados sugieren la existencia de un gradiente en riqueza de especies que presenta una relación directamente proporcional con la temperatura e inversamente proporcional con la altitud. Estos resultados concuerdan con la hipótesis propuesta por Porter (1972) que las temperaturas bajas son un factor limitante para la distribución altitudinal y latitudinal de los reptiles. En general, los ensambles herpetofaunísticos de los tipos de vegetación de menor altitud (SB y SP) presentaron afinidad neotropical, mientras que los ensambles asociados a los tipos de vegetación de mayor altitud (PE y HA) fueron preponderantemente de afinidad neártica. Considerando el

aspecto de conservación, el ensamble herpetofaunístico de Ario de Rosales es relevante ya que casi el 70% of las especies de anfibios y reptiles son endémicas a México, 39% de las especies están listadas en alguna categoría de riesgo a nivel país por la Lista Roja Mexicana (NOM-059-2010), y ~ 4% de las especies se consideran en riesgo a nivel global por la Lista Roja de la UICN (IUCN 2022). Las diferencias en la composición entre sitios y el alto número de especies exclusivas a cada tipo de hábitat hacen de Ario de Rosales un área prioritaria para la conservación de los anfibios y reptiles.

Agradecimientos

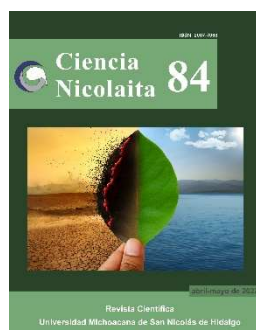
Agradecemos a J. Torres-Pérez Coeto, O. Medina, N. Lara, J.G. Paz, A. Ordoñez y J.D. Rangel por su asistencia en el muestreo de campo. Este trabajo estuvo parcialmente financiado por el apoyo del Consejo de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo a I.S.O.

Referencias

- Amphibia Web, 2021, <<https://amphibiaweb.org>> University of California, Berkely, CA, USA, Accessed 21 June 2021.
- Atlas geográfico del estado de Michoacán, 2003, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo-Secretaría de Educación del Estado-El Colegio de Michoacán, *Editora Hedías, S. A. de C. V.*, p. 308.
- Bloom, S.A., 1981, Similarity indices in community studies: potential pitfall. *Marine Ecology Progress Series*, 5(2), 125-128.
- Bray, J.R. and Curtis, J.T., 1957, An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27, 325-349.
- Chao A., 1984, Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11, 265-270.
- Chao, A., and Lee, S.M., 1992, Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87, 210-217.
- Colwell, R.K., 1997, Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 5. *Departament of Ecology and Evolutionary Biology*, University of Connecticut, U.S.A. <http://osf.io/rvtes/>

- Colwell, R.K., and Coddington, J.A., 1995, Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. En: Hawksworth, DL (ed) *Biodiversity Measurement and Estimation*. Chapman & Hall, New York, pp 101-118.
- Crawley, M. J., 2012, The R book. John Wiley & Sons.
- Duellman, W.E., 1961, The amphibians and reptiles of Michoacan, Mexico. University of Kansas Published *Museum of Natural History*, 15, 1-148.
- Fegley,, 2013, Practical Chemical Thermodynamics for Geoscientists: *Amsterdam: Academic Press (Elsevier)*, p. 674. ISBN: 9780128102701.
- Fitz-Díaz, E., Lawton, T.F., Juárez-Arriaga, E., and Chávez-Cabello, G., 2018, The Cretaceous-Paleogene Mexican origen: Structure basin development, magmatism and tectonics: *Earth Science Reviews*, 183, 56–84. ISSN: 0012-821X (print) 1385-013X (web).
- Flores-Villela, O., and García-Vázquez, U., 2014, Biodiversidad de reptiles en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, S467-S575.
- Flores-Villela, O., Ochoa-Ochoa, L., y Moreno, C.E., 2005, Variación latitudinal y longitudinal de la riqueza de especies y la diversidad beta de la herpetofauna Mexicana. En: Halffter G, Soberón J, Koleff P, Meliá A (eds). Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma, *Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa*, Zaragoza, pp 143-152.
- Galina-Tessaro, P., Castellanos-Vera, A., Troyo, E., Arnaud, G., and Ortega-Rubio, A., 2003, Lizard assemblages in the Vizcaino Biosphere. *Biodiversity and Conservation*, 12(7), 1321-1334.
- García, A., Solano-Rodríguez, H., and Flores-Villela, O., 2007, Patterns of alpha, beta and gamma diversity of the herpetofauna in Mexico's Pacific lowlands and adjacent interior valleys. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30, 169-177.
- García-Trejo, E.A., y Navarro, A.G., 2004, Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20,167-185.
- García-Vázquez, U., Canseco-Márquez, L., Aguilar-López, J.J.L., Hernández-Jiménez, C.A., Maceda-Cruz, J., Gutiérrez-Mayén, M.G., y Melgarejo-Velez, E.Y., 2006, Análisis de la distribución de la herpetofauna en la región Mixteca de Puebla, México. En: *Inventarios herpetofaunísticos de México: avances en el conocimiento de su biodiversidad*. Ramírez-Bautista A, Canseco-Márquez L, Mendoza-Quijano F (eds), Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana 3, pp. 152-163.
- Gardner, T.A., Ribeiro-Junior, M.A., Barlow, J., Ávila-Pires, T.C.S., Hoogmoed, M.S., and Peres, C.A., 2007, The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conservation Biology*, 21,775-787.
- Gaston, K.J., and Fuller, R.A., 2008, Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23:14-19.
- Hawkins, B.A., Diniz-Filho, J.A.F., Jaramillo, C.A., and Soeller, S.A., 2007, Climate, niche conservatism, and the global bird diversity gradient. *The American naturalist*, 170 (suppl), S16-S27.
- IUCN. 2022. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022.1. <http://iucnredlist.org>.
- Köhler, G., 2011, Amphibians of Central America. *Offenbach: Herpeton*. Offenbach, Germany.
- Krebs, C. J., 1998, Ecological Methodology. University of British Columbia. Secon Edition Eddison Wesley Longman, Estados Unidos, p. 620.
- Lande, R., 1996, Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76, 5-13.
- Lomolino, M.V., 2001, Elevational gradients of species diversity: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 3-13.
- Magurran, A.E., 2004, Measuring biological diversity. *Blackwell Science*. Malden, Massachusetts.
- McKnight, M.W., White, P.S., McDonald, R.I., Lamoreux, J.F., Sechrest, W., Ridgely, R.S., and Stuart, S.N., 2007. Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *PLoS Biology*, 5, 2424-2432.
- Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), 2019, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre-Categorías de Riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo.
- Palmer M.W., 1990, The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71, 1195-1198.
- Parra-Olea, G., Flores-Villela, O., and Mendoza-Almeralla, C., 2014, Biodiversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, S460-S466.
- Pianka, V., 1986, Ecology and natural history of desert lizards: analysis of the ecological niche and community structure. *Princeton University Press, Princeton*, New Jersey, USA.

- Pineda, E., and Halffter, G., 2004, Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, 117, 499-508.
- Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F., and Halffter, G., 2005, Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, México. *Conservation Biology*, 19, 400-412.
- Porter, K.R., 1972, *Herpetology*. W. B. Saunders, Philadelphia, PA.
- Qian, H., 2009, Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. *Journal of Systematics and Evolution*, 47, 509-514.
- Rodríguez, P., Soberón, J., and Arita, H.T., 2003, El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 89, 241-259.
- SAGARPA, 2005, Servicio de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera. *Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación*, <http://www.gob.mx/siap>
- Scott, N.J. Jr., 1994, Complete species inventories. En: Heyer WR, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek LAC, Foster MS (eds) Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. *Smithsonian Institution Press*, Washington, D C, p 78-84.
- Smith, E.P., and van Belle, G., 1984, Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40, 119-129.
- Soberón, J., and Llorente, J., 1993, The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7, 480-488.
- Turpie, J.K., Beckley, L.E., and Katua, S.M., 2000, Biogeography and the selection of priority areas for conservation of South Africa coastal fishes. *Biological Conservation*, 92, 59-72.
- Uetz, P., Freed, P., Aguilar, R., and Hosek, J., 2021, The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org>, accessed (20 September 2021, 3 March 2022).
- Urbina-Cardona, J.N., Bernal, E.A., Giraldo-Echeverry, N. and Echeverry-Alcendra, A., 2015, El monitoreo de herpetofauna en los procesos de restauración ecológica: indicadores y métodos. En: Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. M. Aguilar-Garavito y W. Ramírez (eds), *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt"*, Bogotá D.C., pp. 134-147.
- Urbina-Cardona, J.N., Londoño-Murcia, M.C., and García-Ávila, D.G., 2008, Dinámica espacio temporal en la diversidad de serpientes en cuatro hábitats con diferente grado de alteración antropogénica en el Parque Nacional Natural Isla Gorgóna, Pacífico Colombiano. *Caldasia*, 30(2), 407-421.
- Vega-Agavo, M.I., Suazo-Ortuño, I., Lopez-Toledo, L., Gómez-Tagle, A., Sillero, N., Pineda-López, R., and Alvarado-Díaz, J., 2021, Influence of avocado orchard landscapes on amphibians and reptiles in the trans-Mexican volcanic belt. *Biotropica*, 53(6), 1631-1645.
- Vonesh, J., 2001, Natural history and biogeography of the amphibians and reptiles of Kibale National Park, Uganda. *Contemporary Herpetology*, 4, 1-14.
- Wanger, T.C., Saro, A., Iskandar, D.T., Brook, B.W., Sodhi, N.S., Clough, Y., and Tscharnkte, T., 2009, Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in South-East Asia: combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 823-832.



Ciencia Nicolaita

ISSN: 2007-7068



Universidad Michoacana
de San Nicolás de Hidalgo

La crisis ambiental y su efecto sobre los venados de México

The environmental crisis and its effect on deer in Mexico

Sonia Gallina

Para citar este artículo: Sonia Gallina, 2022. La crisis ambiental y su efecto sobre los venados de México. Ciencia Nicolaita no. 84, 56-60. DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.605>



Historial del artículo:

Recibido: 10 de marzo de 2022

Aceptado: 15 de abril de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



Ver material suplementario



Correspondencia de autor: sonia.gallina@inecol.mx



Términos y condiciones de uso: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



Envíe su manuscrito a esta revista: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>

La crisis ambiental y su efecto sobre los venados de México

The environmental crisis and its effect on deer in Mexico

Sonia Gallina

Red de Biología y Conservación de Vertebrados. Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec #351, El Haya, Xalapa, Veracruz, C.P. 91073. ORCID: 0000000289415186

Actualmente nos estamos percatando que entramos a una crisis ambiental que está teniendo consecuencias negativas sobre las poblaciones de las especies tanto de plantas como de animales, poniendo en riesgo a múltiples poblaciones de las especies, lo que eventualmente podrá llevarlas a la extinción. ¿Por qué la llamamos crisis ambiental? Porque la deforestación, el cambio de uso de suelo y el cambio climático han influido en el aumento de la temperatura a nivel global, lo que está produciendo tanto sequías más prolongadas como lluvias más intensas, modificando de manera el ambiente en el que plantas y animales se desarrollan.

Pondremos como ejemplo el caso de las poblaciones de venados en nuestro país y como pueden verse afectadas con esta crisis ambiental. En México contamos con 4 especies de venados: el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) que se distribuye prácticamente en todo el país con excepción de la Península de Baja California, y es una de las especies con un gran valor cinegético y cultural, el venado bura (*O. hemionus*) que se encuentra en la Península de Baja California y los estados del Noroeste del país, el temazate rojo (*Mazama temama*) en el Sureste desde Tamaulipas hasta la Península de Yucatán y el temazate gris (*M. pandora*) exclusivo de la Península de Yucatán.

Estas especies pueden ser únicamente aprovechadas en México a través de la conversión de los predios rurales en Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) normadas y propuestas por SEMARNAP (hoy SEMARNAT Secretaría del Medio ambiente y Recursos Naturales) desde 1997 y parten de la premisa de conservar y aprovechar sustentablemente la flora y fauna de forma legal, para obtener beneficios y generar oportunidades en diferentes sectores de la sociedad, permitiendo a propietarios de tierras ejidales, comunales y privadas, además de representantes, trabajadores y administradores, tener una visión de apropiación y valorización ecológica, económica y social, y con ello hacer uso, manejo y aprovechamiento legal de la vida silvestre (Weber *et al.* 2006, Sisk *et al.* 2007, Gallina *et al.* 2009, Robles de Benito 2009, Servín *et al.* 2018, SEMARNAT 2019).

Hasta el invierno del 2019, México contaba con un total de 13,497 UMA, de las cuales 10,658 son de vida libre (son predios de grandes extensiones, sobre todo en el Norte del país, donde se realiza un manejo mínimo de los individuos y poblaciones de especies nativas *in situ*, bajo el contexto de en vida libre) y 2,839 de manejo intensivo (comprende propiedades o predios pequeños en el cual se mantienen ejemplares o poblaciones de especies silvestres nativas de México en condiciones de confinamiento, por ejemplo criaderos, viveros). Esto equivale a 39.19 millones de hectáreas, representando el 19.49 % de la superficie del territorio nacional (SEMARNAT 2019). En particular, las UMA de vida libre han tenido gran relevancia debido a la contribución en la conservación de ecosistemas que albergan gran diversidad de especies y poblaciones silvestres, debido a la mayor superficie destinada del hábitat natural que se registra (Villarreal 1999, Ortega-Argueta *et al.* 2016, Álvarez-Peredo *et al.* 2018).

La mayoría de las UMA que han sido exitosas aprovechando cinegéticamente sobre todo al venado cola blanca y bura están en el Norte de México, y muchas de ellas han procurado conservar el hábitat para que estos animales puedan sobrevivir y reproducirse adecuadamente, aunque la mayoría de los predios han sido transformados por actividades agropecuarias, sobre todo para la cría de ganado (Villarreal 1999). En diversos estudios se ha visto que la presencia del ganado provoca un cambio tanto en el comportamiento de la especie silvestre, cambiando sus horarios de actividad, o el uso del sitio (Gallina *et al.* 2005)

De los venados, sobre todo del venado cola blanca y bura, conocemos gran parte de su ecología gracias a las investigaciones que se han realizado en diversas Áreas Naturales Protegidas de México, donde los ecosistemas permanecen menos alterados por las actividades antrópicas (Mandujano 2004). lo que nos ha permitido conocer su dinámica poblacional (densidad y estructura de la población, natalidad y mortalidad), su alimentación, sus patrones conductuales, las características y el uso de su hábitat, sus competidores y depredadores (Gallina-Tessaro y Bello-Gutiérrez 2014). Para ello se han utilizado diferentes métodos, desde los indirectos como el registro de sus rastros (grupos fecales, huellas, rascaderos, echaderos, ver

Mandujano y Gallina 1996), como el uso de radiotele-metría [que implica capturarlos mediante redes de caída para colocarles collares que llevan un transmisor con una frecuencia determinada para hacer el seguimiento gracias a las antenas y receptores específicos, conociendo así sus patrones de conducta, uso del hábitat, etc. (ver Pérez-Solano y Gallina 2019)], y más recientemente gracias al uso de cámaras-trampa (método no invasivo cada vez más utilizado porque registra la presencia de los individuos, la hora del registro, la temperatura, el uso del hábitat, su frecuencia, etc.). En contraste, existen pocos estudios acerca de los temazates donde se señala el efecto de la fragmentación del hábitat en sus poblaciones (Muñoz-Vázquez y Gallina-Tessaro 2016), o los efectos de la cacería de subsistencia, uso de hábitat y abundancias en la Reserva de Calakmul (Reyna-Hurtado y Tanner 2005, 2007, Weber 2005, Reyna-Hurtado *et al.* 2015).

Entonces todo ese conocimiento generado durante estudios a largo plazo, después de muchos años de que se han llevado a cabo, nos ha permitido conocer cuáles pueden ser aspectos críticos que están afectando o pueden afectar sus poblaciones: por ejemplo, el venado cola blanca, aunque es más generalista, son las altas temperaturas mayores a los 30°C que sí les afectan en cuanto a perder agua por evapotranspiración. La falta de recursos para alimentarse, la falta de agua libre (ya sea en aguadas como en Calakmul o presones artificiales como en muchas de las UMA del norte), la falta de cobertura de protección tanto para protegerse de las condiciones ambientales como para evitar a los depredadores, pueden afectar la sobrevivencia y reproducción de sus individuos. Un estudio realizado en el Noreste de México, demostró que el retraso de las lluvias en una población de venado cola blanca disminuyó la tasa de nacimientos (nacieron menos crías y las pocas murieron), e incluso se encontró que el ámbito hogareño fue mayor en las hembras sin crías (Soto-Werschitz *et al.* 2018).

Las investigaciones realizadas con el venado bura en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Durango, durante más de 10 años, han encontrado que la actividad de los individuos disminuye notoriamente cuando hay altas temperaturas en el Desierto Chihuahuense, y que la precipitación en estas zonas áridas (como promedio



250 mm al año), tanto en cantidad como en su distribución, tiene un efecto sobre la densidad y estructura de la población, al afectar la disponibilidad de recursos. En este caso se espera que las condiciones ambientales se vuelvan más severas y que los períodos de sequía prolongados tengan consecuencias predecibles en la tasa reproductiva de la población, ya que el número de crías disminuye al escasear los recursos alimenticios.

También se ha visto que períodos largos de sequía están afectando severamente las poblaciones de fauna en general, al reducirse la cantidad de alimento y a no disponer de agua por secarse los abrevaderos naturales, como ha ocurrido en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, en Campeche (Reyna-Hurtado *et al.* 2010). En este caso los dos temazates y el venado cola blanca son afectados por esos cambios climáticos que se ven reflejados en su comportamiento al disminuir su actividad (Contreras- Moreno *et al.* 2016, 2019).

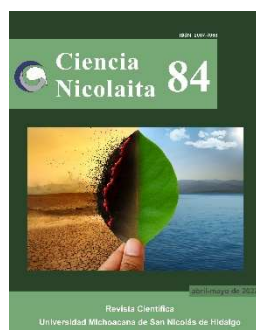
Según varios estudios, la pérdida del hábitat debida a la acelerada destrucción de los ecosistemas es el factor que está poniendo en mayor riesgo a las poblaciones de venados y de la fauna relacionada, aunado al incremento en la temperatura ambiental, que de seguir con esa tendencia habrá zonas que los venados ya no podrán habitar. Consideramos que las zonas áridas y semiáridas, así como los bosques caducifolios tendrán efectos más severos en su ambiente que repercutirá en la disponibilidad de alimento, agua y refugios.

Tendremos que buscar estrategias de conservación que permitan mitigar los estragos de esta crisis ambiental que seguramente afectará a muchas poblaciones de diferentes especies animales, cuyos hábitats están siendo alterados ya sea por la mano del hombre o por las condiciones ambientales naturales, empezando por nuestras Áreas Naturales Protegidas.

Referencias

- Álvarez-Peredo, C., Contreras-Hernández, A., Gallina-Tessaro, S., Pineda-Vázquez, M., Ortega-Argueta, A., Tejeda-Cruz, C., y Landgrave, R., 2018. Impact of the Wildlife Management Units Policy on the Conservation of Species and Ecosystems of Southeastern Mexico. *Sustainability* 10 (12), 4415.
- Contreras-Moreno, F. M., de la Cruz-Félix, K., † Bello-Gutiérrez, J. y Hidalgo-Mihart, M. G., 2016. Variables del paisaje que determinan la presencia de los venados temazates (*Mazama* sp.) en el oeste del estado de Campeche, México. *THERYA*, 7 (1): 3-19
- Contreras-Moreno, F. M., Hidalgo-Mihart, M. G. y Contreras-Sánchez, W. M. 2019. Daily Traveled Distances by the White-Tailed Deer in Relation to Seasonality and Reproductive Phenology in a Tropical Lowland of Southeastern Mexico. Pp. 111-123. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals. Focus on social animals.* Rafael Reyna-Hurtado • Colin A. Chapman (Editors). Springer Nature Switzerland
- Gallina, S., Corona- Zárate, P., y Bello, J., 2005. El comportamiento del venado cola blanca en zonas semiáridas del Noreste de México. (pp. 193-203). En: Sánchez- Cordero V., Medellín R.A. (Eds.), *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa. Instituto de Biología de la UNAM-Instituto de Ecología de la UNAM-CO-NABIO*, D. F., México.
- Gallina, S., Hernández-Huerta, A., Delfín-Alfonso, C. A., y González-Gallina, A., 2009. Unidades para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre en México (UMA). Retos para su Correcto Funcionamiento. *Investigación ambiental*, 1(2), 1194-1202.
- Gallina-Tessaro S., y Bello-Gutiérrez J., 2014. Patrones de actividad del venado cola blanca en el noreste de México. *Therya*, 5(2), 423-436. Doi:10.12933/therya-14-200.
- Mandujano, S. y Gallina, S., 1996. Size and composition of white-tailed deer group in a tropical dry forest in Mexico. *Ethology Ecology & Evolution*, 8, 255-263.
- Mandujano, S., 2004. Análisis bibliográfico de los estudios de venado en México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 20, 211-251.
- Muñoz-Vazquez, B., y Gallina-Tessaro, S. 2016. Influencia de la fragmentación del hábitat en la abundancia de *Mazama temama* a diferentes escalas en un bosque mesófilo de montaña. *Therya* 7:77-87.
- Ortega-Argueta, A., González-Zamora, A. y Contreras-Hernández, A., 2016. A framework and indicators for evaluating policies for conservation and development: The case of Wildlife Management Units in Mexico. *Environmental Science & Policy*, 63, 91-100.

- Pérez-Solano, L.A. y Gallina, S., 2019, Activity patterns and their relationship to the habitat use of mule deer (*Odocoileus hemionus*) in the Chihuahuan Desert, Mexico. *Therya*, 10(3), 323-328.
- Reyna-Hurtado, R., y Tanner, G. W., 2005. Habitat preferences of an ungulate community in Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica*, 37, 676-685.
- Reyna-Hurtado, R. y Tanner, G. W., 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation*, 16, 743-756.
- Reyna-Hurtado, R., G. O'Farrill, D. Sima, M. Andrade, A. Padilla y L. Sosa, 2010. Las aguadas de Calakmul, reservorios de fauna Silvestre y de la riqueza natural de México. *Biodiversitas* 93, 3-6
- Reyna-Hurtado, R., O'Farrill, G., Chávez, C., Serio-Silva, J.C., Castillo-Vela, G., 2015. Large Terrestrial Mammals. In: Islebe, G., Calmé, S., León-Cortés, J., Schmook, B. (eds) *Biodiversity and Conservation of the Yucatán Peninsula*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06529-8_10
- Robles de Benito, R., 2009, Las Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre y el Corredor Biológico Mesoamericano. México. *CONABIO*, p 130
- SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca) e INE (Instituto Nacional de Ecología), 1997. Estrategia nacional para la vida silvestre. Logros y retos para el desarrollo sustentable 1997-2000. México D. F., México
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2019. Primer Informe de Labores: Medio Ambiente 2018-2019. CDMX, México.
- Servín, J., Carreón-González, D. E., Castro-Campo, F., Huerta-García, A. y Garza, M. (eds.), 2018. Las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) en el Noroeste de México: Análisis de 10 años. Núm. 137, *Serie Académicos. Universidad Autónoma Metropolitana*, CDMX, México. p 123
- Sisk T. D., Castellanos, V. A. E. y Koch G. W., 2007. Ecological Impacts of Wildlife Conservation Units Policy in Mexico. *Front Ecol. Environ.* 5(4), 2009-2012.
- Soto-Werschitz A., Mandujano, S. y Gallina-Tessaro S., 2018. Home-range analyses and habitat use by white-tailed deer females during the breeding season. *Therya*, 9 (1), 1-6. DOI: 10.12933/therya-18-513 ISSN 2007-3364
- Villarreal, J., 1999. Venado Cola Blanca: Manejo y Aprovechamiento Cinegético. *Unión Ganadera Regional de Nuevo León*. Monterrey, N. L. México. p 401
- Weber, M., 2005. Ecology and conservation of sympatric tropical deer populations in the Greater Calakmul Region, south-eastern Mexico (Doctoral dissertation, Durham University).
- Weber, M., García-Marmolejo, G. y Reyna-Hurtado, R., 2006. The Tragedy of the Commons: Wildlife Management Units in Southeastern Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 34(5), 1480-1488



Eucalyptus (Myrtaceae) y *Casuarina* (Casuarinaceae) en los parques urbanos, un asunto ambiental

Eucalyptus (Myrtaceae) and *Casuarina* (Casuarinaceae) in urban parks, an environmental issue

Saúl Ortiz Almendáriz y Juan Antonio Reyes Agüero*

Para citar este artículo: Saúl Ortiz Almendáriz, Juan Antonio Reyes Agüero, 2022. *Eucalyptus* (Myrtaceae) y *Casuarina* (Casuarinaceae) en los parques urbanos, un asunto ambiental. *Ciencia Nicolaita* no. 84, 61-70.

DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.609>

Historial del artículo:



Recibido: 2 de febrero de 2022

Aceptado: 5 de mayo de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



Ver material suplementario



Correspondencia de autor: reyesaguero@uaslp.mx



Términos y condiciones de uso: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



Envíe su manuscrito a esta revista: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>

Eucalyptus (Myrtaceae) y *Casuarina* (Casuarinaceae) en los parques urbanos, un asunto ambiental

Eucalyptus (Myrtaceae) and *Casuarina* (Casuarinaceae) in urban parks, an environmental issue

Saúl Ortiz Almendáriz¹ y Juan Antonio Reyes Agüero^{2*}

¹Graduado, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí

²Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. reyesaguero@uaslp.mx,
ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-5977-7039>

Resumen

En el presente trabajo se realizó una revisión de publicaciones científicas acerca de los impactos generados por los árboles de los géneros *Casuarina* y *Eucalyptus* en ambientes urbanos, evaluándolos por medio de indicadores como la frecuencia de invasión de plagas, capacidad biológica para filtrar contaminantes, la dinámica de su polen y de raíz que inciden directamente en cuestiones económicas y sociales debido a su uso excesivo para crear áreas verdes urbanas.

El uso de árboles de *Eucalyptus* y *Casuarina* se debe a la supuesta ventaja que ofrece una relativamente rápida velocidad de crecimiento y sobre todo para proyectos públicos que demandan una rápida respuesta; sin embargo, evidentemente generan un impacto ambiental, producen alergias en personas sensibles a su polen, especialmente *Casuarina*, así como daños a la infraestructura urbana. Se concluye entonces que *Eucalyptus* y *Casuarina* como especies exóticas reducen la eficiencia ecosistémica de los parques. Es necesario reforzar la normativa en México, consolidar programas de sustitución de arbolado que no presente altos índices de riesgo, así como realizar una mejor estimación y localización de la presencia de *Eucalyptus* y *Casuarina* mediante inventarios y análisis científicos en todo el país. El error está en el mal manejo que los humanos hemos hecho de estas especies, al abusar de ellas para usarlas como especies forestales.

Palabras clave: Parques urbanos, arbolado, especies exóticas, especies autóctonas



Abstract

In the present paper, a review of scientific publications about the impacts generated by trees of the *Casuarina* and *Eucalyptus* genus in urban environments was carried out, evaluating indicators such as the frequency of pest invasion, biological capacity to filter contaminants, dynamics of its pollen and roots that directly affect economic and social issues due to its excessive use to create urban green areas. The use of *Eucalyptus* and *Casuarina* trees is due to the supposed advantage offered by a relatively fast growth rate, especially for public projects that demand a quick response. However, it generates some obvious environmental impact, it produces allergies in people sensitive to its pollen, especially *Casuarina*, as well as damage to urban infrastructure. Here, we concluded that *Eucalyptus* and *Casuarina* as exotic species reduce the ecosystem efficiency of the parks. It is necessary better regulations in Mexico, which consolidate tree replacement programs that do not present high risk indices, as well as make a better estimate and location of the presence of *Eucalyptus* and *Casuarina* through inventories and scientific analyzes throughout the country. The error lies in the poor management that humans have made of these species, by abusing them to use them as forest species.

Keywords: Urban parks, trees, exotic species, non-native species

Introducción

Las especies exóticas habitan áreas en las que han sido introducidas deliberada o involuntariamente por los humanos. Las áreas verdes citadinas (parques, jardines o camellones) o las áreas de reforestación suburbanas o rurales pueden ser la ruta de entrada para especies exóticas; se introducen a esos espacios por su valor ornamental, rápido crecimiento o por su cantidad y calidad de su follaje, pero estas especies exóticas son en sí mismas, potenciales problemas que atentan contra la diversidad nativa, al convertirse en plagas o alterar las características del suelo (Marzluff *et al.*, 2008, López y Zamudio, 2002). Los árboles de los géneros *Casuarina* y *Eucalyptus*, nativos de Oceanía, fueron ampliamente introducidos desde el siglo XIX a varias regiones del mundo, pues se intuía, para el caso de México, que podrían adaptarse bien a los climas del país (Bárcena *et al.*, 1883). Una de las intenciones iniciales para la introducción a México de estos géneros fue reforestar los alrededores desecados de lo que iba quedando de las zonas palustres del lago de Texcoco (Hinke, 2000). Aunque de hecho, se tiene registro de la presencia de *Casuarina* en México desde antes de 1852 con fines de ornato y reforestación principalmente en las ciudades (Morton, 1980). En efecto, la

buena adaptación de los eucaliptos y casuarinas se observó con su aceptable establecimiento y su rápido crecimiento. Así, especies como *E. globulus*, *E. camaldulensis*, *C. equisetifolia* y *C. cunninghamiana* son dominantes en muchos parques, camellones y banquetas de varias ciudades, así como en zonas suburbanas y áreas reforestadas del país (Yáñez-Espinosa *et al.*, 2019).

Los primeros planes de reforestación para México fueron mencionados en 1894 por Fernando Altamirano y José Ramírez e incluyeron un catálogo con las especies ideales para estos planes (Flores y Lindig, 2005); desde entonces se destacó el interés por hacer uso de especies nativas para tal fin. Sin embargo, varias especies exóticas estaban incluidas en ese primer catálogo, debido probablemente a la escasa información de la que se disponía sobre la flora mexicana y sobre el origen geográfico de las especies (Cervantes *et al.*, 2008).

Entre los años de 1909 y 1933 se realizó la primera etapa de repoblación forestal en México con la intención de mitigar los efectos erosivos hídricos y eólicos en distintas partes del país. La actividad la realizó la Junta Central de Bosques y posteriormente la Secretaría de Agricultura y Fomento. En esa primera etapa, al poco conocimiento que existía sobre la biología de

las especies para reforestar, se sumó la falta de personal técnico capacitado y de recursos económicos, todo ello agravado por la confusión en los objetivos a cumplir con esas repoblaciones forestales pioneras (Cervantes *et al.*, 2008).

En los años sesenta del siglo pasado empezaron las críticas por el uso de especies de *Eucalyptus* para la repoblación forestal y urbana; López y Zamudio (2002) resumen estas críticas en que es un género impropio para alineaciones (plantación en calles y plazas), competitivamente agresivo, por su alta capacidad de multiplicación vegetativa a través de la producción de rebrotes, alto consumo de agua y nutrientes que impiden el crecimiento del herbáceas y arbustos, por sus raíces superficiales, que en lugares con suelos someros propician el desplome del árbol a los pocos años y cuando crecen en las ciudades, las raíces superficiales destruyen la infraestructura urbana, en especial pavimento y tuberías. A pesar de todas las críticas, las plantaciones de especies de *Eucalyptus* y *Casuarina* se incrementaron sustantivamente, apoyadas por programas gubernamentales con nulo criterio biológico (Cervantes, 1995). Por ejemplo, entre 1993 y 1994 mediante el Programa de Solidaridad Forestal a cargo de la Secretaría de Desarrollo Social, se produjeron poco menos que 140 millones de plantas maderables, de las que cerca del 25 % eran de *Eucalyptus* y *Casuarina*. La mayoría de las plantaciones con estos géneros fueron destinadas a la reforestación en campo abierto y en menor proporción en zonas urbanas y periurbanas (Cervantes *et al.*, 2008). El objetivo del presente trabajo fue analizar la literatura sobre los problemas ambientales que genera la introducción de especies exóticas como *Eucalyptus* y *Casuarina*.

Materiales y Métodos

Para cumplir con el objetivo se realizó una búsqueda de información enfocada principalmente al uso de *Eucalyptus* y *Casuarina* en parques urbanos en México, Latinoamérica y en el mundo. Se comenzó con el análisis y revisión de artículos o capítulos referentes al problema en México, para ello, fue muy útil el trabajo de López *et al.*, 2002. Para obtener más publicaciones, se realizó una búsqueda abierta, en la que se exploraron bases de datos académicas como Google Scholar (www.scholar.google.com), Academia

(www.academia.edu), SciELO (www.scielo.org), Redalyc (www.redalyc.org) y ScienceDirect (www.sciencedirect.com), se utilizó la combinación de palabras clave, en español e inglés “eucalipto”, “casuarina”, “parques urbanos”, “servicios ecosistémicos”, “problemas ambientales”. La búsqueda no tuvo un límite temporal. De igual forma, se revisaron las citas bibliográficas relevantes de los artículos obtenidos y así se identificaron y localizaron artículos que no fueron registrados por ningún motor de búsqueda.

Resultados

Análisis de impacto ambiental del parque urbano sobre las especies y su función

Aproximadamente el 55 % de la población humana mundial residía en ambientes urbanos en 2018 y se estima que en 2050 residirá en ellas el 68 % (UN, 2019). De acuerdo con DeFries y Pandey (2010), la urbanización acelerada causa cambios en los sistemas ecológicos, económicos y sociales; por ejemplo, el desarrollo urbano modifica los parámetros sobre el comportamiento de las especies, generando barreras físicas en los hábitats naturales de especies autóctonas (es decir, especies propias, nativas, que se han originado en el ecosistema en que se encuentran), reduciendo incluso la riqueza de las comunidades arbóreas por el incremento de especies alóctonas (que son especies que se han originado en ecosistemas diferentes en el que se les localiza; es decir, que se han introducido a ese lugar).

López y Zamudio (2002) comentan que en las culturas egipcia, fenicia, romana y azteca, entre otras, ya se incorporaban árboles en las áreas urbanas con criterios estéticos y de recreación. Estos criterios para los parques urbanos han perdurado y las ciudades de la actualidad también incluyen áreas arboladas. Al inicio del siglo XXI la Organización de Naciones Unidas hizo énfasis en que los parques urbanos brindan beneficios espirituales, estéticos, educativos y recreativos, así como servicios tales como la purificación del agua, el hábitat de la vida silvestre, la gestión de desechos y el secuestro de carbono (MEA, 2005) y en 2019 señaló la necesidad de que las ciudades contaran, entre otras medidas, con 15 m² de áreas verdes per cápita, para asegurar un índice de prosperidad adecuado para sus habitantes (ONU-hábitat, 2019).

Así, se hizo énfasis en los parques urbanos como áreas que deben proveer beneficios a la población; es decir, servicios ecosistémicos que deriven directa o indirectamente de las funciones del ecosistema para beneficio de los humanos (Costanza *et al.*, 1997).

Los servicios ecosistémicos consisten en el flujo de material, energía e información por parte del capital natural, que entrelazado con los servicios de capital manufacturado y humano producen bienestar (Costanza *et al.*, 1997), con esta idea se plantea la posibilidad de que estos servicios pueden ser valorados económicamente y de hecho se calculó el costo monetario de estos servicios (Costanza *et al.*, 1997). Sin duda que las 17 categorías de los servicios ecosistémicos señaladas en el MEA (2005) son provistos por los parques urbanos, pero Bolund y Hunhammar (1999) destacan seis de ellos: recreación, regulación de gases, regulación microclimática, regulación de disturbios ambientales, regulación hidrológica y tratamiento de residuos. Más recientemente autores como Montes y Forero (2021) y Dai *et al.* (2019) hacen mayor énfasis en los servicios culturales (estéticos, recreativos, deportivos, así como lugares ideales para la inspiración, la tranquilidad, la educación, y como patrimonio cultural). La eficiencia de cada uno de los servicios ecosistémicos anteriores dependerá, en buena medida, de la composición de especies arbóreas en los parques; en el caso que nos ocupa, analizaremos el papel de las especies de los géneros *Eucalyptus* y *Casuarina* en los ambientes citadinos.

Invasiones biológicas y plagas

Los monocultivos, expresado en este caso en los parques en donde se ha abusado de la presencia casi exclusiva de eucalipto y/o casuarina, son susceptibles a plagas y enfermedades (SMA, 2004). Por ejemplo, en el caso del parque urbano Juan H. Sánchez, en la zona de Morales en la ciudad de San Luis Potosí, la cubierta vegetal es dominada, entre otros, por árboles de eucalipto de hasta 30 m de altura (Yáñez-Espinosa *et al.*, 2019). Con estas alturas estos árboles representan un peligro sustancial para los transeúntes (peatones y vehículos) y para las construcciones circundantes, en especial cuando los árboles han sido víctimas de ataques de plagas que provocan su defoliación, la desecación de las ramas o el árbol completo que, debilitado, termina derrumbándose; en especial en los

meses finales del invierno, en que pasan por la ciudad fuertes corrientes de aire.

Una de las plagas que ataca al eucalipto es el insecto, de origen australiano *Glycaspis brimblecombei*, conocido como psilido del eucalipto (Villa y Herrera, 2002). Fue detectado en 1998 en California, Estados Unidos (Brennan *et al.*, 1998) y en el 2000 en 24 estados del territorio mexicano y en ciudades como la de México, Durango, Morelia, Querétaro, San Luis Potosí y Zacatecas (Villa y Herrera, 2002; García *et al.*, 2003). Este insecto se coloca en el envés de la hoja y consume la savia, provocando la muerte del árbol (Villa y Herrera, 2002). La SEMARNAT (2002), informó que en 2001 la Dirección de Servicios Urbanos y Educación Ambiental detectó 101,642 árboles de eucalipto infestados de *G. brimblecombei* en la ciudad de México; es decir, el 83.8 % de los árboles muestreados. La especie *E. camaldulensis* es una de las más distribuidas en México, fue reportada como una de las especies más susceptible al ataque de ese insecto (García, 2003). Como un método de control biológico para controlar el psilido del eucalipto se utilizó al parasitoide *Psyllaephagus bliteus* (Romo *et al.*, 2007).

En México existen extensas plantaciones de *Casuarina* a lo largo de las costas del Pacífico y del Golfo de México (Nee, 1983; Arellano *et al.*, 1998). Hasta ahora no se han presentado estados de emergencia en el país sobre ataques de plagas o enfermedades que afecten las áreas forestales de *Casuarina*; como sí ha ocurrido en la India, donde han sido dañadas por insectos barrenadores de corteza como *Arbela tetraonis*, *Colesterina scabrata* y *Phassus malabaricus* (Parrotta, 1993), así como por el hongo *Trichosporium vesiculosus* (Orwa *et al.*, 2009). En China, los individuos de *Casuarina equisetifolia* enferman y cientos de ellos mueren cada año debido a la bacteria *Pseudomonas solanacearum* que infestan las raíces en las plantaciones (Burns *et al.*, 1998). En Nigeria y Senegal se han reportado invasiones por termitas que han sido capaces de aniquilar árboles de casuarina (Parrotta, 1993). En México, se calcula la existencia 150 especies de isópteros (Méndez y Equihua, 2001), y aunque *Casuarina* no sea blanco de ataques severos por parte de estos (Parrotta, 1993), sí lo ha sido *Eucalyptus*, en especial en ambientes húmedos, por *Coptotermes crassus*, en muchas zonas del sur del país (Izquierdo *et al.*, 1999; Cibrián *et al.*, 1995, Méndez y Equihua, 2001).

Eficiencia con respecto a la contaminación atmosférica

Las ciudades, en comparación con el campo abierto, tienen mayor capacidad de retención de calor por efecto de emisión de gases y aerosoles, y el aumento de los mismos puede llegar a ser perjudicial para la salud humana, generando problemas psicológicos, cardiovasculares y respiratorios (Dickson, 2009; Piver *et al.*, 1999). Parte de los contaminantes proviene de la actividad industrial y la circulación de vehículos, sus efectos en la salud humana dependerán de cómo fluyen los gases y las partículas contaminantes, pero se pueden atenuar con la capacidad del arbolado para captarlos. Sin embargo, el eucalipto es de las especies menos efectivas para retener partículas del ambiente. La mayoría de las partículas de interés ambiental tienen un tamaño de entre 0.1 μm y 10.0 μm y dado que presentan movimiento aleatorio, su velocidad de sedimentación dependerá de su tamaño, siendo mayor su deposición conforme aumenta el tamaño de la partícula (Masters y Ela, 2008). Las partículas entre 0.5 μm y 10.0 μm pueden ser lo suficientemente pequeñas para circular por las vías respiratorias hasta los pulmones y lo suficientemente grandes para una deposición por sedimentación (Masters y Ela, 2008). Según Freer-Smith *et al.* (2004), con independencia de la velocidad del aire, la eficiencia de captura (Cp %) del eucalipto para retener partículas de 1.0 μm sobre su superficie foliar es de entre 0.006 y 0.009; en comparación, *Quercus petraea* presenta valores de entre 0.277 y 0.340, por lo que la eficiencia del eucalipto es mucho menor, pues la superficie lisa y angosta de las hojas de los eucaliptos las hace poco eficientes para retener partículas pequeñas (Freer-Smith *et al.*, 2004).

Filtración biológica

En general, los árboles son filtros biológicos que pueden reducir las partículas peligrosas en suspensión como PM₁₀ (Depietri *et al.*, 2012) o gases como dióxido de azufre (SO₂) y óxidos de nitrógeno (NO_x), que en condiciones húmedas se pueden transformar en gotas líquidas de sulfatos (ácido sulfúrico) y nitratos (ácido nítrico) (Masters y Ela, 2008), dos componentes de la lluvia ácida. Las emisiones de estas sustancias provienen de centrales eléctricas y en menor cantidad de vehículos y de la combustión de carbón o petróleo. Si la concentración de estos gases aumenta en zonas de

desarrollo industrial, su impacto sobre los árboles urbanos puede ocasionarles daños, incluso disminuir su capacidad de absorción de nutrientes (Masters y Ela, 2008). Así, las poblaciones urbanas de *Eucalyptus* y *Casuarina* están expuestas a estos contaminantes severos. Suvarna *et al.* (2009) evaluaron a *Eucalyptus* ssp. y *Casuarina equisetifolia*, junto con otras 22 especies, en diferentes áreas industriales en Visakhapatna, India, con clima tropical húmedo, con 77 % de humedad relativa media anual y variaciones de temperatura máxima entre 27 °C y 34 °C y mínimas de 14°C a 28°. Los niveles de tolerancia a los gases contaminantes los determinaron con base en el Índice de Tolerancia por Contaminación del Aire (APTI, por sus siglas en inglés) (Singh y Rao, 1983). Las especies de *Eucalyptus* tuvieron un APTI bajo, de 11.34. Los mayores valores fueron de especies como *Ficus religiosa* con valores de APTI de entre 30 y 100. Sin embargo, los valores aún más bajos (entre 1 y 16) fueron de *Casuarina equisetifolia* (Tiwari y Tiwari, 2006; Das y Prasad, 2010; Begum y Harikrishna, 2010).

Otro gas de efecto invernadero es el ozono, que en altas concentraciones puede poner en riesgo mortal a la población humana (Filleul *et al.*, 2006). Elkiey y Ormrod (1987) hicieron un estudio acerca de la sensibilidad de *Casuarina cunninghamiana* y *Eucalyptus camaldulensis* a las concentraciones de ozono (O₃), dióxido de azufre (SO₂) y dióxido de nitrógeno (NO₂). *Eucalyptus* obtuvo los niveles de mayor sensibilidad hacia los tres gases; mientras *Casuarina* mostró mejores tasas de absorción. Se concluyó de esta manera que *Casuarina cunninghamiana* tiene una mayor eficiencia para su establecimiento en áreas industriales con problemas en la calidad del aire.

Efecto alergénico de polen

Existen antecedentes desde 1940 de pacientes diagnosticados con alguna fiebre o asma debido al polen de *C. equisetifolia*, *C. glauca* y *C. cunninghamiana* (Zivitz, 1942; Morton, 1980).

Para ciertos modelos sobre el cambio climático se han encontrado alérgenos asociados al incremento de la temperatura y al dióxido de carbono, que puede significar un aceleramiento en el crecimiento de plantas y una mayor dispersión de polen, que aunado a la disminución de las precipitaciones, pueden incrementar la dispersión de polen en el aire (Ziska y Caulfield,

2000). En efecto, se ha producido un aumento de enfermedades alérgicas a nivel mundial, previéndose que se sigan incrementando conforme la contaminación atmosférica y la temperatura ambiente aumenten (Pawankar *et al.*, 2011). De un estudio realizado con extracto de polen de *Casuarina*, diez de 14 personas con rinitis alérgica dieron positivo en las pruebas cutáneas del extracto de polen de ese género; de igual forma resultó para cinco de 10 individuos con asma (Bucholtz *et al.*, 1987). García *et al.* (1997) realizaron estudios clínicos de las reacciones del extracto de polen de *Casuarina* en 210 pacientes con algún antecedente de asma y rinitis, de los que únicamente seis pacientes dieron positivo. Es importante subrayar que la temporada de polinización de *Casuarina* es diferente según su área geográfica y según la especie (García *et al.*, 1997).

Otros impactos

Las banquetas y los camellones han sido de los sitios en las ciudades en donde más frecuentemente se plantan *Eucalyptus* y *Casuarina*, estos generan daños a la infraestructura urbana, como al drenaje, tomas de agua, deterioro de banquetas, obstrucción en el cableado eléctrico (subterráneo y aéreo) e incluso, invasión de depósitos subterráneos de agua (aljibes).

Desde 1952 la ciudad de Hollywood, Estados Unidos, prohibió las plantaciones urbanas de *Casuarina*, debido a que las raíces penetraban las redes de distribución de agua y ocasionando su rompimiento y la consecuente pérdida de agua (Morton, 1980). *Eucalyptus* es considerado un árbol de alto riesgo ya que su débil anclaje al suelo, por sus raíces superficiales, propicia su caída, principalmente en épocas de fuertes vientos. Por ejemplo, en 2003 en la Ciudad de México, se reportó la caída de 1700 árboles, de los cuales, el 80 % fueron *Eucalyptus* (SMA, 2004).

Casuarina equisetifolia es una de las especies más cultivadas en algunas regiones de América Central y el Caribe por su rápido crecimiento, incluso en condiciones desfavorables con suelos compactados o temporalmente inundados, así como su adaptación a lugares con climas con estación seca prolongada. También existen grandes plantaciones de *Casuarina* usadas como cortinas rompevientos debido a que sus abundantes ramas son flexibles y absorben gran cantidad

de energía eólica, además de dar estabilidad a las dunas (CATIE, 1991). Sin embargo, Digiamberardino (1986) señala que mientras las especies nativas son fundamentales para prevenir la erosión eólica e hídrica, *Casuarina* y *Eucalyptus* inhiben la proliferación de sotobosque por exudación de fitotoxinas (Canhoto y Graca, 1995) y con ello aceleran los procesos erosivos.

Discusión

Introducir especies alóctonas como plantaciones forestales monoespecíficas (por ejemplo, en la Ciudad de México existen alrededor de 3 millones de eucalip-tos, 80 % de una especie, *E. camaldulensis*, Romo *et al.*, 2007), puede ofrecer una ventaja dada su relativa mayor velocidad de crecimiento que permite su aprovechamiento en menor tiempo, lo que resulta conveniente en proyecto dirigidos al aprovechamiento forestal y que son económicamente viables y políticamente convenientes. En efecto, la principal ventaja de *Eucalyptus* y *Casuarina* radica en la velocidad de producción de biomasa. *Eucalyptus* tienen una productividad de 30 a 50 m³/ha/año, mientras que la producción anual con especies nativas es de 5 a 10 m³/ha/año (Lindenmayer y Cunningham, 2000). De igual forma, *Casuarina* forma parte de los programas forestales para el arbolado urbano y de reforestación por que presenta un rápido crecimiento de 1.5 a 3 m/año (Morton, 1980). Sin embargo, como especies invasores colonizan áreas y deterioran el ambiente (Singwane y Malinga, 2012), por ello, entre 1995 y 2008 se erradicaron 185,000 casuarinas en la reserva de la biosfera Sian Ka'an, en Quintana Roo (Cervantes *et al.*, 2008).

Es importante subrayar que los parques con mayor densidad vegetal también requieren presupuestos mayores y por ello debe considerarse la pertinencia de seguir o no plantando especies exóticas, que convierten los riesgos de las especies introducidas en factores que generan pérdidas económicas por el daño a la infraestructura, caída de árboles y poca capacidad para generar un sotobosque apacible. Además, depender de un arbolado poco diverso y con plantas exóticas incrementa sustancialmente el riesgo de invasión y establecimiento de plagas y parásitos, la poca

capacidad de retención de contaminantes ambientales e incrementa también los riesgos de alergias (López y Zamudio, 2002; SMA, 2004).

Eucalyptus y *Casuarina* como especies exóticas reducen la eficiencia ecosistémica de los parques (Elkiey y Ormrod, 1987); además, bajan la calidad de vida de las personas, por su importancia en el incremento de alergias. Es necesario reforzar la normativa en México, así como consolidarla mediante programas de sustitución de arbolado que no presente altos índices de riesgo, así como realizar una mejor estimación y localización de la presencia de *Eucalyptus* y *Casuarina* mediante inventarios y análisis científicos en todo el país.

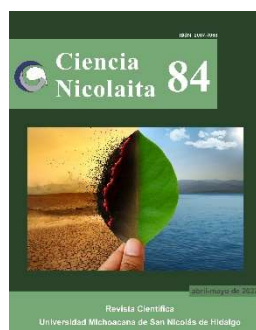
El error está en el mal manejo que los humanos hemos hecho de estas especies, al abusar de ellas para usarlas como especies forestales.

Bibliografía

- Arellano G., A., García B., G. y Manzanero A., L. A., 1998, Programa de erradicación de la casuarina (*Casuarina* sp.) en la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an: *Informe final Amigos de Sian Ka'an AC SNIB-CONABIO* sin ISBN.
- Bárcena, M., Pérez, M., Urbina, M., Ramírez, J. y Segura, J. C., 1883, Dictamen sobre la repoblación vegetal del valle de México: *La Naturaleza*, 6, 245-251. Sin ISSN
- Begum, A. and Harikrishna, S., 2010, Evaluation of some tree species to absorb air pollutants in three industrial locations of south Bengaluru: *Indian Journal of Chemistry*, 7, 151-156. ISSN: 0975-0975.
- Bolund P. and Hunhammar, S., 1999, Ecosystem services in urban areas: *Ecological Economics*, 29, 293-301. ISBN: 0921-8009
- Brennan, E. B., Gill, R. J., Hrusa, G. F., and Weinbaum, S. A., 1999, First record of *Glycaspis brimblecombei* (Moore) (Homoptera: Psyllidae) in North America: initials observations and predator associations of potentially serious pest of *Eucalyptus* in California: *Pan-Pacific Entomologist*, 75, 55-57. ISSN: 0031-0603.
- Bucholtz, G. A., Hensel, A. E., Lockey, R. F., Serbousek, D. and Wunderlin, R. P., 1987, Australian pine (*Casuarina equisetifolia*) pollen as an aeroallergen: *Annals of Allergy*, 59, 52-56. ISSN 1081-1206.
- Burns, R. M., Menandra, S., Mosquera, J. and Whitmore, L., 1998, Useful trees of the tropical region of North America: *North American Forestry Commission* p. 41, sin ISBN
- Canhoto, C. and Graca M., A. S., 1995, Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*: *Freshwater Biology*, 34, 209-214. ISSN: 1365-242.
- CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza), 1991, *Casuarina equisetifolia* L. ex J. R. Forst y G. Forst., árbol de uso múltiple en América Central: *Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza*, p. 53, ISBN: 9977-57-094-9.
- Cervantes, V., 1995, El programa nacional de reforestación: avances, limitantes y perspectivas, Anónimo, Congreso Mexicano de Botánica, Cuernavaca: *Sociedad Botánica de México*, pp. 5-11 sin ISBN.
- Cervantes, V., Carabias, J., y Arriaga, V., 2008, Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental, Sarukhán, J., Dirzo, R., González, R. y March. I. (Eds.), *Capital natural de México: CONABIO. Vol. III*, pp. 155-226, ISBN: 978-607-7607-07-6.
- Cibrián, T. D., Méndez J. T., Campos M., R., Yates B., H. O. III y Flores L., J. E., 1995, Insectos forestales de México: *Universidad Autónoma Chapingo – Comisión Forestal de América del Norte*, 453 p, ISBN: 9688-84-281-8.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill. R. O., Pa-ruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. and Van den Belt, M., 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital: *Nature*, 387, 253-260. ISSN: 1476-4687.
- Dai, P., Zhang, S., Chen, Z., Gong, Y., and Hou, H. 2019. Perceptions of cultural ecosystem services in urban parks based on social network data: *Sustainability*, 11, 5386. ISSN 2071-1050.
- Das, S. and Prasad, P., 2010, Seasonal variation in air pollution tolerance indices and selection of plant species for industrial areas of Rourkela: *Indian Journal of Environmental Protection*, 30, 978-988. ISSN: 0253-7141.
- DeFries, R. and Pandey, D., 2010, Urbanization, the energy ladder and forest transitions in India's emerging economy: *Land Use Policy*, 27, 130-138. ISSN: 2648-377.
- Depietri, Y., Renaud, F. G., and Kallis, G., 2012, Heat waves and floods in urban areas: a policy-oriented review of ecosystem services: *Sustainability Science*, 7, 95-107. ISSN: 1862-4057.
- Dickson, T. R., 2009, Química, enfoque ecológico: Limusa, Noriega Editores p. 324 ISBN: 9789-68-180-886-0.
- Digiamberardino, T., 1986, Changes in a south east Florida coastal ecosystem after elimination of *Casuarina equisetifolia*: Msc Thesis, *Nova Southeastern University*, 90 pp.

- Elkies, T. and Ormrod, D. P., 1987. Casuarina and Eucalyptus response to single and multiple gaseous air pollutants: *Water, Air, and Pollution*, 36, 365-370. ISSN: 0568-3408.
- Filleul, L., Cassadou, S., Medina, S., Fabres, P., Lefranc, A., Eilstein, D., Tertre, A. L., Pascal, L., Chardon, B., Blanchard, M., Declercq, C., Jusot, J. F., Prouvost, H., and Ledrans, M., 2006, The relation between temperature, ozone, and mortality in nine French cities during the heat wave of 2003: *Environmental Health Perspectives*, 114(9), 344-347. ISSN: 0091-6765.
- Flores O., H. M., y Lindig C., R., 2005, La lista de nombres vulgares y botánicos de árboles y arbustos propicios para repoblar los bosques de la república de Fernando Altamirano y José Ramírez a más de 110 años de su publicación: *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 76, 11-35. ISSN: 2007-8706.
- Freer-Smith, P. H., El-Khatib, A. A., and Taylor, G., 2004, Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globules*) with European and North American species: *Water, Air and Soil Pollution*, 155, 173-187. ISSN: 1573-2932.
- García, J. J., Trigo M., M., Cabezudo B., Redo, M., Vega, J. M., Barber, D., Carmotia, M. J., Cervera, J. A., Toro, F. J. and Miranda, A., 1997, Pollinosis due to Australian pine (*Casttatina*): an aerobiologic and clinical study in southern Spain: *Allergy*, 52, 11-17. ISSN: 1398-9995.
- García, J., J., 2003, Análisis económico del control biológico del psílido del eucalipto en la Ciudad de México: MSC Thesis, *Universidad Autónoma Chapingo*. 92 pp.
- García, R., A. L., Mercado, M. G. y Guerra S., J. J., 2003, Análisis del efecto de las condiciones ambientales en la fluctuación poblacional del psílido del eucalipto en el Estado de México. Anónimo II Simposium Internacional de Ciclones Tropicales "Benito Viñes in Memoriam": *Congreso Cubano de Meteorología*, p 634, sin ISBN
- Hinke, N., 2000, La llegada del eucalipto a México: *Ciencias*, 58, 60-62. ISSN: 0187-6376.
- Izquierdo, C. I., Soberano, J., Carabeo, M., F., y Gilli M., F., 1999, Hospederos nativos de la termita subterránea *Coptotermes crassus* (Isoptera: Rhinotermitidae) en Balancán, Tabasco. Memorias del X Simposio Nacional sobre Parasitología Forestal; *Red Temática en salud Forestal*, p. 6, sin ISBN.
- Lindenmayer, D. B. and Cunningham, R. B., 2000, Cavity sizes and types in Australian eucalypts from wet and dry forest types: A simple of rule of thumb for estimating size and number of cavities: *Forest Ecology and Management*, 137, 139-150. ISSN: 0378-1127.
- López, A., R. y Zamudio C., E., 2002, "Importancia de las plantas nativas en la dasonomía urbana". En López O., J., Revuelta A.M. y B. Villa C.B., Memoria. Seminario michoacano sobre la problemática ambiental de las especies introducidas. Caso Eucalyptus, *Centro de Investigación y Desarrollo del Estado de Michoacán*, p. 186. Sin ISBN.
- López O., J., Revuelta A.M. y B. Villa C.B., 2002, Memoria. Seminario michoacano sobre la problemática ambiental de las especies introducidas. Caso Eucalyptus, *Centro de Investigación y Desarrollo del Estado de Michoacán*, p. 186 p. Sin ISBN.
- Marzluff J M., E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley V. Ryan. C. ZumBrunnen and U. Simon, 2008, Urban ecology: *Springer*, 807 p. ISBN: 978-0-387-73411-8.
- Masters, G. M. y Ela, W. P., 2008, Introducción a la ingeniería medioambiental: *Pearson Educación*. p. 752. ISBN: 978-84-8322-444-1.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. *Island Press*, 137 p. ISBN 10: 1559634022.
- Méndez, M., J. T. y Equihua M., A., 2001, Diversidad y manejo de los termes de México (Hexapoda, Isoptera): *Acta Zoológica Mexicana*, número especial, 1,173-187. ISSN: 2448-8445.
- Montes P., C., y Forero, V. F. (2021). Servicios ecosistémicos culturales y diservicios en un parque urbano de Bogotá, Colombia: *Ambiente & Sociedad*, 24. ISSN: 2007-6576.
- Morton, J. F., 1980, The Australian pine or beefwood (*Casuarina equisetifolia* L.), an invasive "weed" in Florida. *Florida State Horticultural Society*, 93-102. ISSN: 0097-1219.
- Nee, M., 1983, Casuarinaceae: *Flora de Veracruz*, 27, 1-6. ISSN 2448-8445
- ONU-hábitat (Organización de las Naciones Unidas-hábitat), 2019, Reporte Nacional de Prosperidad Urbana en México: *Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos, ONU-Hábitat*. 211 p. ISBN: 978-92-1-132863-9.
- Orwa, C., Mutua, A., Kindt, R., Jamnadass, R. and Anthony, S., 2009, "Agroforestry database: a tree reference and selection guide version 4.0", <https://bit.ly/38yXY7e>, [consultado el 26 de octubre de 2021].

- Parrotta, J. A., 1993. Casuarina equisetifolia L. ex J.R. y G. Forst. Casuarina, Australian pine.: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, p.11 sin ISBN.
- Pawankar, R., Canonica W., Holgate G., T., and Lockey, R. F., 2011, Libro blanco sobre alergia de la WAO: *World Allergy Organization*, p 26. Sin ISBN
- Piver, W. T., Ando, M., Ye, F., Portiert, C. J., 1999, Temperature and airpollution as risk factors for heat stroke in Tokyo, July and August 1980–1995: *Environmental Health Perspectives*, 107, 911-916. ISSN: 0091-6765.
- Romo Lozano, J. L., García Jiménez, L., Cibrián Tovar, D. y Serrano Gálvez, E., 2007, Análisis económico del control biológico de psílido del eucalipto en la ciudad de México: *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 13, 47-52. ISSN: 2007-4018
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2002, Programa Nacional de Sanidad Forestal 2002: *Dirección General de Gestión Forestal y de Suelos*, sin ISBN.
- Singh, S. K. and Rao, D. N., 1983, Evaluation of plants for their tolerance to air pollution. Anonymous, Proceedings of Symposium on Air Pollution Control: *Indian Association for Air Pollution Control, New Delhi*, pp 218-224, sin ISBN
- Singwane, S. S. and Malinga P, 2012, Impacts of pine and eucalyptus forest plantations on soil organic matter content in Swaziland-Case of Shiselwni forests: *Journal of Sustainable Development in Africa*, 14, 137-151. ISSN: 1520-5509.
- SMA (Secretaría de Medio Ambiente), 2004, Informe de avances del programa de sustitución de eucaliptos en condición de alto riesgo, Anónimo: *Secretaría de Medio Ambiente, Dirección General de Servicios Urbanos*, sin ISBN.
- Suvarna, L., P., Llitha S., K. y Srinivas, N., 2009, Air Pollution Tolerance Index of various plant species growing in industrial areas: *The Ecscan*, 2, 203-206. ISSN: 0974-0376
- Tiwari, S. and Tiwari, M., 2006, Air pollution tolerance indices of few plants growing near Raigarh (India): *Journal of Environment Research and Development*, 1, 129-135. ISSN: 2319-5983.
- UN (United Nations), 2019, World urbanization prospects: The 2018, revision: *United Nations*, 103 p. ISBN: 978-92-1-148319-2
- Villa, C., B. y Herrera, G. I., 2002, Análisis de la problemática de la plaga (*Glycaspis Brimblecombei* Moore) que ataca al eucalipto en México. Memoria del Seminario michoacano sobre la problemática ambiental de las especies introducidas. Caso Eucalyptus, *Centro de Investigación y Desarrollo del Estado de Michoacán*, p. 186. Sin ISBN.
- Yáñez-Espinosa, L., Salas Díaz del Castillo, N., Rodríguez Rangel, G.A, 2019, “Flora en zonas urbanas”, CONABIO, *La biodiversidad en San Luis Potosí. Estudio de estado*. Ciudad de México, pp. 139-144. ISBN: 978-607-8570-31-7
- Ziska, L. H. and Caulfield F. A., 2000, Rising carbon dioxide and pollen production of common ragweed, a known allergy-inducing species: implications for public health: *Australian Journal of Plant Physiology*, 27, 893–898. ISSN: 0310-7841.
- Zivitz, N., 1942, Allergy to Australian pine: a report of three cases: *Journal of Allergy*, 13, 314-316. ISSN: 2595-6155.



Aguadas de la Selva Maya: Santuarios de vida silvestre que unen esfuerzos de conservación internacional

Aguadas in the Maya Forest: Wildlife sanctuaries that join international conservation efforts

Rafael Reyna-Hurtado*, Rony García-Anleu, Manolo García-Vetorazzi, Khiavett Sanchez-Pinzón, Kathy Slater, Jose Barão-Nobrega, Fernando Contreras, Gabriela Mendez-Saint Martin, David Sima-Panti, Wilber Martínez, Reynold Cal y Gabriela Ponce

Para citar este artículo: Rafael Reyna-Hurtado, Rony García-Anleu, Manolo García-Vetorazzi, Khiavett Sanchez-Pinzón, Kathy Slater, Jose Barão-Nobrega, Fernando Contreras, Gabriela Mendez-Saint Martin, David Sima-Panti, Wilber Martínez, Reynold Cal y Gabriela Ponce, 2022. Aguadas de la Selva Maya: Santuarios de vida silvestre que unen esfuerzos de conservación internacional. Ciencia Nicolaita no. 84, 71-80. DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.610>



Historial del artículo:

Recibido: 22 de febrero de 2022

Aceptado: 26 de abril de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



Ver material suplementario



Correspondencia de autor: rreyna@ecosur.mx



Términos y condiciones de uso: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



Envíe su manuscrito a esta revista: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>

Aguadas de la Selva Maya: Santuarios de vida silvestre que unen esfuerzos de conservación internacional

Aguadas in the Maya Forest: Wildlife sanctuaries that join international conservation efforts

Rafael Reyna-Hurtado^{1*}, Rony García-Anleu², Manolo García-Vetorazzi³, Khiavett Sanchez-Pinzón¹, Kathy Slater⁴, Jose Barão-Nobrega⁴, Fernando Contreras⁵, Gabriela Mendez-Saint Martin⁶, David Sima-Panti⁷, Wilber Martínez^{1,8}, Reynold Cal⁸ y Gabriela Ponce².

¹El Colegio de la Frontera Sur. Lerma, Campeche, México. 24500.

²Wildlife Conservation Society, Flores, Petén, Guatemala

³Centro de Estudios Conservacionistas, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala City, Guatemala

⁴Operation Wallacea, Wallace House, Old Bolingbroke, Lincolnshire, PE23 4EX.

⁵World Wildlife Fund, Programa México, Xpujil, Calakmul, Campeche, México.

⁶Reserva de la Biosfera de Calakmul. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Calakmul, Campeche, México.

⁷Reserva de Petenes. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Campeche, Campeche, México.

⁸Foundation for Wildlife Conservation Belize, TEC/Belize zoo, Belize City, Belize;

Resumen

En el sureste de México, norte de Guatemala y noreste de Belice se encuentra la Selva Maya, un bosque trinacional considerado el macizo forestal tropical más extenso en Mesoamérica, con más de 30,000 km² bajo alguna categoría de protección. En la Selva Maya el agua se acumula en pequeños reservorios conocidos como “aguadas”. Se ha documentado que las aguadas son esenciales para la conservación de varias especies de fauna en peligro de extinción, por ejemplo, los jaguares, tapires, pecaríes labios blancos, y zopilote rey que son sus visitantes asiduos. En 2015, investigadores de fauna silvestre de México y Guatemala decidieron de manera informal crear un grupo internacional para compartir datos que ayudaran a monitorear las aguadas y su fauna a nivel de toda la Selva Maya. En 2016, gracias al proyecto “Fomento del Monitoreo de Biodiversidad y Cambio Climático en la Selva Maya” de la Cooperación Técnica Alemana - GIZ, se incluyó a Belice para conjuntar los esfuerzos de fototrampeo en cuerpos de agua entre instituciones de los tres países que conforman la Selva Maya. Desde 2018 se ha generado información más completa y robusta que ha permitido la conservación de los cuerpos de agua y su fauna silvestre asociada en los tres países. En el 2022, el grupo internacional de monitoreo de aguadas de la Selva Maya sigue vivo y trabajando dinámicamente para la conservación de las aguadas y su fauna asociada. Dentro de los principales



logros se tiene un protocolo para compartir datos que luego se traduce en un reporte anual compartido entre todos los involucrados. Cada año se realizan seminarios o talleres para hacer llegar la información a tomadores de decisiones de los tres países, miembros de comunidades, personal del gobierno, y académicos relacionados.

Palabras clave: Selva maya, Aguadas, cuerpos de agua, biodiversidad, cambio climático

Abstract

The Maya Forest is considered the largest block of tropical forest in Mesoamerica with more than 30,000 km² under some protection status; it is a trinational forest shared by Mexico, Guatemala, and Belize. In the Maya Forest, rainwater is stored just in few ponds known locally as “aguadas”. Studies have documented that these ponds are essential for conservation of several endangered species that depend on water for their survival. Among these species are the jaguar, Central American tapir, white-lipped peccary, and king vulture. In 2015, researchers from Mexico and Guatemala that were monitoring ponds using camera traps, decided to join efforts and created informally an international group to share data to support the integral management of the Maya Forest. In 2016, and thanks to the Project “Enhancing the monitoring of biodiversity and climate change in the Maya Forest” of the German Technical Cooperation Agency - GIZ, Belize was included formally. Since 2018 the three countries have generated solid information about the ponds and their associated wildlife. In 2022, the group is still alive and is working hard for pond and wildlife conservation in the Maya Forest. Among the main achievements is the establishment of a monitoring protocol that translates in an annual report shared among all involved parties, and a series of workshops and seminars that intend to bring the information to other stakeholders such as local governments, community members, and NGO’s.

Keywords: Maya forest, Aguadas body water, biodiversity, climate change

“Llevamos 4 días esperando en una aguada, el clima esta seco, se oyen lagartijas y palomas al caminar en la hojarasca, ocasionalmente hoco faisanes y pavos acuden a beber en absoluto silencio, incluso un venado cola blanca apareció y se alimentó sigilosamente de las hierbas que crecen en el borde de la aguada..., pero ellos no han venido..., finalmente, después de cuatro días se oye un ruido lejano que manda nuestros corazones al máximo... después se ve una sombra oscura a lo lejos, otras mas se unen, son ellos...!!!

Los pecaríes labios blancos han venido a la aguada, llegan haciendo mucho ruido, caminan en una sola fila que se abre al llegar a la aguada, se notan excitados de poder beber agua y bañarse en el lodo, pelean, gruñen, llenan de vida el bosque y la aguada...!! Acabamos de presenciar la llegada de uno de los animales mas raros de los bosques Neotropicales a una aguada en el medio de la Selva Maya... este es un espectáculo que se ha repetido por miles de años y que debe ser preservado para las generaciones futuras....”

1. La Selva Maya

En el sureste de México, norte de Guatemala y noroeste de Belice se encuentra la Selva Maya, un bosque trinacional compartido, considerado el macizo forestal tropical más extenso en Mesoamérica, con más de 30,000 km² bajo alguna categoría de protección. La

Selva Maya es un lugar impresionante que conserva las comunidades vegetales y animales en el mejor estado de conservación en Mesoamérica y donde las comunidades vegetales conservan algunos de sus elementos prístinos con especies de árboles que sólo se encuentran aquí y los predadores topos aún recorren la selva buscando sus presas habituales. La Selva Maya

esta además salpicada de miles de vestigios arqueológicos de la civilización Maya que floreció en el periodo clásico entre 250 a 900 años de nuestra era; estos vestigios van desde pequeños montículos hasta las impresionantes ciudades Mayas de Tikal y Calakmul, por mencionar algunas. Esta combinación de naturaleza y cultura hace de esta región una de las más interesantes de Mesoamérica.

La Selva Maya se compone de varias áreas protegidas (Figura 1): en México se encuentra la Reserva de la Biosfera de Calakmul (RBC) que con 7,238 km² de ha es el bosque tropical protegido más grande de México, además de estar declarada Patrimonio Cultural y Mixto de la humanidad, la única en México con esta declaratoria de patrimonio mixto. Rodeando a Calakmul se encuentran además dos reservas estatales del Estado de Campeche, Balam Kú con 4,092 km² y Balam Kin con 1,109 km²; ambas reservas estatales apoyan la protección del bosque continuo. En Belice se encuentran dos reservas de bosque tropical húmedo en buen estado de conservación: Gallon Jug con 445 km² ha y Río Bravo con 934 km². En Guatemala se encuentra la

magnífica Reserva de la Biosfera Maya (RBM) con 20,834 km², que conecta México con Belice y representa un conjunto de unidades de manejo que sumadas, constituyen el área protegida más grande de la Selva Maya (Consejo Nacional de Áreas Protegidas, 2015).

2. Aguadas y fauna silvestre

En la Selva Maya el suelo es en su mayoría de origen calcáreo (kárstico) y el agua de lluvia que se precipita, se filtra al subsuelo creando impresionantes ríos subterráneos, pero dejando muy poca agua en la superficie (García-Gil *et al.*, 2002). Estos pocos lugares donde el agua se almacena se conocen localmente como aguadas y la mayoría son de unos pocos metros de diámetro, existiendo algunos de hasta varias ha de extensión. Las aguadas pueden mantener disponibilidad de agua durante todo el verano o secarse por varias semanas, lo cual varía entre temporadas secas de distintos años (Moreira-Ramírez *et al.* 2016; García *et al.*, 2018; Moreira-Ramírez *et al.*, 2019; Reyna-Hurtado *et al.*, 2019). Estas aguadas son la única fuente



Figura 1. Mapa de la Selva Maya, bosque trinacional compartido por México, Guatemala y Belice (Elaboró: Lizzi Valeria Martínez Martínez; ECOSUR)

de agua para las especies que dependen de agua superficial para suplir sus necesidades, e incluso para varias comunidades humanas que dependen de dichas aguadas para cubrir sus necesidades básicas.

Se ha documentado que las aguadas son esenciales para la conservación de varias especies de fauna en peligro de extinción, como lo son jaguares (*Panthera onca*), tapires (*Tapirus bairdii*) y pecaríes labios blancos (*Tayassu pecari*), visitantes asiduos de las aguadas (García-Anleu y Radachowsky 2004, Reyna-Hurtado *et al.*, 2009, 2012; González, 2015; Moreira-Ramírez *et al.*, 2016, 2019). Estas especies dependen de las aguadas al grado de registrarse mortalidad masiva cuando hay periodos de sequía como pasó en el periodo 2017-2019, en el que se secaron varias aguadas de Calakmul y varios grupos de pecaríes labios blancos murieron (Reyna-Hurtado y Sánchez-Pinzón obs. pers.), o como sucedió en 2019, cuando en diferentes eventos debidos a la falta de agua en las aguadas, más de 15 tapires salieron del bosque hacia carreteras y pueblos (D. Sima y G. Méndez obs. pers.). Estudios científicos han documentado desplazamientos de más de 17 km por parte de pecaríes labios blancos para acceder a algunas aguadas (Reyna-Hurtado *et al.*, 2009), tapires que dependen de aguadas para sobrevivir (Pérez-Cortez *et*

al., 2012; Reyna-Hurtado *et al.*, 2016 y 2019; Sandoval-Serés *et al.*, 2016, Sandoval, 2020), jaguares que visitan frecuentemente las aguadas en busca de agua y presas (Sánchez-Pinzón *et al.*, 2020; Gaitán *et al.*, 2021;) y dormideros de zopilote rey (*Sarcoramphus papa*, una ave en peligro de extinción) asociados a aguadas (Martínez, 2008). Monitoreo de fauna en Calakmul ha indicado que la abundancia y riqueza de especies de aves, murciélagos, reptiles, anfibios, primates, felinos, y ungulados siempre es mayor en las cercanías de aguadas, y los cambios en abundancia y riqueza de especies en relación con la distancia a aguadas son especialmente dramáticos para anfibios y reptiles, de los cuales muchas especies endémicas sólo se encuentran asociadas a ellas (Slater 2020; Barão-Nobrega 2021).

Se ha documentado que las aguadas son tan importantes para la fauna silvestre que incluso una de ellas de tan solo 4 x 6 metros, fue visitada por siete especies en peligro de extinción en menos de diez días en abril del 2016. En ese plazo un grupo de pecaríes labios blancos, una hembra de jaguar y una hembra de tapir visitaron la aguada con sus respectivas crías.



Figura 2. Jaguar (*Panthera onca*) visitando una aguada en la Selva Maya, Campeche, México.
Foto: Rafael Reyna, ECOSUR.



Figura 3. Pecarí labios blancos (*Tayassu pecari*) visitando una aguada en la Selva Maya, Campeche, México.
Foto: Rafael Reyna, ECOSUR.

Además, fue visitada por puma, ocelote, hocofaisanes y pavos ocelados (Sánchez-Pinzón y Reyna-Hurtado, datos no publicados). Estos eventos se repiten cada año en varias de las aguadas, en las que incluso en un mismo día se pueden observar las tres especies de mamíferos mayores visitando una aguada (como ocurrió el 7 de julio del 2017, en la aguada mencionada anteriormente, donde un jaguar visitó el sitio a las

06:11 am, después un grupo de pecaríes labios blancos a las 11:36 am, y por la noche a las 21:39 un tapir entró a refrescarse y beber del mismo sitio (Sánchez-Pinzón y Reyna-Hurtado, datos no publicados).

En el Biotopo Protegido Naachtún Dos Lagunas en Guatemala, del 2013 al 2019 se ha documentado la visita a aguadas de un promedio de dos especies por día, con un máximo de hasta 10 especies en un mismo día (CECON-USAC, datos no publicados). De manera



Figura 4. Tapir (*Tapirus bairdii*) visitando una aguada en la Selva Maya, Campeche, México.
Foto: Rafael Reyna, ECOSUR.



Figura 5. Tortuga de agua en una aguada de la Selva Maya, Campeche, México.
Foto Jose Barão-Nobrega, Operación Wallacea.

similar a lo reportado en la RBC en México para el 07/07/2017, el 1 de mayo 2013, el 10 de abril 2013 y el 1 de mayo 2017, un jaguar, un grupo de pecaríes labio blanco y un tapir visitaron una misma aguada (CECON-USAC, datos no publicados), siendo muy común la coincidencia de estas tres especies en un mismo sitio en periodos de 2-3 días, o dos de estas especies el mismo día. Entre 2016 y 2018 se documentaron diez especies amenazadas, de las cuales varias son cinegéticas, con presencia de crías en aguadas (Sirin, 2020).

3. Conformación del grupo internacional

Los esfuerzos de monitoreo de las aguadas en los tres países se intensificaron con el surgimiento del foto trampeo, como una técnica de monitoreo más efectiva y eficaz para los bosques tropicales. Las primeras pruebas del uso de trampas-cámara en aguadas en la Selva Maya se realizaron en el Parque Nacional Mirador-Rio Azul, durante la evaluación ecológica rápida de la sección este del parque en los años 2003-2004, dirigida por la Wildlife Conservation Society (García-Anleu & Radachowsky 2004), además de los estudios de abundancia relativa y patrones de actividad de los pecaríes de labios blancos y fauna asociada

a las aguadas (2007-2009) en el mismo sitio, reportando veinte especies de vertebrados, y los pecaríes labios blancos sobresaliendo en el índice de abundancia en una relación de 17:1 con la siguiente especie en el orden de abundancia, los hocofaisanes (*Crax rubra*) (Moreira 2009). El fototrampeo demostró también ser un método efectivo para estimaciones del tamaño de grupos de pecaríes labios blancos, con resultados muy parecidos a los obtenidos por observaciones directas (Moreira 2009). Adicionalmente, a partir del 2014 se monitorean aguadas en el Biotopo Protegidos Naachtún Dos Lagunas por parte del Centro de Estudios Conservacionistas (CECON) de la Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC).

En México, los esfuerzos iniciaron desde el 2004 cuando se hizo un estudio sobre los pecaríes labios blancos y se documentó la estrecha relación entre esta especie con las aguadas (Reyna-Hurtado 2007); en 2008, Pronatura Península de Yucatán A.C. unió sus esfuerzos con la Dirección de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, la Universidad de McGill de Canadá y el Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), al iniciar un monitoreo sistemático de varias aguadas. Esta colaboración fue reforzada en Calakmul desde 2013 con el proyecto “Operation Wallacea” que en colaboración con Pronatura Península de Yucatán A.C. y Dirección de la

Reserva de la Biosfera de Calakmul (CONANP), ha monitoreado flora, fauna y aguadas de manera continua.

En 2015, estos esfuerzos que se estaban dando en México y Guatemala, fueron conocidos por los investigadores involucrados, quienes decidieron de manera informal crear un grupo internacional para compartir datos que ayudaran a monitorear las aguadas y su fauna a nivel de toda la Selva Maya (Reyna-Hurtado *et al.*, 2015). Sin embargo, aún faltaba la inclusión de Belice, pero fue hasta el 2016 que gracias al proyecto “Fomento del Monitoreo de Biodiversidad y Cambio Climático en la Selva Maya” de la Cooperación Técnica Alemana - GIZ, se conjuntaron los esfuerzos de fototrampeo en cuerpos de agua entre instituciones de los tres países, con el objetivo de ampliar el monitoreo a un mayor número de cuerpos de agua en toda la región. Desde 2018 se ha generado información más completa y robusta, lo que ha permitido la conservación de los cuerpos de agua y su fauna silvestre asociada en los tres países.

3.1 Trabajo continuo del grupo internacional de monitoreo

En 2022, el grupo internacional de monitoreo de aguadas de la Selva Maya sigue vivo y trabajando dinámicamente para la conservación de las aguadas y su fauna asociada en la Selva Maya. Dentro de los principales logros se tiene la edición de un protocolo para compartir datos que se traducen en un reporte anual compartido por todos los involucrados. Cada año se realiza además una serie de seminarios o talleres para hacer llegar la información a tomadores de decisiones de los tres países, miembros de comunidades, personal del gobierno, y académicos relacionados.

El grupo trabaja a distancia principalmente, pero ocasionalmente y gracias al apoyo de la Cooperación Técnica Alemana- GIZ, se realizan talleres presenciales y pequeños simposios donde se presentan los principales resultados del monitoreo en las diferentes áreas. Dichos talleres se han realizado en Flores, Guatemala (2017, 2018 y 2019). Estos talleres han servido para incorporar más grupos de investigación que están monitoreando aguadas en la región y para conformar protocolos de captura y análisis de datos. Se ha conformado también un sitio web que presenta los objetivos del grupo (<https://bit.ly/3Lv1g>), los miembros del mismo, fotos y otros recursos como literatura

relevante. El grupo es activo en México y Guatemala, y quizás necesita más apoyo en Belice donde sólo un grupo de investigadores están participando (Foundation for Wildlife Conservation of Runaway Creek). A pesar de ello, el grupo está activo, ha compartido datos por tres años consecutivos y actualmente se monitorean cuatro sitios en México, dos en Belice y cinco en Guatemala.

3.2 Conservación de aguadas y fauna en la Selva Maya

Compartir datos y conformar un sistema de monitoreo a nivel de toda la Selva Maya es un gran logro, porque se han roto barreras que imponen las fronteras políticas y la Selva Maya da un paso adelante para un futuro ser manejada de forma integral y coordinada por los tres países. La fauna y las aguadas de la Selva Maya son muy similares en los tres países, e incluso hay evidencia de que animales se dispersan entre países (pecaríes labios blancos, R. Reyna-Hurtado 2005, obs. pers.; Jaguares, García-Anleu *et al.* 2020) manteniendo la integridad ecológica del sistema y la diversidad genética de sus poblaciones. Estos movimientos de animales entre las fronteras hacen que sea urgente y esencial mantener esta conectividad entre los países y mantener la integridad ecológica de la Selva Maya.

Un monitoreo de la fauna asociada a las aguadas es importante también porque se pueden detectar cambios que ocurren a nivel de paisaje como en los años 2018 y 2019 cuando, debido a una gran sequía en Calakmul (Reyna-Hurtado *et al.*, 2019) los pecaríes labios blancos no fueron detectados en ninguna cámara en México (Reyna-Hurtado, datos no publicados), pero sí en Guatemala, aunque en pocas cámaras. Esto indicó un efecto de la sequía más allá de las fronteras y que pudo tener consecuencias dramáticas para la especie si no existiera conectividad entre los países. Afortunadamente, en 2020 los niveles de agua subieron y en 2021 ya se reportaron grupos de pecaríes labios blancos en algunas de las aguadas de México, si bien no se tienen certeza si se movieron de Guatemala, Belice o estuvieron dentro de México solo quizás en zonas más húmedas (Reporte Regional 2019, 2020: <https://bit.ly/3Lv1g>).



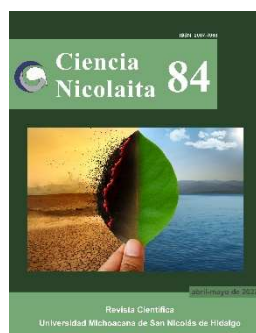
Un ejemplo similar lo podemos encontrar con los tapires cuando en el 2019 por alguna razón aun no totalmente entendida (aunque coincide con falta de agua) varios individuos salieron a carreteras, a poblados buscando agua en apiarios, en jagüeyes (aguadas artificiales creadas por maquinas) e incluso en las propias casas de los habitantes de las comunidades (D. Sima, R. Reyna-Hurtado, K. Sánchez-Pinzón, obs. pers.). Esta situación fue similar a lo observado en Guatemala (R. García-Anleu obs. pers.) y Belice en el mismo año. Esta situación indicó que, para los tapires, 2019 fue un año terrible y que quizás se deban tomar acciones concretas como instalar bebederos en sitios claves como se hizo en Calakmul por la Dirección General de la Reserva de la Biosfera de Calakmul (CONANP) con el apoyo de WWF-México, Fundaeco-CONANP en el PNMRA y el Ministerio de Cultura y Deportes en Tikal, o evaluar otras opciones como permitir acceso libre de la fauna a cuerpos de agua artificiales en la época de secas.

Monitorear la fauna de la Selva Maya a través de las aguadas es como abrir una ventana al corazón de la Selva Maya, a los sitios donde coinciden y coexisten especies animales que están adaptadas a la región desde hace miles de años y donde las condiciones no han sido alteradas dramáticamente. Las aguadas de la Selva Maya son espacios que permiten conocer tanto la dinámica como las relaciones entre la fauna y el agua en uno de los bosques Neotropicales mejor conservados de Latinoamérica, en donde se conservan las comunidades bióticas más parecidas a cuando los Mayas abandonaron la región, hace más de mil años. Es importante que los gobiernos, personal comunitario, academia y sociedades civiles sumen esfuerzos para conservar estos magníficos sitios y la integridad de la Selva Maya, para que así futuras generaciones se puedan maravillar con el avistamiento de un ruidoso grupo de pecaríes labios blancos o fotografiar un elusivo jaguar o un tímido tapir, y también podrán tener aire y agua limpia y se minimizará el efecto negativo del cambio climático sobre la diversidad biológica.

Literatura Citada

- Barão-Nóbrega, J.A. 2021. Habitat and population structure of the Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) in Calakmul Biosphere Reserve, Campeche, Mexico. PhD Dissertation, School of Science, Engineering and Environment, University of Salford. Salford, Manchester, UK. Pp 187
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas [CONAP]. 2015. *Plan Maestro de la Reserva de la Biósfera Maya*. Segunda Actualización. Tomo I. Autor. <https://bit.ly/3LqHmx>
- Gaitán, C. A., González-Castillo, V. R., Guzmán-Flores, G. D., Aguilera, A. L., & García, M. J. 2021. Visitation patterns of jaguars *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) to isolated water ponds in a tropical forest landscape. *Therya*, 12(1), 44-55. Doi: <https://bit.ly/3yQOmQ3>
- García, M. J., Aguilera, A. L., Guzmán-Flores, G. D., Rodríguez, D. I., & González, V. R. 2018. Dinámica temporal de la disponibilidad de agua y microclima en aguadas del biotopo protegido Dos Lagunas, Petén, Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 5(2). DOI: [http://dx.doi.org/10.36829/63CTS.v5i2.%25González, V. R. \(2015\). Vertebrados medianos y mayores asociados a las aguadas del biotopo protegido Naachtún - Dos Lagunas, Petén. Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.](http://dx.doi.org/10.36829/63CTS.v5i2.%25González,V.R.(2015).VertebradosmedianosymayoresasociadosalasaguadasdelbiotopoprotegidoNaachtún-DosLagunas,Petén.UniversidaddeSanCarlosdeGuatemala,Guatemala.)
- http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/06/06_3844.pdf.
- García Gil, G., Palacio Prieto, J. L., y Ortiz Pérez, M. A. 2002. Reconocimiento geomorfológico e hidrográfico de la Reserva de la Biosfera Calakmul, México. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, 48, 2002, 7-23
- García-Anleu R., & J. Radachowsky. 2004. Ecological evaluation of the Mirador-Rio Azul National Park. Wildlife Conservation Society – Report.
- García-Anleu, R., Kelly, M. J., Meerman, J., Nipko, R. B., Holcombe, B., McPhail, D., Ponce-Santizo, G., McNab, R. B., Radachowsky, J., Ramos, V. H., & Polisar, J. 2020. Short-tail jaguar: The need for transboundary collaboration across the Maya Forest. *Cat News*, 71, 38-40.
- Martínez, Yol Poksical Mónica Reyes. 2008. Caracterización a múltiples escalas espaciales de dormideros del zopilote rey, *Sarcoramphus papa*, en el sur de la Península de Yucatán. Diss. El Colegio de la Frontera Sur.
- Moreira-Ramírez, J.F.. 2009. Patrones diarios de actividad, composición, tamaño y abundancia relativa de manadas de jabalí *Tayassu pecari* (Link, 1795), en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, Petén, Guatemala. Tesis de Licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- Moreira-Ramírez, J.F., R. Reyna-Hurtado, M. Hidalgo-Mihart, E. Naranjo, M. C. Ribeiro, R. García-Anleu, M.

- Mérida y G. Ponce-Santizo. 2016. Importance of water-holes for white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the Selva Maya, Guatemala. *Therya* 7:51-64.
- Moreira-Ramírez, J.F, Rafael Reyna-Hurtado, Mircea Hidalgo-Mihart, Eduardo J. Naranjo, Milton C. Ribeiro, Rony García-Anleu, Roan B. McNab, Jeremy Radachowsky, Melvin Mérida, Gabriela Ponce-Santizo, Nery Solís, Víctor Hugo Ramos, Khiavett Sánchez, Cecar Tot y Edín López. 2019. Estado de conservación de dos ungulados sociales en Guatemala: pecarí de labios blancos y pecarí de collar. En: Perspectivas de investigación sobre los mamíferos silvestres de Guatemala, C. Kraker, A. P. Calderón y A. A. Cabrera (Eds.). Ciudad de Guatemala, Guatemala: Asociación Guatemalteca de Mastozoólogos, pp. 75-96. ISBN: 978-9929-726-33-8 (digital).
- Pérez-Cortez S., Enríquez P.L., Sima-Panti D., Reyna-Hurtado R., Naranjo E.J. 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83: 753-761.
- Reyna-Hurtado, R. 2007. Social ecology of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the Calakmul forest, Mexico. PhD Dissertation, Department of Wildlife Ecology and Conservation, University of Florida, Gainesville, FL. US Pp 132.
- Reyna-Hurtado, R., E. Rojas-Flores, and G. W. Tanner. 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccary groups (*Tayassu pecari*) in a seasonal tropical forest of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199-1209
- Reyna-Hurtado, R., G. O'Farrill, D. Sima, M. Andrade, A. Padilla y L. Sosa. 2010. Las aguadas de Calakmul, reservorios de fauna Silvestre y de la riqueza natural de México. *Biodiversitas*.
- Reyna-Hurtado, R., C. A. Chapman, S. Calme and E. Pederesen. 2012. Searching in heterogeneous environments: foraging strategies in the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*). *Journal of Mammalogy* 93:124-133.
- Reyna-Hurtado, R., García-Anleu, R., y García, M. J. 2015. Protocolo de Monitoreo de Vertebrados en Cuerpos de Agua de la Selva Maya. ECOSUR, Reserva de Biosfera Calakmul, WCS, CECON-USAC, y GIZ.
- Reyna-Hurtado, R., M. Sanvicente-López, J. Pérez-Flores, N. Carrillo-Reyna and Sophie Calmé. 2016. Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest. *Therya* 7(2)271-276.
- Reyna-Hurtado, R., D. Sima-Pantí, M. Andrade, A. Padilla, O. Retana-Guaiscon, K. Sánchez-Pinzón, W. Martínez, N. Meyer, J. F. Moreira-Ramírez, N. Carrillo-Reyna, C. M. Rivero-Hernández, I. Serrano Mac-Gregor, S. Calme and N. Arias-Domínguez. 2019. Tapir population patterns under the disappearance of free-standing water. *THERYA*, vol. 10, no 3, p. 353.
- Sánchez-Pinzón, K., Reyna-Hurtado, R., Naranjo, E. J., & Keuroghlian, A. 2020. Peccaries and their relationship with water availability and their predators in Calakmul, México. *THERYA*, 11(2) 213-220
- Sandoval, M. A. 2020. Caracterización del patrón de actividad del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en aguadas del Biotopo Protegido Dos Lagunas, Reserva de Biosfera Maya (Tesis licenciatura). Guatemala. Universidad de San Carlos de Guatemala. <https://biblioteca-farmacia.usac.edu.gt/Tesis/B303.pdf>
- Sandoval-Serés, E., R. Reyna-Hurtado, M. Briceño-Méndez y R. de la Cerda-Vega. 2016. Pond use and relative abundance of *Tapirus bairdii* in the Calakmul region, Campeche, Mexico. *Therya* 7:39-50.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SE-MARNAT-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 la Federación, 30 de diciembre de 2010: 1-56.
- Sirin, J. E. B. (2020). Sitios de importancia para la conservación de especies cinegéticas en dos biotopos protegidos de la Reserva de la Biosfera Maya (Informe EDC). Universidad de San Carlos de Guatemala, Escuela de Biología-CECON.
- Slater, K. Y. 2020. Biodiversity Monitoring in the Calakmul Biosphere Reserve 2014-2019: Results pertaining to prolonged drought, disappearing aguadas and the associated impact on fauna. Operation Wallacea. <https://bit.ly/3wGpU0W>



Detección de zonas inactivas en una olla metalúrgica

Deteccion of inactive zones in a metallurgical ladle

Gerardo Aguilar-Ávila, Gildardo Solorio Díaz, Alicia Aguilar-Corona*

Para citar este artículo: Gerardo Aguilar-Ávila, Gildardo Solorio Díaz, Alicia Aguilar-Corona, 2022. Detección de zonas inactivas en una olla metalúrgica. Ciencia Nicolaita no. 84, 81-87. DOI: <https://doi.org/10.35830/cn.vi84.585>

Historial del artículo:



Recibido: 5 de noviembre de 2021

Aceptado: 19 de febrero de 2022

Publicado en línea: mayo de 2022



Ver material suplementario



Correspondencia de autor: alicia.aguilar@umich.mx



Términos y condiciones de uso: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/privacy>



Envíe su manuscrito a esta revista: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/about/submissions>

Detección de zonas inactivas en una olla metalúrgica

Deteccion of inactive zones in a metallurgical ladle

Gerardo Aguilar-Ávila, Gildardo Solorio Díaz, Alicia Aguilar-Corona*

Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán 58030, México.

Resumen

La agitación del acero fundido en la olla metalúrgica durante el proceso de refinado secundario es importante ya que asegura la correcta homogeneización de la composición química y térmica del producto. En este trabajo, la simulación física de la agitación de una olla metalúrgica utilizando un modelo de agua es realizada. Se utilizan dos técnicas de análisis de fluidos para determinar las zonas inactivas o menos agitadas en la olla; la técnica de colorimetría y la técnica de velocimetría de imágenes por partículas (PIV - Particle Image Velocimetry). La primera permite un análisis global del movimiento del líquido en la olla y la segunda determina de forma local el campo de velocidades dentro de la olla. A partir de esta información se pueden proponer configuraciones de inyectores de aire que promuevan un mejor mezclado y disminuyan las zonas de baja agitación.

Palabras clave: olla metalúrgica, agitación, PIV, colorimetría, simulación física, acero.

Abstract

The stirring of molten steel during the secondary refining step of metallurgical processes is important because it ensures the correct homogenization of the chemical and thermal composition. In this work, a water model of the gas - stirred ladle is studied, using the porous plug configuration used in the industrial prototype. Two fluid analysis techniques are used to determine the inactive or less agitated zones; the colorimetry technique and the particle imaging velocimetry technique (PIV). The former allows a global analysis of the movement of the liquid in the ladle, and the latter analyzes the air injection plane and the center of the ladle. The identification of the inactive zones will allow for the design of different porous plug configurations that enhance mixing and preclude the appearance of zones of low agitation.

Keywords: metallurgical ladle, stirring, PIV, colorimetry, physics simulation, steel.

1. Introducción

El acero es actualmente uno de los materiales más usados en diversos campos de la ingeniería en todo el mundo y muchas industrias como la automotriz, de la construcción, la militar e incluso la alimentaria, dependen de los productos de este material. Y es debido a las exigencias del mercado actual y a la competitividad que la calidad de los productos de acero ha ido en aumento con el pasar del tiempo, llegando a desarrollarse métodos más eficientes para su fabricación.

La producción del acero (ver Figura 1) comienza con la fundición de chatarra, fundente y ferroaleaciones en un horno básico o de arco eléctrico. Posteriormente, el acero líquido es transportado a la olla metalúrgica, donde se ajusta y homogeneiza la composición química y térmica del producto final. Enseguida, el acero es vaciado a un distribuidor que lo reparte hacia los moldes. Finalmente, este producto es sometido a un proceso de enfriamiento para ser cortado y almacenado.

Este estudio está enfocado en la olla metalúrgica, la cual tiene un papel muy importante ya que la calidad del acero obtenido depende de esta etapa. La olla contiene el producto de la fundición del horno y es en este recipiente donde se uniformiza la composición del acero líquido por medio de la agitación, usando argón para este fin. El argón es inyectado por el fondo de la olla, durante su ascenso son desarrollados fenómenos térmicos y turbulentos que repercuten directamente en la calidad del producto. Un proceso de agitación ineficiente puede conducir a defectos como un alto número de inclusiones o la infiltración de escoria dentro del baño metálico, los cuales son responsables del mal desempeño del material. El estudio de este fenómeno en planta es difícil por las altas temperaturas y los gastos de operación involucrados, por ello la modelación física ha sido una herramienta muy

útil en la ingeniería ya que permite reproducir y entender los fenómenos que se llevan a cabo en los procesos de manera eficiente, realista y sobre todo a un bajo costo. Debido a los avances tecnológicos en los campos de la modelación, los estudios de los procesos en ingeniería alrededor del mundo se han incrementado en los últimos años en un afán de obtener productos de mejor calidad.

En particular, la modelación de los procesos metalúrgicos de la olla ha ayudado a la comprensión del comportamiento dinámico del acero en las operaciones de refinación, por lo que estudios como los de Conejo *et al.*, 2013, Terrazas y Conejo 2015, González *et al.*, 2018 han adoptado esta metodología de trabajo usando ollas a diferentes escalas. Calderón *et al.* (2019) determinan que la calidad del mezclado del acero está relacionada directamente con la energía de agitación producida por el gas argón en la olla. Estudios como los de Conejo *et al.* (2016) y Maldonado *et al.* (2011) han concluido que los arreglos con un tapón excéntrico lo más cercano a la pared ofrece el mejor mezclado. Esto podría deberse a una menor pérdida de energía debido a la menor resistencia que presenta el volumen de fluido al momento del ascenso de la pluma de gas y a que el recorrido del gas se da a través de toda la olla. Otra variable que es de suma importancia para el proceso y que tiene un gran efecto sobre el mezclado en la olla es el flujo de gas argón (Liu *et al.*, 2019, Gómez *et al.* 2018, Terrazas y Conejo 2015). En la industria, esta variable es seleccionada en base al tipo de operación que se desea realizar, por ejemplo, para la agitación y procesos como la desulfuración se agita intensamente, mientras que para la homogenización térmica o la flotación de inclusiones se usan flujos de argón más bajos.

En este trabajo se determinan las zonas de baja agitación en un modelo de olla metalúrgica, la cual está diseñada a partir de una olla actualmente en fun-

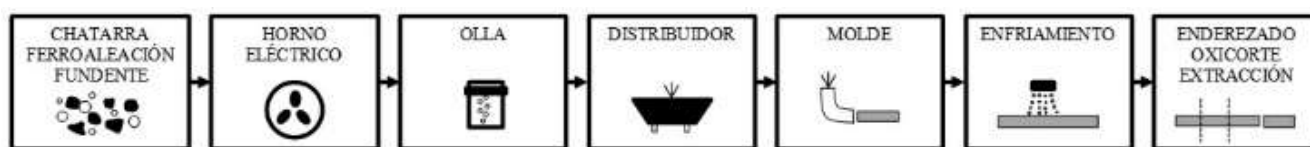


Figura 1. Diagrama del proceso de fabricación del acero.

cionamiento de una empresa siderúrgica de 135 toneladas. La agitación es producida por la inyección de aire por una tobera colocada en el fondo de la olla y cercana a la pared. Este arreglo es uno de los más utilizados en la producción de acero y por ello ha sido elegido para este estudio. La técnica de colorimetría es utilizada para determinar las zonas de más baja agitación en el recipiente en general y la técnica de velocimetría de partículas por imágenes nos permite determinar el campo de velocidades en un plano que en este caso corresponde al plano de inyección del aire.

TABLA 1
Propiedades físicas de los fluidos. Tomado de Calderón-Ramos *et al.* (2013).

	ρ (kgm ⁻³)	μ (kg s ⁻¹ m ⁻¹)	ν (m ² s ⁻¹)
Agua 20°C	998	0.00089	8.90×10^{-7}
Acero 1600°C	7010	0.0062	8.86×10^{-7}
Aire 20°C	1.225	1.825×10^{-5}	1.51×10^{-5}
Argón 20°C	1.6	2.1×10^{-5}	1.31×10^{-5}

2. Metodología

Para poder utilizar el agua y aire como fluidos de trabajo en lugar de acero y argón para la simulación física se requiere que el fluido dentro del reactor satisfaga, para este caso en específico, los criterios de similitud geométrica y similitud dinámica (González, 2008). La similitud geométrica se cumple cuando entre el modelo real y el prototipo existe una relación constante entre todas las longitudes del sistema. La similitud dinámica corresponde a la similitud de fuerzas. Dos sistemas presentan similitud dinámica cuando las magnitudes de las fuerzas en puntos y tiempos correspondientes en cada sistema se encuentran en relación fija. Estas fuerzas incluyen energías concentradas, distribuidas y momentos. Si las razones de combinaciones de estas fuerzas son idénticas para los dos sistemas, se dice que son dinámicamente similares respecto a las fuerzas involucradas. Las fuerzas inerciales y las de flotación son las que gobiernan el

comportamiento del flujo en la olla metalúrgica. El número adimensional que relaciona estas dos fuerzas es el número de Froude modificado. Este número está representado por $Fr_m = \rho_g u^2 / (\rho_l - \rho_g) g L$, donde ρ corresponde a la densidad del gas (g) y del líquido (l) y u es la velocidad del fluido. Las propiedades físicas de los fluidos involucrados se encuentran en la Tabla 1, donde μ es viscosidad dinámica y ν viscosidad cinemática. La viscosidad cinemática es similar entre los valores de agua—acero y aire—argón. El número de Froude con respecto al modelo y prototipo varían en menos de un 1% a un flujo volumétrico de 4.9 l/min.

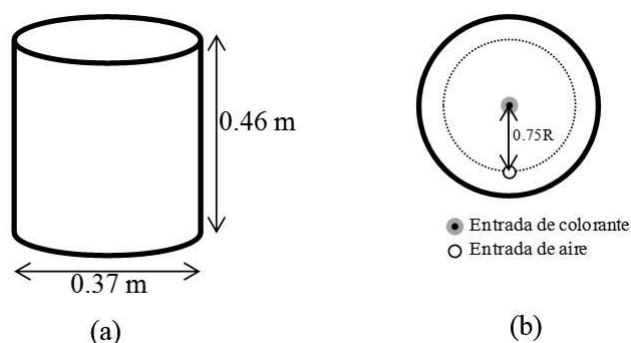


Figura 2. Esquema de la olla utilizada a) vista lateral y b) vista superior.

En la Figura 2 se muestra el diagrama del equipo experimental. Este consiste de una olla de acrílico cuyas dimensiones son de 0.37 m de diámetro y 0.46 m de altura. En el centro de la base de la olla se inyecta el colorante y la inyección del aire se realiza cerca de la pared a una distancia de 0.14 m a partir del centro de la base (equivalente a 0.75 veces el radio, R).

Para determinar la fluido-dinámica en la olla se realizan pruebas de colorimetría. Estas pruebas consisten en llenar la olla con agua e introducir el aire a una presión constante hasta asegurar un patrón de flujo estable. Una vez llegado a este estado, una mezcla a base de colorante vegetal rojo con una concentración de 35 g/l se inyecta por el centro de la base de la olla. Posteriormente, el colorante se dispersa por el contenedor. Series de imágenes son obtenidas para determinar la actividad del flujo en la olla. Esta técnica permite determinar las zonas de baja agitación en el volumen total de la olla.

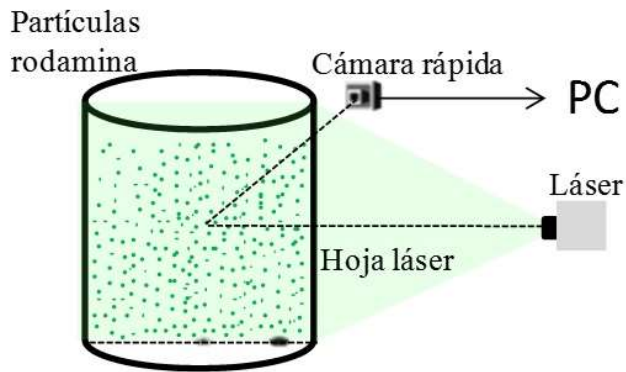


Figura 3. Técnica de velocimetría por imágenes de partículas.

La técnica de velocimetría por imágenes de partículas (PIV) es mostrada en la Figura 3. Esta es una técnica no intrusiva que permite determinar la velocidad instantánea del fluido, de forma indirecta, por medio de partículas de rodamina que son agregadas a la olla. La característica principal de estas partículas es tener un número muy pequeño de Stokes, lo cual asegura que reproduzcan el movimiento del fluido. Un láser

ilumina en forma vertical el plano que pasa por el centro de la olla y por el punto de inyección de aire. Este plano es elegido debido a que es en donde el aire transfiere la mayor cantidad de movimiento al líquido y por lo tanto se produce la mayor agitación de la olla. La iluminación del láser provoca que las partículas dispersen la luz, siendo esta captada por una cámara de alta velocidad a diferentes tiempos. De esta forma se determina la posición de las partículas con respecto al tiempo y subsecuentemente la velocidad del líquido en la olla.

3. Resultados

En la Figura 4 se muestra la evolución del colorante desde dos vistas: frontal y lateral. En la vista frontal la entrada del colorante está alineada con la entrada del aire, mientras que en la vista lateral la entrada del colorante y del aire están en el centro y a la derecha de la imagen respectivamente. En la vista frontal, al inicio se observa el ascenso del colorante por la parte cen-

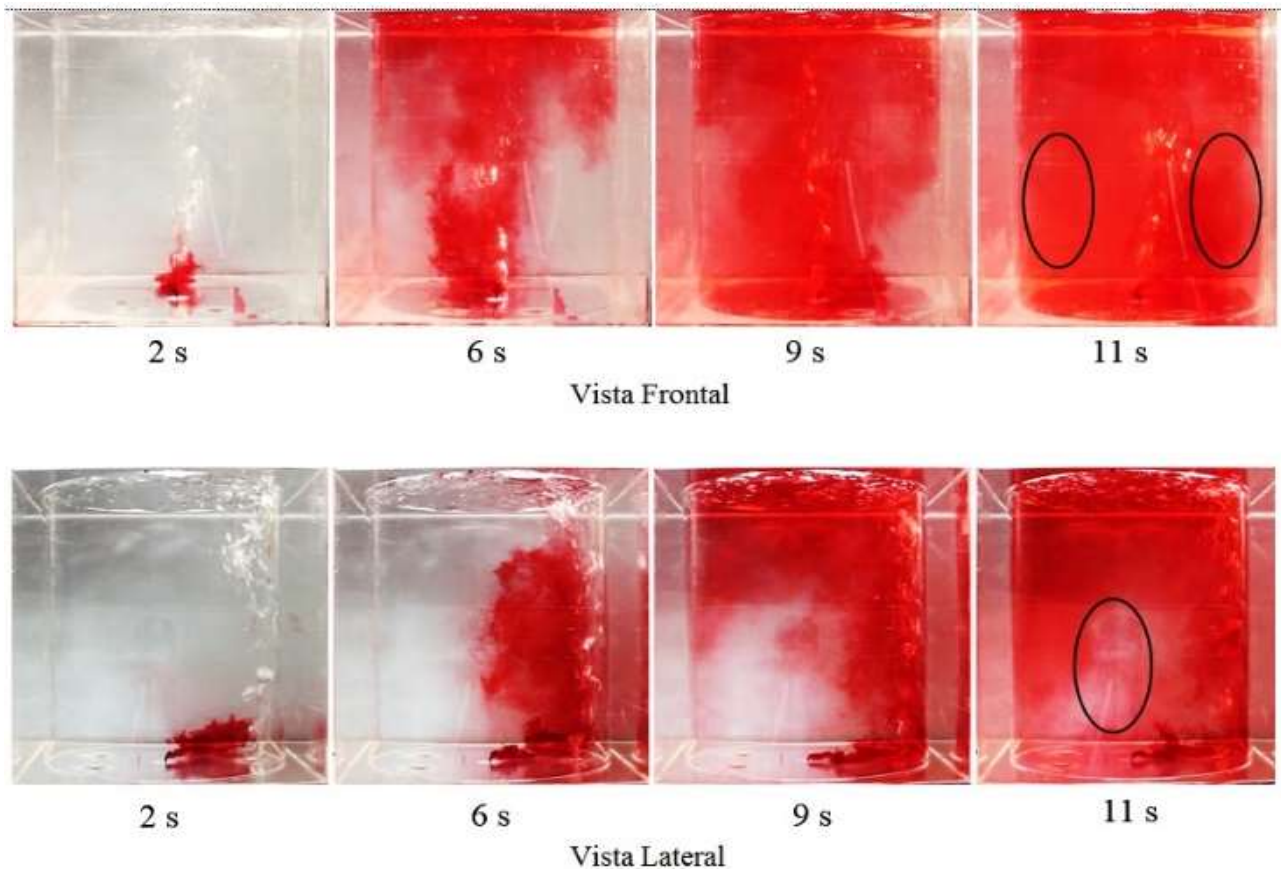


Figura 4. Vista frontal y lateral del trazador de flujo a diferentes tiempos. Las zonas ovaladas representan las zonas de menor actividad observada.

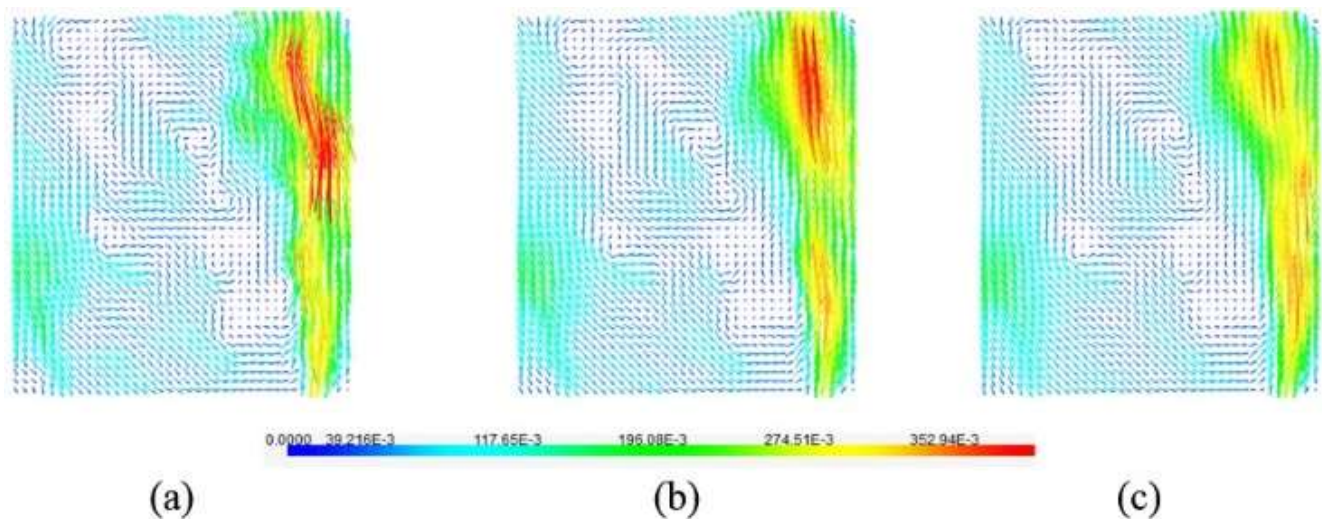


Figura 5. Campo de velocidades promediado (ms^{-1}) a) 0.4 s, b) 0.8 s y c) 1.3 s.

tral de la olla. Una vez que la corriente llega a la superficie, el flujo se divide en dos vertientes diametralmente opuestas dejando menor actividad en la zona marcada en la figura. Finalmente, a los 11 segundos la totalidad de la olla ya ha sido cubierta por el colorante rojo. Concerniente a la vista lateral, tomando los mismos tiempos que la vista frontal, se observa que al inicio el colorante reptaba hacia el flujo de aire. El colorante es arrastrado hacia la superficie por la agitación provocada por el flujo del aire. El flujo del colorante es llevado por un movimiento envolvente que lo transporta a la pared diametralmente opuesta. En este caso se observa que la zona marcada corresponde una

zona de baja actividad, la cual a los 11 segundos aún no ha sido cubierta por el colorante como sucedió en la vista frontal.

El campo de velocidades fue determinado utilizando la técnica de velocimetría por imágenes de partículas. El campo de velocidades promediadas a diferentes tiempos se muestra en la Figura 5. Las más altas magnitudes de las velocidades del líquido, para todos los casos, se encuentran alrededor de la entrada del flujo del aire, al llegar a la superficie la corriente del líquido con mayor velocidad abre la superficie, efecto indeseable en la producción del acero ya que provoca la oxidación de éste. Con el fin de simular la capa de

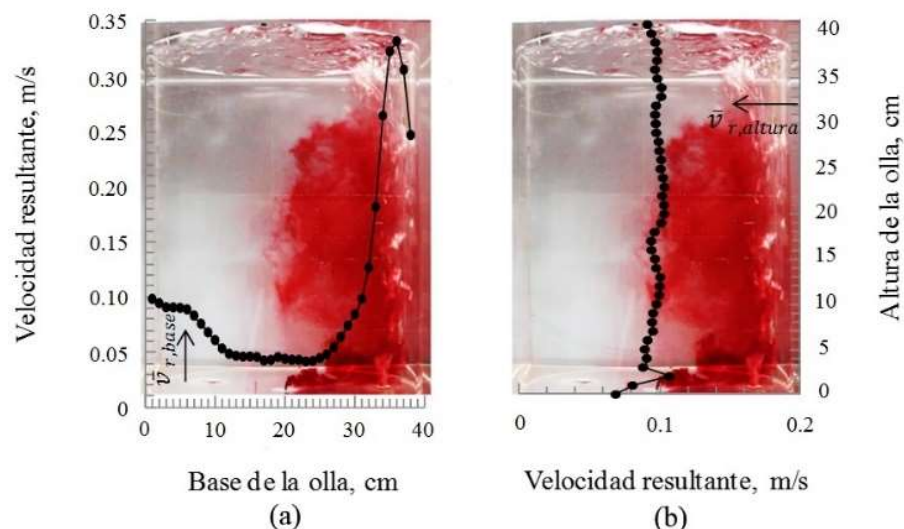


Figura 6. Promedio de las velocidades resultantes a) $\bar{v}_{r,base}$ con respecto base de la olla, b) $\bar{v}_{r,altura}$ con respecto a la altura de la olla.



escoria en este trabajo, se coloca una capa de aceite de 2 cm de espesor. El flujo que no choca con la superficie se desvía promoviendo la agitación de la olla. Las velocidades más bajas son localizadas en la parte central de la olla. En la Figura 6 se muestra la gráfica del promedio de las velocidades resultantes con respecto a la base de la olla $\bar{v}_{r,base}$ y con respecto a la altura $\bar{v}_{r,altura}$.

Para el caso de $\bar{v}_{r,base}$ se tiene que las velocidades de mayor magnitud se encuentran en las líneas de entrada del flujo de aire. La zona que se encuentra en el centro de la olla es la que presenta la zona de inactividad más grande. Con respecto a $\bar{v}_{r,altura}$ se observa un comportamiento muy similar a lo largo de la olla. Esto parte del hecho que en esta dirección la velocidad es positiva a la derecha y negativa a la izquierda, lo que produce este efecto.

4. Conclusiones

En este trabajo el caso de estudio es una olla metalúrgica de 135 toneladas. Se manufactura un modelo de acrílico a escala a 1:7 y se establecen las similitudes geométricas y dinámicas a cumplir. Se determina que son las fuerzas inerciales y las fuerzas de flotación quienes controlan el proceso. Se verifica que la viscosidad cinemática del agua-aire y acero – argón son del mismo orden de magnitud lo que permite utilizar el agua y el aire en el modelaje físico. Técnicas de colorimetría y de velocimetría de imágenes por partículas son utilizadas para determinar las zonas de menor actividad con respecto a la agitación. Estas zonas se encuentran en el centro de la olla. A partir de esta información se pueden formular diseños de toberas o tapones que mejoren la agitación en esta zona para obtener acero de mayor calidad.

Agradecimientos

Los autores GAA, GSD y AAC agradecen el financiamiento de la Coordinación de la Investigación Científica de la UMSNH.

Referencias bibliográficas

- Calderón-Hurtado, F. A., Morales Dávila, R., Chattopadhyay, K., & García-Hernández, S. 2019. "Fluid Flow Turbulence in the Proximities of the Metal-Slag Interface in Ladle Stirring Operations". *Metals*, 9(2). <https://doi.org/10.3390/met9020192>
- Calderón-Ramos, I., de Jesús Barreto, J., & García-Hernández, S. (2013). "Physical and Mathematical Modelling of Liquid Steel Fluidynamics in a Billet Caster". *ISIJ international*, 53 (5). <https://bit.ly/3qPZmbz>
- Conejo, A. N., Kitamura, S., Maruoka, N., & Kim, S. J. (2013). "Effects of top layer, nozzle arrangement, and gas flow rate on mixing time in agitated ladles by bottom gas injection". *Metallurgical and Materials Transactions B*, 44(4). <https://bit.ly/3uZN8yD>
- Gómez, A. S., Conejo, A. N., & Zenit, R. 2018. "Effect of separation angle and nozzle radial position on mixing time in ladles with two nozzles". *Journal of Applied Fluid Mechanics*, 11 (1). <https://bit.ly/3NBuwNR>
- Renato González Bernal. 2008. Modelación Física de la Agitación del Acero Líquido Dentro del Horno Olla. *Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*. Tesis de Maestría en Ciencias en Ingeniería Mecánica.
- González-Bernal, R., Solorio-Díaz, G., Ramos-Banderas, A., Torres-Alonso, E., Hernández-Bocanegra, C. A., & Zenit, R. 2018. "Effect of the Fluid-Dynamic Structure on the Mixing Time of a Ladle Furnace". *Steel research international*, 89 (2), 1700281. <https://doi.org/10.1002/srin.201700281>
- Liu, Y., Bai, H., Liu, H., Ersson, M., Jönsson, P. G., & Gan, Y. 2019. "Physical and Numerical Modelling on the Mixing Condition in a 50 t Ladle". *Metals*, 9 (11). <https://doi.org/10.3390/met9111136>
- Maldonado-Parra, F. D., Ramírez-Argáez, M. A., Conejo, A. N., & González, C. 2011. "Effect of both radial position and number of porous plugs on chemical and thermal mixing in an industrial ladle involving two phase flow". *ISIJ international*, 51 (7). <https://doi.org/10.2355/isijinternational.51.1110>
- Terrazas, M. S. C., & Conejo, A. N. 2015. "Effect of nozzle diameter on mixing time during bottom-gas injection in metallurgical ladles". *Metallurgical and Materials Transactions B*, 46 (2). <https://bit.ly/3LrD0Fb>

Página legal y créditos

Ciencia Nicolaita 84, año 30, abril-mayo de 2022, es una publicación cuatrimestral editada por la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, con domicilio en Edificio C-2, Ciudad Universitaria, C. P. 58030, Morelia, Michoacán. Tel. +52 (443) 327 2366, (443) 316 7436 (443) 322 3500 EXT. 4112. Correo electrónico: ciencianicolaita.publicaciones@umich.mx. Página web: <https://www.cic.cn.umich.mx/cn>. Editor responsable: Pedro Corona Chávez. ISSN: 2007 7068 gestionado ante el Instituto Nacional de Derechos de Autor, Registro Latindex No. 21693. Responsable de la última actualización de este número: Hugo Cesar Guzmán Rivera, fecha de última modificación: 9 de febrero de 2022.

Ciencia Nicolaita 84 fue formada y preparada para su versión electrónica, en el Departamento Editorial de la Coordinación de Investigación Científica. Edificio C-2, Ciudad Universitaria, Morelia. Revisión de estilo Cesar Eduardo Gallardo Arciga Morelia, Mich. cesarnucleoarte@gmail.com

Fotografía de la portada: Climate-change-global-warming-environmental-day-concept-burning-leaf-land-cracked-earth-metaphor-drought-green-image116816412. ID 116816412 © Nitsuki | Dreamstime.com.

Derechos de uso

Se permite la reproducción, publicación, transmisión, difusión en cualquier modo o medio de cualquier parte del material contenido en el archivo (únicamente texto sin imágenes) sin alterar o modificar el original, con fines de referencia y/o reproducción, académicos o educacionales, con excepción de los personales o comerciales, citando la fuente de referencia y otorgando el crédito correspondiente al autor y al editor.

Sitio web implementado por el equipo de la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo sobre la plataforma OJS3/PKP