



**Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo, A.C.**

**GASTERÓPODOS CONTINENTALES COMO INDICADORES
AMBIENTALES DE MODIFICACIÓN ANTROPOGÉNICA AL
SUR DE SINALOA Y EN EL MUNICIPIO DE MAZATLÁN**

Por:

Laura Regina Alvarez Cerrillo

TESIS APROBADA POR LA

COORDINACIÓN DE ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL

Como requisito parcial para obtener el grado de

DOCTORA EN CIENCIAS

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Laura Regina Alvarez Cerrillo, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctora en Ciencias.



Dr. Miguel Betancourt Lozano
Director de tesis



Dra. Victoria Araiza Gómez
Co-directora de tesis



Dra. Beatriz Yáñez Rivera
Integrante del comité de tesis



Dr. Arturo Ruiz Luna
Integrante del comité de tesis



Dr. Francisco Neptalí Morales Serna
Integrante del comité de tesis

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis "Gasterópodos Continentales como Indicadores Ambientales de Modificación Antropogénica al Sur de Sinaloa y en el Municipio de Mazatlán" es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial de la autora Laura Regina Alvarez Cerrillo, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del director(a) de tesis.



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
ALIMENTACIÓN Y DESARROLLO, A.C.
Coordinación de Programas Académicos

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Graciela Caire Juvera", is written over a horizontal line.

Dra. Graciela Caire Juvera
Directora General

AGRADECIMIENTOS

Gracias al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCyT) por el apoyo prestado durante el posgrado (Beca de posgrado No. Ref. 695549).

Agradezco al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Subsede Mazatlán. En especial a su admirable Coordinadora de Posgrado: Luz Estela Rodríguez Ibarra, por fungir ejemplar y admirablemente, atenta a toda circunstancia. ¡Gracias por todo el apoyo Estela!

Agradezco las circunstancias que hicieron posible este proyecto con caracoles, el cual no tuvo un financiamiento propio y fue derivado principalmente del presupuesto de la Doctorante, así como de los directores y asesores. El CIAD proporcionó vehículos oficiales para utilizar en las salidas al campo del cuarto capítulo de esta tesis, también Bety Yáñez y Miguel Betancourt prestaron sus vehículos.

A mi familia, por su apoyo incondicional, gracias a: Guille 母, Abraham 父, Marcis, Hans, Emilius y Mija. A: Belem, Bety, Ashly, Iker, Gustavo, Tía Hortensia, Tía Lupis, Tío Chava, Tío Adán, Ceci, (M)Alicia, Mago, Félix, Alanis, Angelito, Luisillo.

A mi Comité de Tesis, infinitas gracias, por agilizar todo y darme luces verdes, por enseñarme lo que me gusta de mí y lo que no, por lo que me gusta de las prácticas humanas en la Ciencia y Academia y por dejarme elegir entre lo que me gusta y no me gusta:

Victoria Araiza Gómez (mi Directora constante a la distancia y en la cercanía). Beatriz Yáñez Rivera (mi Directora no oficial, pero con su práctica lo fue, me ayudó a poder terminar el primer manuscrito de este Proyecto para que pudiera someter en tiempo límite mi Candidatura a Doctorante y siempre continuó atenta en campo y toda actividad).

Arturo Ruiz Luna, sin palabras, usted sabe lo agradecida que estoy y con todo el LAMA. Francisco Neptalí Morales Serna, quien fue mi inicial director oficial en el CIAD, me guió cerca de 1.5 años y pasó a Sinodal con su cambio de adscripción. Por agilizar todo trámite y revisiones, eternamente agradecida. Miguel Betancourt Lozano: g r a c i a s.

Mis más profundos agradecimientos a Arturo Ruiz Luna por adoptarme en el Laboratorio de Manejo Ambiental (LAMA) y procurarme un espacio y ambiente laboral ameno que contribuyó mucho a mi sanidad mental durante el quinto año de mi Proyecto. Y también a sus colaboradores estrella y estimados colegas míos, por su amistad y retroalimentación en tiempo real: Aimée Lucrecia Cervantes, Abril Montijo, Miguel Ángel, Daniela Arvizu y Rafa (Rafael) Hernández en su sabático y Joanna.

A Alberto Durán, por su apoyo constante para tener internet en el CIAD y mandar a imprimir documentos relacionados con mis manuscritos o tesis.

A Héctor Galindo por sus prontas respuestas, revisar este escrito y ayudar a mejorar su formato, y muchos otros trámites durante todo mi Posgrado. Así como a los administradores de todos los trámites del CIAD, gracias.

Por sus aportaciones al avance de mi tesis: a Viridiana Lizardo Briseño, y Lilith, por su apoyo y fortaleza con QGIS, para llevar que pudiera realizar con su guía el cálculo de distancias a los centroides de los polígonos de agricultura, asentamientos humanos y agua; utilizados para incorporar la escala cuantitativa a la cualitativa del Capítulo 3. ¡Gracias Viri! Por tu constante apoyo y ejemplo.

A Bety Yáñez, por ayudarme con el desarrollo de la prueba de poder en R que le dio sustento estadístico al diseño de muestreo en el DR111 con los datos de los muestreos previos.

A José Luis “pacman” por ahorrarme 3 meses de trabajo en unas horas que probé en R el test LefSE y comprendió que por la magnitud de mis datos el análisis no aplicaba. También, por ayudarme a saltar la barrera mental y recordarme que hay otros softwares y alternativas.

A Miguel Ángel Sánchez Rodríguez, por elaborar el mapa con toda la simbología y presentación para el Manuscrito II sometido a *Biotropica*.

A Cristian Alberto Guevara Pastrano (del Armadillo), mi único pupilo directo, por voluntariado durante un mes, era estudiante de Nanotecnología de la UPSIN; me ayudó con la revisión de mis morfotipos y aprendió a identificar las especies dominantes de mis muestras, lo que agilizó la actualización de mis datos. Gracias a Samuel Liévanos por recomendarnos mutuamente.

A Roberto Toledo Arturo, que fue/es pupilo de Victoria y me ayudó unos días a identificar muestras en la ENCB-IPN, entre ellos confirmó a *Allopeas gracile*.

A todo voluntario que contribuyó, a mis guías locales en campo: Juan Fernando Pío León, Elota. Maleny Lizárraga Rojas, Siqueros. Francisco Farriols Estrada (Pacow), Paco's Reserva de Flora y Fauna. Víctor Huicholo y Guillermo Otero, Concordia.

A todos los voluntarios que me ayudaron en campo buscando caracoles, ofrendando sangre a las zancudas y garrapatas y disfrutando de las maravillas de la naturaleza: Nicolle Lizárraga Rojas, José Zatarain Lizárraga, Pedro Lizárraga, Giselle Chávez, Martha Chapa, Yosahandy, Neptalí Morales, Guillermo Otero, Diana Teresa, Ponchow (Alfonso Cruz), Pacow, Paco Farriols, Diego Barrales.

A todos los voluntarios que me ayudaron a buscar caracoles continentales, principalmente terrestres, durante las salidas preliminares y las diseñadas, en el Distrito de Riego 111 (DR111), 2021-2022: Bety Yáñez Rivera, Miguel Betancourt, Arturo Ruiz Luna, Génesis Daniela Cruz, José Huichapan, Mariana Ceceña, MaJo (María José Soto), Karl Edward Velázquez Ornelas, Beatriz (Bety) Ibarra, Anayeli Quintero y Yazmín Segura.

A quienes me apoyaron con ejemplares donados, algunos de los cuales implicaron nuevos registros para Sinaloa: Yazmín Segura García, Eber Barraza, José Lizárraga Rojas, Héctor Plasencia, Ana Puello, Arturo Ruiz Luna, Rodolfo Ramos (Rodow), Citlallic Pimentel y Albert van der Heiden.

Un agradecimiento especial a la ADVC Paco's Reserva de Flora y Fauna administrada por Francisco Farriols Sarabia, Diego Barrales Alcalá y Francisco Farriols Estrada. También a El Estero del Yugo, a cargo del CIAD Unidad Mazatlán, y a El Faro.

Por todo el apoyo físico, moral y apapachador, a mis mentores constantes: Brian Urbano, Etel Sánchez, Jazmín Deneb Ortigosa.

Por estar, en mis buenas y en mis malas: Aletsiano Namijin, Gris Pasteur, Jorge Reyna, Viri Acosta, Nidis-Nidis, Eder, Gélica, Lyn-jo, Luis Alberto Campos Reyes, David Jonathan Elizondo Garza, Christian Zoharariel, Génesis Daniela, Uriel Arreguín Rebolledo, Karl Edward, JuanMa Osuna Cabanillas, Martha Chapa, Victoria Araiza, Daniela Arvizu, Estela, David Pablos Boche, Che Zamora, Talpa Pardo, Itzel Zamora, Yamel, Norma Cázares, Rosario Sánchez (Chayin), Mariaelena Cabanillas, Ronny, Sianny.

A mis guardianes mágicos: Kali, Meguri, la Manada mágica (Rajazote, Kúrsula y Kreta) y a aquellos que brindaron perrotterapia y verdeterapia (todo un ejército de piñas, por ejemplo).

A mis musas: Guille, Gris Pasteur, Viri Acosta, Bety Yáñez, Cecilia Duarte, Nancy Saavedra, Leda

Garrido, Kazuko Nagao, Tokiyo Tanaka.

A mis amigos y compañeros del Laboratorio de Ecotoxicología: Bety (Beatriz) Ibarra, Ana Graciela. Y después a quienes me amenizaban la existencia en el cuarto año, Samuel Liévanos, Karla Luna, y las técnicas Gabita e Irma.

A diversos lugares que acudía a escribir un poco de este Proyecto:

Mazatlán: CIAD, A. C. Unidad Mazatlán; Laboratorio de Exotología, Laboratorio de Manejo Ambiental (LAMA).

Otros: Centro Multiversidad Valladolid, La Mulata, Via Condotti, Looney Bean, Café Propaganda/Sano Sana (ahora cerrado), Rico's Café, Essinti Café, Tótem, HelarteSano, X&O Board Café Game.

Ciudad de México: Laboratorio de Zoología, en la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (ENCB-IPN) en mi mes de estancia autopatrocinada.

Y a Mariana Ceceña, quien en campo me pidió le dedicara una página completa de agradecimientos en mi Tesis, debido a las vicisitudes que encontró en campo (entre ellas varias garrapatas). Aquí estoy, cumpliendo aquella promesa, ¡gracias Marianita! (P.D. y también por enseñarme con el ejemplo, obteniendo tu grado).

DEDICATORIA

A mi mamá, Guille

A mi papá, Abraham

A mis hermanos M, H, A y M

A Brian, Deneb y Etel

A Victoria Araiza, Bety Yáñez y

Arturo Ruiz

**A los caracoles que me encontré y me
encontraron, gracias**

**A todos aquellos que me ayudaron en
campo**

**A quienes me apoyaron en esta etapa de
mi vida**

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	3
AGRADECIMIENTOS	4
DEDICATORIA	8
CONTENIDO	9
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE CUADROS	12
RESUMEN	13
ABSTRACT	15
1. SINOPSIS	16
1.1. Justificación.....	18
1.2. Antecedentes.....	18
1.3. Hipótesis	21
1.4. Objetivo General.....	21
1.5. Objetivos Específicos	21
1.6. Sección Integradora del Trabajo.....	22
2. NON-NATIVE TERRESTRIAL SLUGS FROM SINALOA, MEXICO: <i>Deroceras laeve</i> (O. F. MÜLLER, 1774) AND <i>Sarasinula plebeia</i> (P. FISCHER, 1868) (MOLLUSCA, GASTROPODA)	23
3. USE OF CONTINENTAL GASTROPODS AS BIOINDICATORS OF HUMAN IMPACT IN A SUBTROPICAL REGION	37
4. COMUNIDAD DE GASTERÓPODOS TERRESTRES EN LOCALIDADES RURALES CON DIFERENTE IMPACTO HUMANO, EN EL DISTRITO DE RIEGO 111, RÍO PRESIDIO, SINALOA	68
4.1. Introducción.....	69
4.2. Materiales y Métodos	70
4.2.1. Área de Estudio.....	70
4.2.2. Muestras Exploratorias	71
4.2.3. Muestras Estandarizadas.....	71
4.2.4. Recolecciones	72
4.2.5. Cálculo de Impacto Humano para Localidades Rurales	73
4.2.6. Análisis Ecológicos y Cualidades de las Especies en la Comunidad de Gasterópodos Terrestres	75
4.2.7. Análisis Estadísticos	77
4.3. Resultados y Discusión.....	77
4.4. Conclusiones.....	85
4.5. Referencias	86

CONTENIDO (continuación)

5. DISCUSIÓN GENERAL	89
6. CONCLUSIÓN GENERAL	93
7. REFERENCIAS	94

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página	
1	<p>Área de estudio dentro del DR11, se abarcaron áreas circundantes a los diques II, III, IV y V; en un área donde el uso de suelo principal es agricultura y la vegetación predominante es selva baja caducifolia. Imagen basada en capas del Geoportal de la CONABIO (2021).....</p>	71
2	<p>Sitios de muestreo (72) en el Distrito de Riego 111 (DR111), en zona rural del municipio de Mazatlán al este y oeste del canal artificial de agua que conecta los Diques II a V.....</p>	72
3	<p>Zona de estudio con los 72 muestreos, cada pixel tiene resolución de 30*30m, selva en naranja, agricultura en amarillo, cuerpos de agua en azul y asentamientos humanos en rosa.....</p>	74
4	<p>Proporción de muestreos de acuerdo a la escala de impacto humano (IH) en el DR111. Los porcentajes se basan en la totalidad de muestreos de este capítulo (n=72).....</p>	78
5	<p>Riquezas totales por muestreo o número de especies recolectadas, según su impacto humano (IH). Entre paréntesis, número de muestras por categoría de IH.....</p>	80
6	<p>Parámetros ecológicos promedio (n=69 muestreos en el DR111), por categoría de impacto humano (bajo, moderado y alto): abundancia (n), riqueza (S), diversidad ($H'(\ln)$), uniformidad (J') y dominancia ($1-\lambda'$).....</p>	82
7	<p>Abundancias totales (n) según su impacto humano (IH: bajo, moderado, alto) de gasterópodos terrestres en el DR111. También se señala el origen, nicho, gremio, y sustrato de cada especie.....</p>	84

LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Escala semicuantitativa para estimar el impacto humano (HI) en zonas rurales. Con tres parámetros cualitativos y dos cuantitativos (distancia en m).	75
2	Estimadores ecológicos de la comunidad, definición y fórmula.....	76
3	Especies terrestres por abundancia y presencia según el factor de impacto humano (IH). En negritas se marcan las especies introducidas.....	79
4	Promedios y desviaciones estándar de los parámetros ecológicos calculados para cada categoría de impacto humano.....	80
5	Resultados de las pruebas no paramétricas, Kruskal-Wallis, para comparar los índices ecológicos según su categoría de impacto humano: bajo, moderado y alto. Grados de libertad (df)=2; *:p<0.05, diferencias significativas.....	81
6	Resultados de las pruebas post-hoc de Mann-Whitney, para la comparación de las tres categorías de impacto humano: bajo, moderado y alto, por cada índice ecológico. *:p<0.05, diferencias significativas.....	81

RESUMEN

Introducción: Los gasterópodos continentales (terrestres y dulceacuícolas) presentan alta variabilidad inter e intraespecífica y son susceptibles a cambios en el hábitat, lo que los hace potenciales bioindicadores de salud de los ecosistemas. Estos organismos son empleados como alimento, medicina, en ritos culturales y tienen importancia agrícola al convertirse en plagas. En Sinaloa, se han registrado 36 especies terrestres y cuatro dulceacuícolas nativas. El presente estudio genera información nueva de gasterópodos continentales: abundancia, riqueza, diversidad, uniformidad y dominancia de especies. También, aporta información que diferencia la distribución de los ejemplares recolectados, de acuerdo a localidades con diferente impacto antropogénico, para permitir su evaluación como potenciales bioindicadores. **Materiales y métodos:** Se recolectaron ejemplares de Mazatlán de junio 2019 a abril de 2022. Los ejemplares fueron identificados con base en sus características morfológicas y, en algunos casos, con datos moleculares. Además, se realizaron recolecciones en el Distrito de Riego 111 (DR111), Río Presidio, Mazatlán. Para explorar a estos organismos como bioindicadores, se desarrollaron y aplicaron dos escalas; una cualitativa (para áreas urbanas) y otra semicuantitativa (para áreas rurales). **Resultados:** Las especies más abundantes fueron: *Linisa richardsoni*, *Euglandina excavata*, *E. turris*, *Guillarmodia albersi* y *Orthalicus princeps*. Para el DR111 las especies más abundantes fueron *L. richardsoni*, *Drymaeus* sp. y *Zonitoides* sp. En general, se identificó mayor abundancia y riqueza de especies en localidades de bajo impacto humano, respecto a las de moderado y alto. **Discusión y conclusión:** El presente estudio registra por primera vez para Sinaloa los caracoles terrestres: *Allopeas gracile*, *Helicina* sp., *Praticolella mexicana* y *Zonitoides* sp.; las babosas terrestres: *Deroceras laeve* y *Sarasinula dubia*; y los caracoles dulceacuícolas: *Biomphalaria glabrata*, *Melanoides tuberculata*, *Physa* sp., *Pomacea* sp. y *Succinea* sp. Tres géneros se proponen como potenciales bioindicadores: *Helicina*, *Drymaeus* y *Orthalicus*, coinciden en áreas urbanas y rurales con sus hábitos especialistas y abundancias bajas respecto a otras especies; también, presentan mayor cantidad de ejemplares en zonas de bajo impacto humano respecto a las de moderado o alto impacto. En áreas rurales, los índices de abundancia, riqueza y diversidad presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los impactos humanos bajo-moderado y bajo-alto.

Palabras claves: gasterópodos terrestres, gasterópodos dulceacuícolas, babosas terrestres, diversidad, impacto antropogénico, bioindicadores, identificación con marcador molecular COI.

ABSTRACT

Introduction: Continental gastropods (terrestrial and freshwater) show high inter- and intraspecific variability and are susceptible to habitat changes, which makes them potential bioindicators of ecosystem health. These organisms are used as food, medicine, in cultural rituals and have agricultural importance when they become pests. In Sinaloa, 36 terrestrial species and four native freshwater species have been recorded. The present study generates new information on continental gastropods: abundance, richness, diversity, uniformity and dominance. It also provides information that differentiates the distribution of the specimens collected, according to localities with different anthropogenic impact, to allow their evaluation as potential bioindicators.

Materials and methods: Specimens were collected from Mazatlán from June 2019 to April 2022. Specimens were identified based on morphological characteristics and, in some cases, molecular data. In addition, collections were made in Distrito de Riego 111 (DR111), Río Presidio, Mazatlán. To explore these organisms as bioindicators, two scales were developed and applied; one qualitative (for urban areas) and one semi-quantitative (for rural areas).

Results: The most abundant species were: *Linisa richardsoni*, *Euglandina excavata*, *E. turris*, *Guillarmodia albersi* and *Orthalicus princeps*. For DR111, the most abundant species were *L. richardsoni*, *Drymaeus* sp. and *Zonitoides* sp. In general, greater abundance and species richness were identified in localities with low human impact, compared to those with moderate and high human impact.

Discussion and conclusion: The present study records for the first time for Sinaloa the terrestrial snails: *Allopeas gracile*, *Helicina* sp., *Praticolella mexicana* and *Zonitoides* sp.; the terrestrial slugs: *Deroceras laeve* and *Sarasinula dubia*; and the freshwater snails: *Biomphalaria glabrata*, *Melanoides tuberculata*, *Physa* sp, *Pomacea* sp. and *Succinea* sp. Three genera are proposed as potential bioindicators: *Helicina*, *Drymaeus* and *Orthalicus*, which coincide in urban and rural areas with their specialist habits and low abundances concerning other species; also, they present greater numbers of specimens in areas of low human impact with respect to those of moderate or high impact. In rural areas, the indices of abundance, richness and diversity showed significant differences ($p < 0.05$) between low-moderate and low-high human impact.

Key words: terrestrial gastropods, freshwater gastropods, terrestrial slugs, diversity, anthropogenic impact, bioindicators, identification with COI molecular marker.

1. SINOPSIS

Dentro del phylum Mollusca destaca la clase Gastropoda por ser la más diversa, con un estimado de entre 60,000 y 105,000 especies; habitando ambientes terrestres, dulceacuícolas y marinos; son los únicos dentro del phylum que pueden vivir en tierra firme (Campbell et al. 2001, Bouchet et al. 2005). La clase se encuentra dividida en cinco subclases (Ponder et al. 2020), de las cuales los gasterópodos continentales se encuentran en las subclases Neritimorpha, Caenogastropoda y Heterobranchia (Bouchet y Rocroi 2017). Los gasterópodos continentales incluyen a los dulceacuícolas, con aproximadamente 4,000 especies (Strong et al. 2008), y a los terrestres con cerca de 29,000 especies (Rosenberg et al. 2022). De las anteriores, cerca del 3.4% se distribuyen en México, lo cual corresponde aproximadamente a 1,184 especies pertenecientes a más de 40 familias (Naranjo-García 2014).

Los gasterópodos continentales desempeñan funciones importantes en los ecosistemas naturales, ayudan a recircular nutrientes, algunos son usados como monitores de contaminación ambiental e indicadores de conservación de los hábitats (Druart et al. 2011). Tienen importancia biológica y ecológica al influir en la dinámica de la biodiversidad y estabilidad ecosistémica; participan en las cadenas tróficas; son hospederos intermediarios y vectores de parásitos que afectan a cultivos agrícolas, actividades agropecuarias e inclusive al humano, ya que algunas especies llegan a causar problemas sanitarios, económicos y biológicos, principalmente en lugares con temperaturas cálidas y alta humedad durante todo el año (Cruz et al. 2002, Raut y Barker 2002, Venette y Larson 2004, Hudson et al. 2006, GISD 2010, Kim et al. 2014).

La biodiversidad de gasterópodos está influenciada por las actividades antropogénicas que modifican el ambiente (Rosin et al. 2017). Hay ejemplos donde la acción humana ha promovido la degradación del hábitat natural y la dispersión acelerada de especies a través de rutas de comercio humanas; modificando la distribución y diversidad de organismos como los gasterópodos (Horsák et al. 2009, Waki 2017). Otro factor principal es el cambio de uso de suelo, incrementado exponencialmente por el crecimiento antropogénico (Vázquez-Reyes et al. 2019). Considerando lo anterior, los gasterópodos terrestres y dulceacuícolas se han utilizado como indicadores de disturbios ambientales, principalmente de la modificación antropogénica, que influye en su distribución y abundancia (Douglas et al. 2013) y se conoce un estudio que ha evaluado este factor

en áreas protegidas de México (Vázquez-Reyes et al. 2019).

Particularmente, en Sinaloa se han registrado cerca de 40 especies de gasterópodos terrestres: 34 de caracoles con concha y dos de babosas *Phyllocaulis gayi* y *Sarasinula dubia*; más allá de los listados de especies, falta información de su ecología, taxonomía y biología (Naranjo-García et al. 2007, Thompson 2011, Naranjo-García 2014). La localidad tipo del 85% de los caracoles para este estado, se ubica en el municipio de Mazatlán o como tal, el estado de Sinaloa, con la mayoría de las especies documentadas sólo en una ocasión. Las especies dulceacuícolas también se han explorado poco, contándose únicamente cuatro especies nativas para Sinaloa (Czaja et al. 2020).

Este trabajo tiene como propósito documentar las especies de gasterópodos continentales en el sur de Sinaloa, para conocer su distribución y abundancia en diferentes localidades con distinto impacto humano, a partir de escalas cualitativas y semicuantitativas, y explorar su potencial como bioindicadores en localidades urbanas y rurales. Se describen hábitos de vida observados de las especies encontradas (dieta, sustrato, especialistas o generalistas, nativas o introducidas). Se evaluaron parámetros ecológicos de abundancia, riqueza, diversidad, uniformidad y dominancia de especies, principalmente de la comunidad terrestre. Adicionalmente este trabajo aporta información molecular de dos especies de babosas terrestres.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Cuáles son las especies de gasterópodos continentales que se distribuyen en el sureste de Sinaloa?
2. ¿Podrían los gasterópodos continentales servir como indicadores ambientales para evaluar impactos causados por actividades humanas?
3. ¿Están la abundancia, riqueza y distribución de gasterópodos continentales determinadas por factores antropogénicos bajo diferentes usos de suelo?

1.1 Justificación

En gran parte de México, incluyendo el noroeste del país, se desconocen diversos aspectos de la diversidad de gasterópodos continentales, particularmente sobre su distribución y abundancia y el cómo son influenciados por la actividad antropogénica. Este grupo de moluscos presenta alta variedad morfológica y de hábitos, a niveles inter e intraespecíficos; desde especies restringidas a microhábitats, hasta introducidas, estas últimas con potencial invasor. Varias especies de gasterópodos presentan tasas altas de endemismo, debido a su susceptibilidad a cambios en el hábitat, lo que las promueve como potenciales bioindicadoras de calidad del hábitat, lo cual se aborda en el presente estudio.

En el sur de Sinaloa, una región que ha experimentado una significativa modificación ambiental debido a diversas actividades humanas, particularmente la agricultura y el desarrollo urbano, la evaluación de la calidad ambiental es importante para la conservación y manejo de ecosistemas.

La región propuesta para este estudio representa una zona tropical, prácticamente en el límite de zona tropical-templada, donde los gasterópodos continentales requieren de más estudios, pues los existentes abarcan, en general, zonas templadas. Con ello se busca contribuir al conocimiento de la diversidad de gasterópodos continentales en localidades del sur de Sinaloa y evaluarlos como indicadores de impacto humano.

1.2 Antecedentes

Los gasterópodos continentales, incluyendo caracoles y babosas, debido a su sensibilidad a los cambios en el entorno han sido estudiados y utilizados como bioindicadores en diversas investigaciones (e.g. Douglas et al. 2013, Nurinsiyah et al. 2016, Gümüş et al. 2022); sin embargo, su potencial ha sido poco explorado en áreas tropicales y subtropicales. La capacidad de estos organismos para reflejar las condiciones ambientales se debe a varios factores: sensibilidad a factores ambientales (calidad del suelo, disponibilidad de agua, contaminación, y variaciones en la vegetación) (Dahirel et al. 2015, Gümüş et al. 2022). Algunos estudios han demostrado que las

comunidades de gasterópodos pueden cambiar significativamente en respuesta a perturbaciones antropogénicas, como la deforestación, la urbanización, y la agricultura intensiva (Belhiouani et al. 2019, Vázquez-Reyes et al. 2019, Tovar-Juárez et al. 2020). Sin embargo, se requieren estudios más integrativos para evaluar la eficacia de este grupo como bioindicadores de impacto humano en áreas tropicales.

Los gasterópodos continentales han sido propuestos como potenciales bioindicadores. Por ejemplo, los micro gasterópodos terrestres (<10 mm de longitud total), debido a que su diversidad disminuye ante disturbios antropogénicos que impactan los bosques que habitan (Douglas et al. 2013). También han sido utilizados como indicadores ecológicos en diferentes tipos de usos de suelo, considerando tanto especies nativas como introducidas, donde la pérdida de especies nativas “se ha compensado” parcialmente con la adición de especies introducidas (Nurinsiyah et al. 2016). Asimismo, se han estudiado en diferentes escalas, con enfoques evolutivos y de escalas espaciales (distancia) para entender la distribución de las especies (Kramarenko 2016).

Los gasterópodos dulceacuícolas, son herramientas prometedoras como indicadores de contaminación al evaluar la composición de sus comunidades (Strong et al. 2008). Algunas especies han sido referidas como bioindicadores de la calidad del agua, donde la estructura y distribución de estos gasterópodos llega a depender del fósforo, nitrógeno, oxígeno disuelto y pH en el agua, habiendo especies relativamente tolerantes a la contaminación del agua (Gümüş et al. 2022). También las especies invasoras llegan a tener una mayor capacidad de adaptación a nuevos hábitats, según su biota intestinal, lo que promueve que se distribuyan más fácilmente que especies nativas (Zhou et al. 2022).

Sin embargo, los gasterópodos continentales, requieren de más evaluaciones de su potencial como bioindicadores en zonas tropicales; esto podría fortalecerse al conocer las proporciones y abundancias de las especies nativas e introducidas presentes y considerando diferentes localidades con distinto grado de impacto antropogénico.

A nivel mundial, los estudios referentes a gasterópodos continentales son principalmente listados faunísticos. Para México se ha determinado que las familias más diversas son nueve: Spiraxidae, Orthalicidae, Holospiridae, Helicinidae, Eucalodiidae, Helminthoglyptidae, Pupillidae, Polygyridae y Humboldtianidae; contabilizando un total de 1,184 especies de moluscos continentales (Naranjo-García 2014). El noreste y centro de México son las regiones con más localidades visitadas para el trabajo de campo con relación a gasterópodos terrestres (Correa-

Sandoval et al. 2017). Respecto a caracoles terrestres en México, resaltan tres familias: Polygyridae, que es de las más abundantes en el noreste (Correa-Sandoval y Castro 2002, Correa-Sandoval et al. 2017). En la familia Spiraxidae destaca el género *Euglandina* que se distribuye en Sinaloa e incluye caracoles gigantes mexicanos (puede alcanzar 109 mm de altura y 46 mm de ancho, Naranjo-García 2005) y se caracterizan por depredar a otros caracoles (Jardim et al. 2013), aunque en general, muchas de las especies de esta familia permanecen sin ser estudiadas en la región. También destaca la familia Orthalicidae, particularmente con el género *Orthalicus*, por sus hábitos arborícolas (Thompson 2011, Breure y Ablett 2015).

Por otra parte, considerando a las babosas, gasterópodos sin concha aparente, los registros están mejor representados en el centro y sur del país, con escasos registros en el norte que incluyen la familia Veronicellidae (Naranjo-García et al. 2007, Kim 2016). Distinguir entre géneros y especies representa retos que requieren del análisis a nivel de aparato reproductor, complementado con análisis moleculares; en tanto que su distribución y abundancia es aún poco conocida. Las babosas no nativas o introducidas que se han registrado en México son 10 especies, una cifra probablemente subestimada; siendo las especies del género *Deroceras* las que tienen gran potencial de convertirse en invasoras (Araiza-Gómez et al. 2017). Las babosas *Phyllocaulys galli* (nativa) y *Sarasinula dubia* (introducida en México) son de importancia agrícola; la primera tiene un registro único en Sinaloa reportado en 1925 y la segunda especie es introducida sin registros aún en Sinaloa (Naranjo-García et al. 2007, Thompson 2011, Naranjo-García 2014, Naranjo-García y Castillo-Rodríguez 2017, Czaja et al. 2020). En general, los registros de babosas terrestres en México corresponden a la zona centro; en tanto que para la región noroeste del país se desconoce su presencia, probablemente por falta de estudios en el área ya que la mayoría representa alto potencial invasor por sus adaptaciones a nuevos ambientes.

La distribución de los gasterópodos terrestres ha sido difícil de evaluar a través de transectos, por los hábitos solitarios de la mayoría de las especies (pocas son gregarias); por lo que algunos estudios han propuesto diferentes aproximaciones para estudiar su distribución y abundancia. Por ejemplo: se ha incluido modelación matemática para conocer su distribución según los usos de suelo con radios de 100 y 500 m (Rosin et al, 2017). Otro estudio relaciona su distribución según la distancia al centro de varias ciudades (Barbato et al. 2017). Cabe señalar que los gasterópodos continentales, aún con representantes de importancia médica, agrícola y ecológica, son poco conocidos en el estado de Sinaloa, y tampoco se ha estudiado su asociación a áreas con diferente

impacto humano y si logran fungir como bioindicadores en éstas. En este estudio propone una escala de evaluación cualitativa y otra semicuantitativa para determinar el grado de impacto humano en los sitios y determinar si la presencia y abundancia de los caracoles se relaciona con el impacto humano, para enfocarlos en su evaluación como bioindicadores en México.

1.3 Hipótesis

Se espera que los gasterópodos continentales actúen como indicadores sensibles a la modificación antropogénica, reflejando cambios en su distribución, abundancia y diversidad. Encontrando en áreas con mayor perturbación humana menor diversidad y abundancia de especies nativas y una mayor presencia de especies introducidas, en comparación con áreas menos perturbadas.

1.4 Objetivo General

Evaluar el potencial de los gasterópodos continentales como posibles bioindicadores ambientales de la modificación antropogénica, mediante el análisis de abundancia, riqueza, diversidad y dominancia de especies en distintas localidades con diferentes niveles de impacto humano.

1.5 Objetivos Específicos

1. Identificar las especies de gasterópodos continentales (terrestres y dulceacuícolas), que se distribuyen actualmente en el noroeste de México, al sur de Sinaloa, principalmente en el municipio de Mazatlán.
2. Desarrollar un indicador cualitativo, de impacto humano para áreas urbanas, y uno semicuantitativo para áreas rurales, donde se establezca las categorías de impacto humano: bajo,

moderado y alto.

3. Evaluar la abundancia, riqueza y distribución de especies de gasterópodos en un gradiente de impacto antropogénico (cualitativo y semicuantitativo) y de acuerdo a la presencia/ausencia y abundancia de las especies.

1.6 Sección Integradora del Trabajo

Además de lo correspondiente a la fase introductoria (Sinopsis, Justificación, Hipótesis y Objetivos), los resultados de esta investigación se reportan en los capítulos 2 a 4 de esta tesis.

El capítulo 2, reporta nuevos registros de distribución de las babosas terrestres *Deroceras laeve* (O. F. Müller, 1774) y *Sarasinula plebeia* (P. Fischer, 1868). Que corresponde a organismos de especies introducidas en áreas urbanas y rurales de Sinaloa. Se identificaron con anatomía genital y marcadores moleculares COI.

En el capítulo 3, se integra la información de gasterópodos terrestres y dulceacuícolas en áreas urbanas y urbanas con protección, se evalúa su presencia y abundancia en localidades con diferente impacto antropogénico (diferenciadas a partir de una escala cualitativa). Y acerca de las especies registradas se discute su distribución (nativa o introducida), e información de su biología.

El cuarto capítulo corresponde a la evaluación de la comunidad de gasterópodos terrestres (abundancia, riqueza, diversidad, uniformidad y dominancia) en localidades rurales. Aquí se comparan esos índices ecológicos en localidades con diferente impacto antropogénico, en esta ocasión, la escala para determinarlo es semicuantitativa.

Los capítulos mencionados, son discutidos en detalle en el capítulo 5, discusión general, y el sexto capítulo contiene la conclusión general.

2. NON-NATIVE TERRESTRIAL SLUGS FROM SINALOA, MEXICO: *Deroceras laeve* (O. F. MÜLLER, 1774) AND *Sarasinula plebeia* (P. FISCHER, 1868) (MOLLUSCA, GASTROPODA)

Laura Regina Alvarez-Cerrillo¹, Beatriz Yáñez-Rivera¹, Victoria Araiza-Gómez²

¹Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. (CIAD), Unidad Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental, Av. Sábalo-Cerritos s/n, Estero del Yugo, C.P. 82100, Mazatlan, Mexico

²Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Departamento de Zoología, Prolongación de Carpio y Plan de Ayala s/n, Col. Casco de Santo Tomás, 11340, Mexico City, Mexico

Autor de correspondencia: Victoria Araiza-Gómez (varaiza9693@gmail.com)

Biodiversity Data Journal

4 de agosto de 2022

DOI <https://doi.org/10.3897/BDJ.10.e87666>



Non-native terrestrial slugs from Sinaloa, Mexico: *Deroceras laeve* (O. F. Müller, 1774) and *Sarasinula plebeia* (P. Fischer, 1868) (Mollusca, Gastropoda)

Laura Regina Alvarez-Cerrillo[‡], Beatriz Yáñez-Rivera[‡], Victoria Araiza-Gómez[§]

[‡] Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. (CIAD), Unidad Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental, Av. Sábalo-Cerritos s/n, Estero del Yugo, C.P. 82100, Mazatlán, Mexico

[§] Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Departamento de Zoología, Prolongación de Carpio y Plan de Ayala s/n, Col. Casco de Santo Tomás, 11340, Mexico City, Mexico

Corresponding author: Victoria Araiza-Gómez (varaiza9693@gmail.com)

Academic editor: Alexander M. Weigand

Received: 11 Jun 2022 | Accepted: 26 Jul 2022 | Published: 04 Aug 2022

Citation: Alvarez-Cerrillo LR, Yáñez-Rivera B, Araiza-Gómez V (2022) Non-native terrestrial slugs from Sinaloa, Mexico: *Deroceras laeve* (O. F. Müller, 1774) and *Sarasinula plebeia* (P. Fischer, 1868) (Mollusca, Gastropoda). Biodiversity Data Journal 10: e87666. <https://doi.org/10.3897/BDJ.10.e87666>

Abstract

This is the first record of two non-native terrestrial slug species from Sinaloa, Mexico. *Deroceras laeve* and *Sarasinula plebeia* were collected between 2019 and 2022 in Concordia and Mazatlán Municipalities (north-western Mexico). The external morphology and anatomic features of the dissected specimens coincide with the descriptions of each species, whose identities were also confirmed by their partial COI sequences. The ample occurrence of *S. plebeia* suggests that this species has an established population, while *D. laeve* was found as isolated individuals, likely associated with plant nurseries.

Keywords

introduced, pest slug, COI, Agriolimacidae, Veronicellidae

Introduction

Non-native slug species can be responsible for the displacement of native species, crop damage and habitat destruction. Several ways of introduction into new ecosystems have been hypothesised, for example, commercial trade of plants or passive transportation of eggs and juveniles or adults attached to birds (Aubry et al. 2006, Barbato et al. 2017). The most updated assessment of non-native slugs in Mexico was performed by Naranjo-García and Castillo-Rodríguez (2017), who reported thirteen species: *Arion circumscriptus* G. Johnston, 1828; *A. intermedius* Normand, 1852; *Boettgerilla pallens* Simroth, 1912; *Deroceras invadens* Reise, Hutchinson, Schunack & Schlitt, 2011; *D. laeve* (O. F. Müller, 1774); *D. reticulatum* (O. F. Müller, 1774); *Ambigolimax valentianus* (A. Férussac, 1821) (listed as *Lehmannia valentiana*); *Limacus flavus* (Linnaeus, 1758); *Limax maximus* Linnaeus, 1758; *Milax gagates* (Draparnaud, 1801); *Phyllocaulis gayi* (P. Fischer, 1871) and *Sarasinula plebeia* (P. Fischer, 1868). Recently, *Arion vulgaris* Moquin-Tandon, 1855 was recorded by Araiza-Gómez et al. (2021).

The non-native slugs previously reported in literature for the State of Sinaloa are *A. valentianus* (Naranjo-García and Castillo-Rodríguez 2017), *P. gayi* and *S. dubia* (Naranjo-García et al. 2007). However, in the same reports, the authors argued the need to confirm the occurrence of *P. gayi* due to the absence of records since 1925. The knowledge of native slugs from Sinaloa is limited. Citizen observations in [iNaturalist](https://www.naturalista.mx/projects/moluscos-de-Mexico) (https://www.naturalista.mx/projects/moluscos-de-Mexico), suggest the presence of *Leidyula moreleti* (Crosse & Fischer, 1872). The occurrence of the species was confirmed by us using the external morphological characteristics of the species given the limitations of the platform.

The native origin of *D. laeve* remains uncertain; its actual distribution seems to be cosmopolitan (Gittenberger et al. 2018). It has been hypothesised that the species is Palearctic in origin and subsequently spread throughout Europe (Wiktor 2000). However, several previous records suggest a Holarctic origin of the species (Sysoev and Schileyko 2009), capable of colonising a wide range of habitats due to its huge ecological plasticity. The genus *Deroceras* (Agriolimacidae) includes at least 123 species (Wiktor 2000). In Mexico, *D. laeve* was first reported from the State of Veracruz (south-eastern Mexico) (Strebel and Pfeffer 1880), with recent records from Chihuahua and Durango (northern Mexico) (Araiza-Gómez et al. 2017).

Sarasinula plebeia was described from New Caledonia (Oceania). Darrigran et al. (2020) commented that its origin in South America is unknown. Thomé (1993) explains the presence of this species in Rio de Janeiro, Brazil concerning changes in taxonomy and nomenclature due to the native species *Vaginula behni* Semper, 1885, which was later synonymised with *S. plebeia*. Recent reports as a non-native species were documented in North and Central America (Daglio et al. 2020). The first record of *S. plebeia* in Mexico was from Chiapas and Veracruz (Andrews and Dundee 1987), with most records occurring in the centre and south of the country and some records from the north of Mexico. In the

current contribution, we present new distributional records of *D. laeve* and *S. plebeia* from Sinaloa. We support these records with anatomic and molecular data.

Material and methods

Manual collection for living slugs were carried out between August 2019 and April 2022 in different urban and rural locations of six municipalities in the State of Sinaloa (north-western Mexico), but these species were only found in two: Concordia and Mazatlan (Table 1). In total, 122 specimens of *Sarasinula plebeia* and three of *Deroceras laeve* were collected.

Table 1.

Table 1. Slugs collected in two municipalities of Sinaloa State, Mexico. Urban (*), agricultural/rural (**).

Species	Municipality	Locality	Altitude (m a.s.l.)	Coordinates	n
<i>Deroceras laeve</i>	Mazatlan	*Portomolino	11	23.26263, -106.406	1
		**Siqueros	28	23.339309, -106.239243	2
<i>Sarasinula plebeia</i>	Mazatlan	*Marivento	11	23.278083, -106.429989	112
		*Cerro del Vigia	38	23.190944, -106.425833	7
	Concordia	**Panuco	656	23.428808, -105.896592	3

The specimens were relaxed in a jar with water until fully stretched and died (~ 12 h). Some specimens were photographed alive using a digital camera (Lumix DMC-FS3, Panasonic). Once dead, the cleaning of mucus was performed in a sieve under running cold water. The slugs were then fixed on 90% ethanol.

All specimens were examined for external morphology and 25 slugs of *S. plebeia* and two of *D. laeve* were dissected. Two specimens of *S. plebeia* and one of *D. laeve* (which was damaged during processing), were selected for molecular analysis.

DNA extraction of the tissue of the foot muscle was performed using the Blood and Tissue kit according to the manufacturer's specifications (QIAGEN, California, USA). The integrity and quality of the DNA was verified on an agarose gel by electrophoresis. The COI gene was amplified by PCR using COIF and COIR (López et al. 2019). The reaction mixture consisted of 50 ng of DNA, 0.6 µl of each 10 mM primer, 1.5 µl of 10x buffer, 0.6 µl of 10 mM dNTPs, 1.5 µl of 50 mM MgCl₂ and 0.2 µl of Taq Polymerase (Invitrogen) in a total volume of 25 µl. The amplification conditions were initial denaturation at 94°C for 5 min, followed by 35 cycles at 94°C for 30 s, 50°C for 30 s, 72°C for 30 s and a final extension at 72°C for 7 min.

The PCR products were purified with the GFX™ PCR DNA and GelBand Purification Kit (GE Healthcare, Buckinghamshire, UK), then sequenced by Macrogen Inc., Korea. The nucleotide sequences were compared with the sequences deposited in the gene bank

(GenBank) of the National Center for Biotechnology Information (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>), with the BLASTn algorithm. The sequences obtained were deposited in GenBank (Access number: [ON678123–25](#)).

A taxonomic assignment was carried out using a phylogenetic inference analysis by Maximum Likelihood (ML) with the algorithm implemented in PhyML v. 3.0 (Guindon et al. 2010). The nucleotide substitution model that best fits the data was determined with SMS: Smart Model Selection in PhyML (Lefort et al. 2017). The evolutionary selected model by the Akaike Information Criterion for each dataset (Suppl. material 1) was the HKY85 model with gamma distribution, shape = 0.173 for *Deroceras* and shape = 0.566 for *Sarasinula*. To estimate the reliability of each node, a bootstrap procedure was performed with 1000 pseudoreplicates. We employed as outgroup *Limax maximus* ([KF894386](#), [KM612139](#)) for the genus *Deroceras* and *Onchidium* ([MN528062](#), [KX179520](#)) for the genus *Sarasinula*.

Results

Family Agriolimacidae

Deroceras laeve (O. F. Müller, 1774) (Fig. 1)

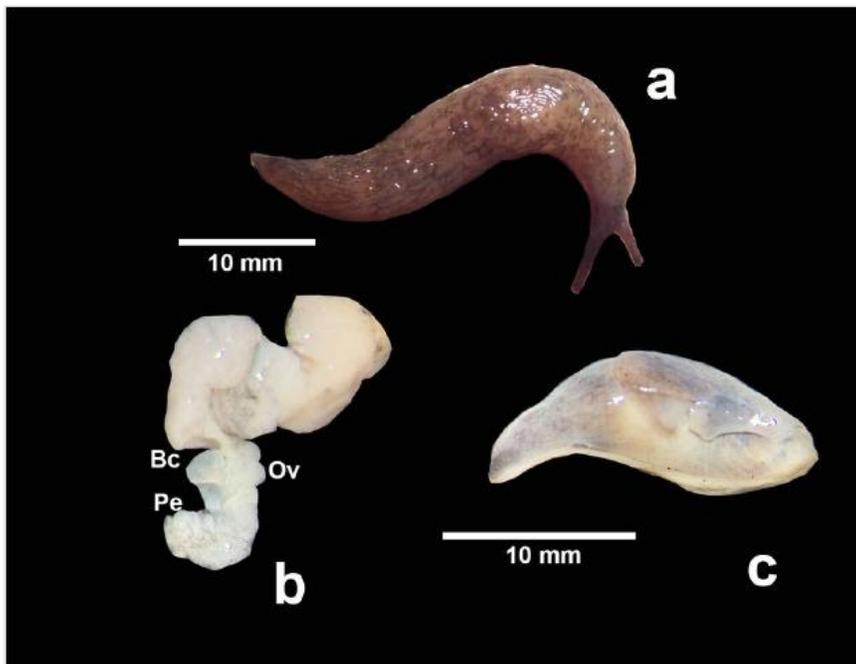


Figure 1. [doi](#)

Deroceras laeve: **a** live specimen; **b** genitalia (Bc: bursa copulatrix, Ov: oviduct, Pe: penis); **c** external appearance of a preserved specimen.

Morphology: Live pigmentation grey and dark brown (Fig. 1a), ocular tentacles almost black, with concentric striations in the mantle characteristic for the genus. Dorsum with

tubercles, distally with barely noticeable keel. Body length of preserved specimens, 18-22 mm. The bursa copulatrix on the oviduct and a barely visible penis were observed (Fig. 1 b). The aphyllid or phallic form was unconfirmed, possibly related to the size of the specimen and preservation state.

Molecular markers: A fragment of 717 bp was obtained. After editing, a fragment of 661 bp was used for the BLAST analysis and another of 310 bp for the phylogenetic analysis. The sequence obtained in this study had 98.22% nucleotide identity of similarity with sequence [KX959495.1](#) registered in GenBank as *D. laeve*. The sequence clustered closer in the phylogeny with specimens from Mexico ([KX959494](#), [KX959501](#)) and Canada ([MG421943](#)) (Fig. 2).

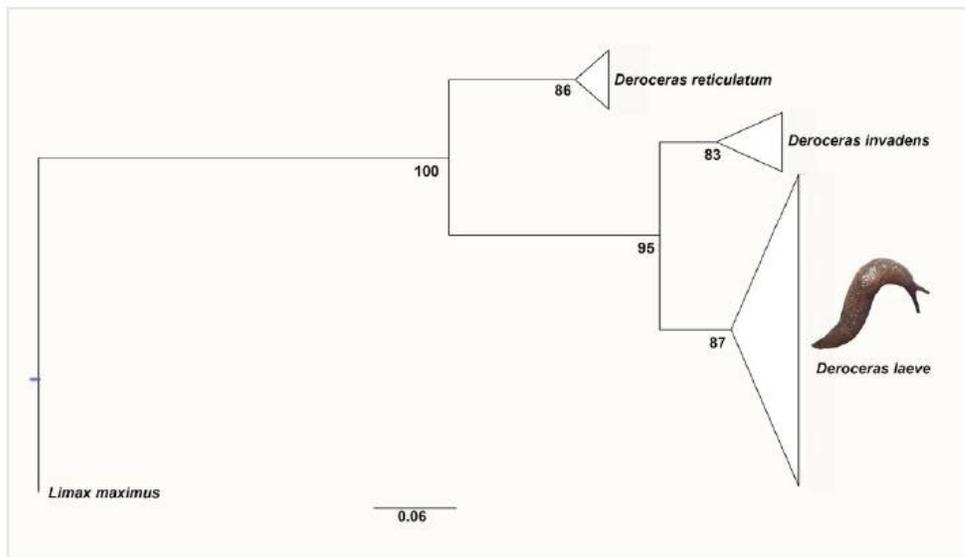


Figure 2. [doi](#)

Maximum Likelihood (ML) phylogenetic tree reconstruction of *Deroceras* using 310 bp of the COI. Numbers on branches indicate ML bootstrap values. GenBank access numbers of sequences employed in supplementary material (Suppl. material 1).

Remarks: The main differences between *D. laeve* and other species of the genus are related to the mantle coverage, pigmentation and reproductive features (Araiza-Gómez et al. 2017). *Deroceras laeve* and *D. invadens* share the mantle length that covers almost half the body and have similar sizes (~ 24 mm and ~ 28 mm, respectively). However, these two species differ in pigmentation; *D. invadens* has a pale greyish body with a few spots on the creamy-brown mantle. The differences with *D. reticulatum* are the cover of the mantle that reaches one third of the body length (~ 35 mm) and pale brown pigmentation, almost white with dark spots, with the sole cream-coloured. The pigmentation patterns in *D. laeve* include light brown, grey to almost black, some with a speckled mantle, the sole cream-coloured and others black delineated (Araiza-Gómez et al. 2017).

Regarding reproductive features, *D. laeve* can be found in two forms: the phallic form with a long slender penis and the aphyllid form with greatly reduced or missing male

reproductive organs (Wiktor 2000, Araiza-Gómez et al. 2017). The variant of this species was unconfirmed due to the preservation condition. *Deroceras reticulatum* has a penial gland on the proximal part of its penis with a flagellum having a variable number of bulbous branches. *Deroceras invadens* shows two side pockets, the penial lobe and caecum of roughly equal width, but with a longer penial lobe, both having rounded tips; gland fingers long mid-way between the pockets and the retractor muscle attaches between the lobe and caecum.

Habitat: The three specimens were collected in gardens and from plants recently purchased at plant nurseries. The first individual was collected from *Spathiphyllum* spp. in an urban house. The other two were collected from *Euphorbia pulcherrima* in an agricultural/rural area. Globally, *D. laeve* inhabits an extremely wide range of habitats (Dedov et al. 2020).

Family Veronicellidae

Sarasinula plebeia (P. Fischer, 1868) (Fig. 3)

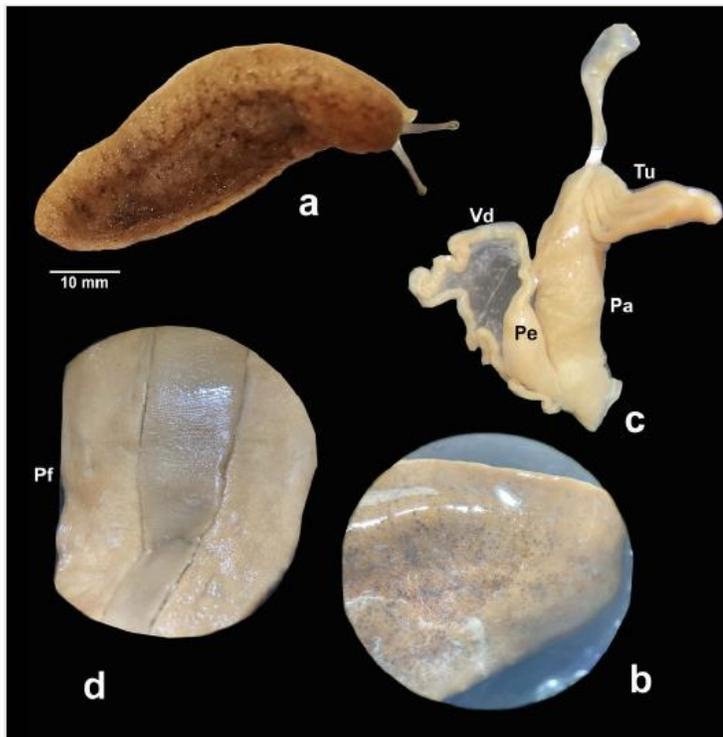


Figure 3. [doi](#)

Sarasinula plebeia: **a** live specimen; **b** punctuations on the notum of the specimen; **c** male reproductive system (Pa: papilla of the digitiform gland, Pe: penis, Tu: digitiform tubules, Vd: vas deferens); **d** hyponotum (Pf: female genital pore).

Morphology: Live pigmentation brown (Fig. 3a), with scattered small punctuations in the thickened notum (Fig. 3b); light grey after preservation. Body length 45.26 ± 10.92 mm

(min = 20.75 mm, max = 57.95 mm, n = 122). Penis short, smooth, without annular protrusion, bilaterally symmetrical, with enlarged glands, even the digitiform gland (Fig. 3c) with an elongated form; with four to six tubules subequal in length, but some individuals showed one shorter than the rest.

Molecular markers: A fragment of 800 bp was obtained. After editing, a fragment of 621 bp was used for the BLAST analysis and another of 470 bp for phylogenetic analysis, matching the length of the sequences in GenBank. The sequences (n = 2) had 100% of similarity with sequence [JX532107.1](#) registered in GenBank and 99.83% with sequences [MZ598573.1](#), [KM489367.1](#), both identified as *S. plebeia*. Mexican sequences clustered closer in the phylogeny with specimens from Okinawa, Japan (Fig. 4).

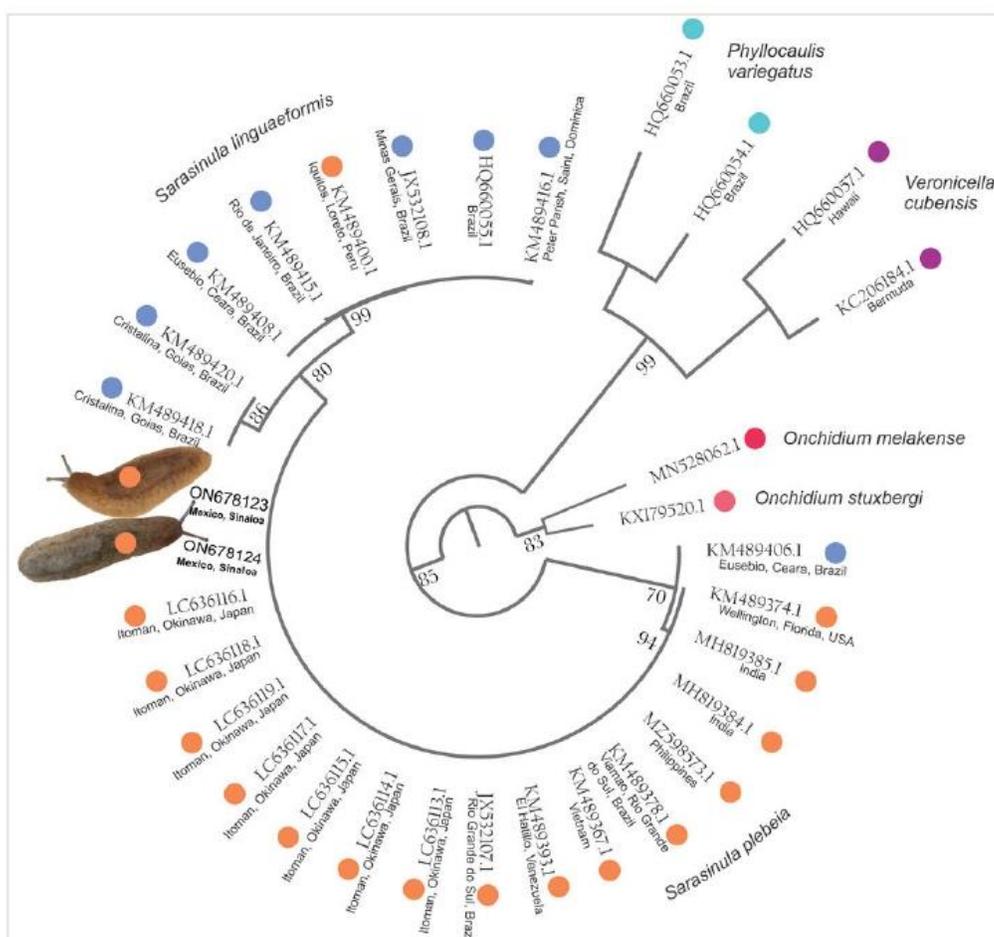


Figure 4. [doi](#)

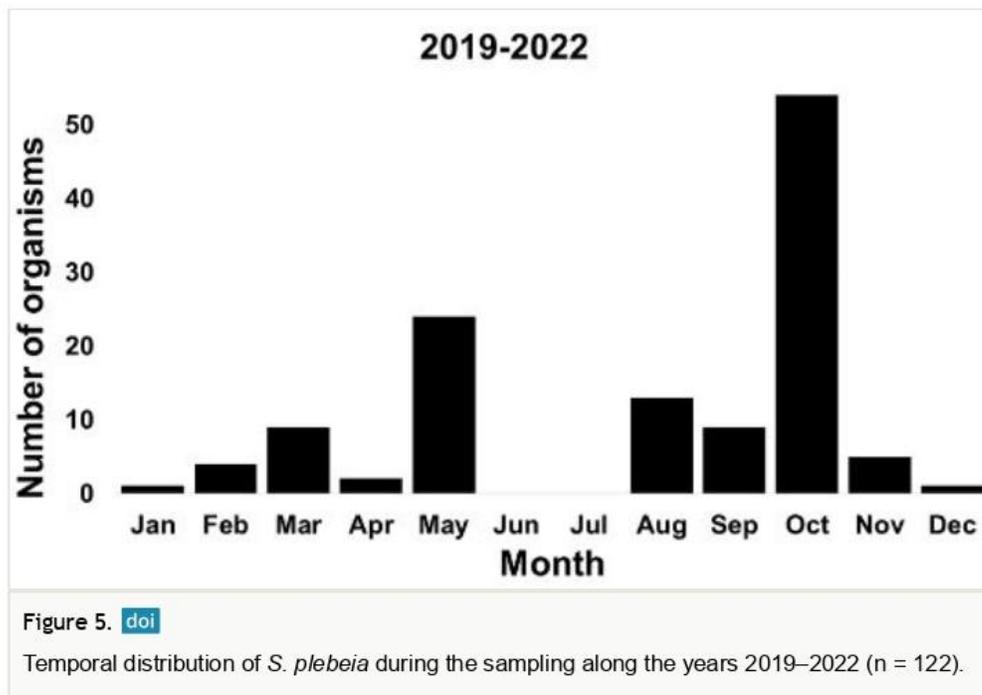
Maximum Likelihood (ML) phylogenetic tree reconstruction of *Sarasinula* using 470 bp of the COI. Numbers on branches indicate ML bootstrap values. Tip label is the accession number of GenBank and the country of origin.

Remarks: The morphology of the penis is the main feature to differentiate *S. plebeia* and *S. dubia*. The penis is club-shaped in *S. plebeia* and tapering distally in *S. dubia*;

identification of veronicellid slugs is valid when characters of sexual anatomy and penial gland are taken into consideration (Thomé 1989). We observed a slight variation in digitiform tubules (four to six).

Habitat: Abundant in gardens of urban houses. Only three specimens were found in natural vegetation next to a tributary of the Panuco River (near an abandoned mine). Globally appears limited to tropical environments.

Specimens of *S. plebeia* were collected in all months, except for June and July between 2019 and 2022 (Fig. 5). In these months, the mean temperature increases with relatively less humidity than in August, the hottest month in summer. This probably limits the activity of slugs.



Discussion

The list of species of non-native terrestrial slugs from Mexico, provided by Naranjo-García and Castillo-Rodríguez (2017), already includes both species reported herein. However, their data include limited coverage of localities in northern Mexico. The occurrence of *Deroceras laeve* and *Sarasinula plebeia* in the State of Sinaloa are the first records for this region. The introduction of terrestrial gastropods is related to horticulture, agriculture and ornamental plants (parks and gardens), in at least 20% of the cases. The vectors of the 40% of documented introductions are unknown (Darrigran et al. 2020). Our findings indicate that both species could have been introduced in this area via nursery plants, occurring mostly in gardens, but the presence of *S. plebeia* in natural vegetation suggests that this species is already invading natural habitats.

Impacts related to biological invasions have a direct effect on biodiversity loss (Bellard et al. 2021, Dueñas et al. 2021). In addition, introducing invasive slugs, mainly the *Sarasinula* species, is related to dry-bean and maize crop damage in Central America (Rueda et al. 2002). Although it appears that their effect as agricultural pests has been reduced by improving management by farmers, it remains as a vector for parasites for rodents and other mammals and humans (Nurinsiyah and Hausdorf 2018). Spatio-temporal occurrence of *S. plebeia* indicates an actual expansion process and their genetic convergence with Japanese and South American individuals demonstrate their invasive potential (Hirano et al. 2022).

The widespread distribution of both species could be true. In Pakistan, Havlác (2004) discussed the role of gardening activities in the population establishment of *D. laeve*. This species is the most widely distributed in the country, although the spread of three species of the genus (*D. laeve*, *D. invadens*, *D. reticulatum*) is a fact in Mexico (Araiza-Gómez et al. 2017). *Deroceras laeve* still have a limited distribution in the region and is restricted to winter conditions and in plant species commonly used in gardening. This species has been registered as a pest in crops, such as cabbages, maize, soybean, amongst others, being a pest in agriculture and horticulture worldwide (Byers and Calvin 1994, Gittenberger et al. 2018). The genetic convergence of individuals from Sinaloa is related to other Mexican localities, such as Mexico City and the States of Oaxaca, Puebla, Queretaro and San Luis Potosi (GenBank access: [KX959492-99](#), [KX959500-01](#)) and from Canada.

The establishment of non-native species requires favourable local conditions and temperature and humidity seem to be crucial, for the development of the population and further expansion into surrounding natural habitats (Dedov et al. 2020). The reproductive characteristics of non-native species play a crucial role in their invasive potential. Both species here considered are hermaphrodites with a self-fertilisation strategy (Rueda et al. 2002, Clemente et al. 2007). The development of *D. laeve* has two phases, a juvenile stage of pre-oviposition and a mature stage of oviposition during which the slugs lay their eggs; self-fertilisation is its normal breeding system; isolated individuals can produce fertile eggs. The reproduction occurs either in autumn or spring, once during their lifetime (Faber et al. 2006). The individuals of *S. plebeia* can function as both male and female during their lifetime and self-fertilisation may occur in isolation (Rueda et al. 2002). The reproductive maturity occurs at ~ 2.5 months of age. An organism can produce one to four clutches per year with approximately 30 eggs. Reproduction is generally high during the rainy season (Naranjo-García et al. 2007).

Biodiversity inventories require reliable species identification, but in terms of biological invasions, the correct species assignment is essential. In this regard, the high number of synonyms is related to the use of few morphological characters for species delimitation or superficial revision, based on external features and pigmentation patterns (Maceira F. 2003). The taxonomy of the slugs requires analysing their internal anatomy of male genitalia and the use of molecular markers (Hirano et al. 2022), a crucial requirement to understand the dispersion of invasive species. For instance, considering that *S. plebeia* is one of the two species with the widest distribution (Gomes and Thomé 2004), further studies on this

species could use molecular data to identify clades associated with introduction routes and spreading.

The main contribution of this paper consists of new records of two non-native species supported by molecular data, as a step towards the better understanding on terrestrial slugs invasions.

Acknowledgements

LRAC wants to give special thanks to collector volunteers: Yazmín Segura, Eber Barraza, Albert M. van der Heiden, Maleny Lizárraga, Diana Teresa, Citlalic Pimentel, Martha Chapa and Guillermo Otero. We thank Laura Márquez and Nelly López (IB-UNAM) for sequencing service, Miguel Betancourt-Lozano and Samuel Gómez for the helpful comments on the manuscript.

Author contributions

All authors have reviewed and agreed upon the content of the manuscript and have met the requirements for authorship.

Conflicts of interest

There are no conflicts of interest to declare and the study did not involve human subjects.

References

- Andrews KL, Dundee L (1987) Las babosas veronicelidos de Centroamérica con énfasis en *Sarasinula plebeia* (= *Vaginulus plebeius*). *Ceiba* 28: 163-172. URL: <http://hdl.handle.net/11036/3909>
- Araiza-Gómez V, Naranjo-García E, Zúñiga G (2017) The exotic slugs of the genus *Deroceras* (Agriolimacidae) in Mexico: Morphological and molecular characterization, and new data on their distribution. *American Malacological Bulletin* 35: 126-133. <https://doi.org/10.4003/006.035.0205>
- Araiza-Gómez V, Naranjo-García E, Zúñiga G (2021) Occurrence in Mexico of two European invasive slug species: *Arion vulgaris* Moquin-Tandon, 1855 and *Arion intermedius* (Norman, 1852). *BiolInvasions Records* 10 (1): 10-20. <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.1.02>
- Aubry S, Labaune C, Magnin F, Roche P, Kiss L (2006) Active and passive dispersal of an invading land snail in Mediterranean France. *Journal of Animal Ecology* 75 (3): 802-813. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01100.x>
- Barbato D, Benocci A, Caruso T, Manganelli G (2017) The role of dispersal and local environment in urban land snail assemblages: an example of three cities in Central Italy. *Urban Ecosystems* 20 (4): 919-931. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0643-8>

- Bellard C, Bernery C, Leclerc C (2021) Looming extinctions due to invasive species: Irreversible loss of ecological strategy and evolutionary history. *Global Change Biology* 27 (20): 4967-4979. <https://doi.org/10.1111/gcb.15771>
- Byers R, Calvin D (1994) Economic injury levels to field corn from slug (*Stylommatophora: Agriolimacidae*) feeding. *Journal of Economic Entomology* 87 (5): 1345-1350. <https://doi.org/10.1093/jee/87.5.1345>
- Clemente N, Faberi A, López A, Manetti P, Álvarez H, et al. (2007) Biología de *Deroceras reticulatum* y *D. laeve*, moluscos de cultivos en siembra directa. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 36 (2): 129-142. URL: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86436210>
- Daglio ED, de Lucía M, Rodrigues Gomes S, Gutiérrez Gregoric DE (2020) First records of the bean-slug *Sarasinula plebeia* (Gastropoda: Veronicellidae) in Argentina. *Papeís Avulsos de Zoología* 22: 853-871. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2020.60.47>
- Darrigran G, Agudo-Padrón I, Baez P, Belz C, Cardoso F, Carranza A, Collado G, Correoso M, Cuezco MG, Fabres A, Gutiérrez Gregoric DE, Letelier S, Ludwig S, Mansur MC, Pastorino G, Penschazadeh P, Peralta C, Rebolledo A, Rumi A, Santos S, Thiengo S, Vidigal T, Damborenea C (2020) Non-native mollusks throughout South America: emergent patterns in an understudied continent. *Biological Invasions* 22: 853-871. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02178-4>
- Dedov IK, Schnepf UE, Reise H, Quang Vu M M (2020) First record of an agriolimacid slug in Southeast Asia – *Deroceras laeve* (O. F. Müller, 1774) (Gastropoda: Pulmonata) recently introduced to the Socialist Republic of Vietnam. *Biodiversity Data Journal* 8: e59644. <https://doi.org/10.3897/BDJ.8.e59644>
- Dueñas M, Hemming D, Roberts A, Diaz-Soltero H (2021) The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species: A systematic review. *Global Ecology and Conservation* 26: e01476. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01476>
- Faberi AJ, López AN, Manetti PL, Clemente NL, Álvarez Castillo HA (2006) Growth and reproduction of the slug *Deroceras laeve* (Müller) (Pulmonata: Stylommatophora) under controlled conditions. *Spanish Journal of Agricultural Research* 4 (4): 345-350. <https://doi.org/10.5424/sjar/2006044-211>
- Gittenberger E, Gyeltshen C, Leda P, Zangpo T, van Klinken RD (2018) The first record of the cosmopolitan slug *Deroceras laeve* (O. F. Müller, 1774) (Gastropoda: Pulmonata: Agriolimacidae) in Bhutan. *Folia Malacologica* 26: 89-93. <https://doi.org/10.12657/folmal.026.006>
- Gomes SR, Thomé JW (2004) Diversity and distribution of the Veronicellidae (Gastropoda: Soleolifera) in the Oriental and Australian biogeographical regions. *Memoirs of the Queensland Museum* 49 (2): 589-601. URL: <https://biostor.org/reference/224707>
- Guindon S, Dufayard JF, Lefort V, Anisimova M, Hordijk W, Gascuel O (2010) New algorithms and methods to estimate maximum-likelihood phylogenies: Assessing the performance of PhyML 3.0. *Systematic Biology* 59 (3): 307-321. <https://doi.org/10.1093/sysbio/syq010>
- Havlác JC (2004) A new record of *Deroceras laeve* (O. F. Müller, 1774) from Pakistan (Gastropoda: Pulmonata: Agriolimacidae). *Folia Malacologica* 12: 181-182. <https://doi.org/10.12657/folmal.012.016>

- Hirano T, Kagawa O, Fujimoto M, Saito T, Uchida S, Yamazaki D, Ito S, Shariar SM, Sawahata T, Chiba S (2022) Species identification of introduced veronicellid slugs in Japan. PeerJ 10: e13197. <https://doi.org/10.7717/peerj.13197>
- Lefort V, Longueville J, Gascuel O (2017) SMS: Smart Model Selection in PhyML. Molecular Biology and Evolution 34 (9): 2422-2424. <https://doi.org/10.1093/molbev/msx149>
- López B, Zúñiga G, Mejía O (2019) Phylogeographic structure in the apparent absence of barriers: a case study of the Mexican land snail *Humboldtiana durangoensis* (Pulmonata: Humboldtianidae). Journal of Molluscan Studies 85: 244-252. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyz007>
- Maceira F. D (2003) Las especies de la familia Veronicellidae (Mollusca, Soleolifera) en Cuba. Revista de Biología Tropical 51 (3): 453-461. URL: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44911879018>
- Naranjo-García E, Thomé WJ, Castillejo JA (2007) Review of Veronicellidae from Mexico (Gastropoda: Soleolifera). Revista Mexicana de Biodiversidad 78: 41-50. URL: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532007000100004&lng=es&nrm=iso
- Naranjo-García E, Castillo-Rodríguez ZG (2017) First inventory of the introduced and invasive mollusks in Mexico. The Nautilus 131 (2): 107-126.
- Nurinsiyah AS, Hausdorf B (2018) Listing, impact assessment and prioritization of introduced land snail and slug species in Indonesia. Journal of Molluscan Studies 85 (1): 92-102. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyy062>
- Rueda A, Caballero R, Kaminsky R, Andrews KL (2002) Vaginulidae in Central America, with emphasis on the bean slug *Sarasinula plebeia* (Fischer). In: Barker GM (Ed.) Molluscs as Crop Pests. CABI Publishing, New York. [ISBN 9780851993201]. <https://doi.org/10.1079/9780851993201.0115>
- Strebil H, Pfeffer G (1880) Beitrag zur Kenntniss der Fauna mexikanischer Land-und Süßwasser-conchyliden. IV. Theil, 1-112; pls. 1-15 pp. [In German]. URL: <https://www.biodiversitylibrary.org/item/106422#page/7/mode/1up>
- Sysoev A, Schileyko A (2009) Land snails and slugs of Russia and adjacent countries. Pensoft Publishers, Sofia/Moscow, 455 pp. [ISBN 9546424749]
- Thomé JW (1989) Annotated and illustrated preliminary list of the Veronicellidae (Mollusca: Gastropoda) of the Antilles, and Central and North America. Journal of Medical and Applied Malacology 1: 11-28.
- Thomé JW (1993) Estado atual da sistemática dos Veronicellidae (Mollusca: Gastropoda) americanos, com comentários sobre sua importância econômica, ambiental e na saúde. Biociências 1: 61-75.
- Wiktor A (2000) Agriolimacidae (Gastropoda: Pulmonata) a systematic monograph. Annales Zoologici 49: 347-590. URL: http://rcin.org.pl/Content/57364/WA058_74192_P255-T49_Annal-Zool-Nr-4.pdf

Supplementary material

Suppl. material 1: GenBank accession numbers of sequences used in the phylogenetic inference of *Deroceras laeve* (Fig. 2) [doi](#)

Authors: Araiza-Gómez Victoria, Alvarez-Cerrillo Laura Regina, Yáñez-Rivera Beatriz

Data type: GenBank accession numbers of sequences, localities

Brief description: In this table the species, number of sequences of GenBank and localities of the specimens are listed. In total were used 143 sequences: 20 for *Deroceras invadens*, 101 for *D. laeve*, 20 for *D. reticulatum* and two for outgroup *Limax maximus*.

[Download file](#) (11.57 kb)

3. USE OF CONTINENTAL GASTROPODS AS BIOINDICATORS OF HUMAN IMPACT IN A SUBTROPICAL REGION

Laura Regina Alvarez-Cerrillo¹ (ORCID: 0000-0002-4474-9537); Miguel Betancourt-Lozano¹ (ORCID: 0000-0001-7267-4993); Arturo Ruiz-Luna¹ (ORCID: 0000-0001-6878-0929); Victoria Araiza-Gómez^{1,2,*} (ORCID: 0000-0001-5583-1918)

¹ Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, Mazatlán 82112, Sinaloa, México

² Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Departamento de Zoología, Ciudad de México 11340, México

Autor de correspondencia: Victoria Araiza-Gómez (varaiza9693@gmail.com)

Studies on Neotropical Fauna and Environment

Manuscrito sometido en junio de 2024

July 11, 2024

Mirco Solé
Editor-in-Chief
Studies on Neotropical Fauna and Environment
PRESENT

Dear Mirco Solé,

We are sending our original article entitled "**Use of continental gastropods as bioindicators of human impact in a subtropical region**" to be considered for publication in *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. All authors have reviewed and agreed upon the content of the manuscript and have met the requirements for authorship. We attended to the author's guidelines for the submission waiting the manuscript has what is necessary to approve the review process. We also are agreeing with the journal publication policy, including data publication policy, reviewing and publication decision procedure.

The manuscript is relevant since until today there are no proposal in Mexico to evaluate continental gastropods, terrestrial and freshwater, as bioindicators of human impact in a tropical region. We also report new records of native and introduced species.

There are no conflicts of interest to declare, and the study did not involve human subjects. We hope our manuscript meets the standards of quality and requirement of the journal you lead.

I thank you for your time and consideration. I look forward to hearing from you.

Sincerely,



Victoria Araiza
Corresponding author

Use of continental gastropods as bioindicators of human impact in a subtropical region

Laura Regina Alvarez-Cerrillo¹ (ORCID: 0000-0002-4474-9537); Miguel Betancourt-Lozano¹ (ORCID: 0000-0001-7267-4993); Arturo Ruiz-Luna¹ (ORCID:0000-0001-6878-0929); Victoria Araiza-Gómez^{1,2,*} (ORCID: 0000-0001-5583-1918)

¹ Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, Mazatlán 82112, Sinaloa, México

² Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Departamento de Zoología, Ciudad de México 11340, México; *Corresponding author: varaiza9693@gmail.com

ABSTRACT

This study explores the potential of continental gastropods as bioindicators of human impact within a subtropical environment. Their limited ability to disperse makes them effective in reflecting local environmental conditions. This study aimed to assess species abundance in an ecological gradient from rural to protected urban localities in a coastal area of northwest Mexico. A qualitative human impact index was established by assigning grades of qualitative attributes for each locality and then contrasted with the frequency and abundance of the gastropod species. A total of 859 gastropods of 21 species were collected, with the first report for Sinaloa state on the terrestrial species: *Allopeas gracile*, *Helicina* sp., *Praticolella mexicana*, and *Zonitoides* sp.; and the freshwater species: *Biomphalaria glabrata*, *Melanoides tuberculata*, *Physa* sp., *Pomacea* sp., and *Succinea* sp. Our results indicate that four terrestrial species could be used as bioindicators: *Bulimulus* sp. (herbivore, specialist), *Euglandina turris* (carnivorous, generalist), *Orthalicus melanocheilus* (herbivore, specialist), and *Tryonigens remondi* (herbivore, specialist). Native species showed low abundances and diversity in localities with moderate human impact index, contrasting with introduced species that exhibited high abundances; the distribution and abundance of subtropical continental gastropods reflect the environmental conditions associated with anthropogenic impact.

KEYWORDS: abundance, freshwater gastropods, introduced species, native species, terrestrial gastropods.

INTRODUCTION

The concern over how humans are affecting natural ecosystems has grown in recent years. Biological monitoring has become a critical tool for understanding and documenting the environmental impacts of pollution, habitat loss, and environmental deterioration. This could be performed by using bioindicators, which are species that could be sensitive or tolerant to impaired environmental conditions and, therefore could be useful to assess the health of the ecosystems, and the disturbances caused by human intervention (Parmar et al. 2016).

Continental gastropods play a crucial role in terrestrial and aquatic ecosystems, acting as duartnutrient recyclers, herbicide degraders, bioindicators of environmental pollution and habitat conservation (Druart et al. 2011, Dar et al. 2017). Due to these characteristics, they elicit a strong influence on the ecosystem dynamics, where they could play key roles in trophic chains, such as being intermediate hosts and parasite vectors that affect agricultural and livestock activities, and even humans. In turn, anthropogenic activities, including intensive agriculture, urbanization, and pollution, could negatively affect its community structure in response to the modification of the environment (Rosin et al. 2017). Modified habitats can facilitate the establishment and expansion of introduced species, also alternatively referred to as non-native, alien, non-indigenous, or exotic species, referring to any species occurring outside its natural past or present range, dispersed by direct or indirect, intentional, or unintentional human activities (Walther et al. 2009). Unsurprisingly, the introduced species are increasingly prevalent in tropical landscapes that were originally characterized by diverse native flora and fauna (Nurinsiyah et al. 2016). In Mexico, various introduced species from Europe, Asia, and Africa have been recorded.

However, little attention has been focused on the relationship between human-modified habitats and the presence of these species.

Despite their ecological importance, there are relatively few studies dealing with continental gastropods, especially those from neotropical regions, and even less about how their distribution and abundance patterns could be affected by anthropogenic activities and land use (Tovar-Juárez et al. 2020); something that have led some species to extinction (local and even total) or have transformed the biodiversity landscapes where few species become dominant in modified habitats (Rosin et al. 2017). Some of the current topics in gastropod ecology focus on processes like habitat loss, reduction of biological diversity, ecosystem services, and productive capacity of the ecosystems (Torre et al. 2014, Nicolai and Ansart 2017).

The southern region of Sinaloa is an area of great biological and ecological diversity. According to published studies, there have been 1,075 native continental species reported in Mexico, of which 30 species (2.79 %) are distributed in Sinaloa (López et al. 2022). Gastropod studies in Sinaloa, however, focus mainly on faunistic lists without analyzing ecological parameters such as distribution, abundance, and effects of anthropogenic activities. This is an area with natural vegetation mainly composed of tropical dry forest, forest, xeric scrub, and grazing land; where the anthropized land is dominated by agriculture, rural and urban areas, and areas with no vegetation or secondary vegetation (INEGI 2017, 2020). Sinaloa is situated in the transition zone between two biogeographic regions: the Nearctic and Neotropical, as well as between two regional provinces: the Pacific Lowlands and Sierra Madre Occidental (Morrone et al. 2017, Morrone 2019). This region is interesting because of the border effect caused by the transition between regions, where greater diversity would be expected due to the potential

presence of species from both regions, which would make it a priority area for conservation. With this context, we proposed to use gastropods as bioindicators of environmental impact in a sensitive and biodiverse subtropical region. By contrasting areas with different impact scenarios, we found distinctive differences in the presence and abundance of continental gastropods, principally the terrestrial ones, mainly because of the modifications in the distribution of native versus introduced species.

MATERIALS AND METHODS

1. Site selection and sampling

Mazatlan municipality has 3,068.48 km² (5.26 % of Sinaloa), and 501,441 habitants (INEGI 2020). The main economic activities are tourism, agriculture and cattle activities, while it has seen an accelerated urbanization in the last 15 years (Ruiz-Luna et al. 2019). Within the municipality, 4 localities were chosen for this study. One rural locality, Siqueros, and three protected urban areas: Estero del Yugo, ADVC Paco's Reserva de Flora y Fauna (Paco'sRFyF) and El Faro. The urban localities were private and public protected premises, surrounded by urban growth consequence of the accelerated rate of landscape fragmentation in Mazatlan.

Samplings were conducted from June 2019 to April 2022. Sampling sites were selected based on accessibility (Figure 1). Each sampling event was performed by 1 to 4 persons, and the sampling effort was carried out by time with a minimum of 20 minutes of a search for each

person to cover a minimum of 1 hour (Table S1). The distribution and abundance of the continental (terrestrial and freshwater) gastropods were recorded for each of the sampling localities. Each sampling effort consisted of searching directly for live and dead specimens on the surface of the substrate and 10 cm under it digging with a shovel, looking within the vegetation, shrubs, leaf litter, branches, trunks, underneath rocks, and gardens of some houses. Sampling was standardized by considering a total of 35 hours of sampling effort for each category of Human Impact (see below). For the freshwater gastropods, sampling was performed in water bodies within the terrestrial localities, therefore using the same sampling effort for each category of impact. The shells of freshwater gastropods were collected from shallow waters in agricultural irrigation canals, areas near dams, and wastewater channels.

After sampling, live organisms were sacrificed and preserved in 90% ethanol. Specimens were taxonomically identified to genus and species level when possible, using morphological characters. The genus-level identification was made with conchological characters using Fahy's key (2003). To identify species level, other keys and specialized literature such as Strebel (1873), von Martens (1890), Pilsbry (1956) and Pérez (2011), considering previous distribution records documented in Thompson (2011), Czaja et al. (2020) and López et al. (2022).

2. Human Impact index (HI)

A Human Impact Index (HI) was developed using seven parameters (I-VII), each one divided into various categories with varying values of weight to rank the extent and relative importance of modifications made by humans (Table 1). The categories were adapted from Tovar-Juárez et al. (2020); agriculture, livestock, and human establishments), while the remaining parameters were adapted from Sandamali et al. (2013) and Ruiz-Luna et al. (2019). Each sampling site was HI-graded based on field observations. The total sum of the seven parameters ranged from 0 to 20, so the overall ranking of HI was divided as follows: low impact (0 to 6 points), moderate impact (7 to 13 points) and high impact (14 to 20 points).

3. Distribution, abundance, richness and diversity

An absence/presence matrix was constructed to compare the species distribution according to the human impact index of the localities. Information from fieldwork observations and literature about their life habits, such as primary habitat (soil, arborous, freshwater), diet (herbivore, carnivorous, omnivore), and niche specificity (specialist/generalist) was considered, as well as whether they were native or introduced (non-native) species, these last ones according to references of their origin.

With the abundance of gastropods' species, rarefaction curves of accumulated species (Magurran and McGill 2011) were built using an abundance matrix to account for the representativeness of the HI categories. The ecological descriptors of the number of species (richness, S) and diversity (with the Shannon Index, $H'(\log_{10})$) (Magurran 2004, 2005, 2010) were calculated using the PRIMER 6 program (V. 6.1.10) from the abundance matrix.

RESULTS

A total of 859 continental gastropods (755 terrestrial and 118 freshwater) of 21 species (15 terrestrial and 6 freshwater) were collected. It implied 41 sampling events (Figure 1, Table S1), representing 70 sampling hours (an average of 1.7 h per sampling); the rarefaction analysis indicated that the sampling effort was representative of the species occurring in the HI categories (data not shown). Abundances by sampling and locality are reported in Table S2.

Low-impacted areas showed higher richness ($S= 20$ spp.) compared with moderated impacted areas ($S= 15$ spp.). We report here new distribution records of nine species in Sinaloa state (Table 2): four terrestrial species (*Allopeas gracile*, *Helicina* sp., *Praticolella mexicana* and *Zonitoides* sp.) and five freshwater species (*Biomphalaria glabrata*, *Melanoides tuberculata*, *Physa* sp., *Pomacea* sp. and *Succinea* sp.). The habitats of terrestrial species of gastropods were soil (53%, 8 spp.) and arborous (47%, 7 spp.). In terms of diet, 73.3% were herbivores, 13.3% carnivorous and 13.3% omnivorous, while in terms of their specific niche, six were generalists (40%) and nine specialist species (60%). For the freshwater species, four were herbivores and two were omnivorous (Table 2).

The rural locality of Siqueros presented low and moderate HI, while the other three urban localities (Estero del Yugo, Paco'sRFyF, and El Faro) presented moderate HI. Based on the total number of species (21), different occurrences of species were observed regarding the low and moderate categories: 95.24% at Siqueros low HI, and 38.10% at moderate HI, whereas 57.14% were present in Paco'sRFyF, 19.05% in El Faro and 14.29% in Estero del Yugo (Table 3). Noticeably, 5 species were present only in the low category at Siqueros, and not in the moderate category (even for the Siqueros moderate category). These species (*Bulimulus* sp., *E. turris*, *O. melanocheiulus*, *P. tenuis* and *T. remondi*) were therefore considered bioindicator species.

In general, the comparison of abundance indicates that 7 terrestrial species showed considerably higher abundances in the low HI category than in the moderate category (Figure 2). Of them, 6 are native, except *P. mexicana* (none of them was previously identified as bioindicator), where specialist and arborous species showed lower abundances in both HI categories. In contrast, all freshwater species in both HI categories are generalist, with predominant herbivorous habits. While none of the terrestrial species showed noticeably higher abundances in moderate HI category, the contrary happened for the freshwater introduced species, the omnivorous *Pomacea* sp. and *M. tuberculata*. The introduced species, *B. glabrata*, was the only aquatic species with a higher abundance in low HI.

The calculated diversity $H'(\log_{10})$ was higher in the low HI ($H'=0.5$ mean) localities compared to the moderate HI localities ($H'=0.3$ mean) and was not significantly different (Figure 3).

DISCUSSION

In this study, we characterized how human-induced habitat modifications could relate to alterations in continental gastropods' distribution and abundance, but not in their diversity. Several terrestrial species, most of the specialists, were completely absent in areas with moderate impact, which makes them potentially considered as bioindicators: *Bulimulus* sp. (herbivore, specialist), *Euglandina turris* (carnivorous, generalist), *Orthalicus melanocheilus* (herbivore, specialist), and *Tryonigens remondi* (herbivore, specialist). All of them have low abundance in low HI, except *P. mexicana*. However, the lack of differences in diversity among the HI categories could be explained by the limitations in representativeness of the sampling design, but also by the fact that all introduced species were present in both categories. This suggests that the observed changes in land use could have favored the introduction of species, even though the level of disturbance is not evident; further studies are necessary to assess the ecological and even the economical consequences of such introductions.

The main factor affecting native terrestrial species' distribution could be the canopy cover (Nurinsiyah et al. 2016), usually reduced in areas subjected to human intervention. A reduced density of canopy cover leads to higher insolation, which in turn raises temperatures and lowers humidity levels at the forest floor, causing a decline in terrestrial land snail populations; besides the lack of woody debris of natural forest and leaf-litter which are an habitat resource and offer protection during drought and winter for terrestrial gastropods (Nurinsiyah et al. 2016). This could be evident for terrestrial species such as *Linisa richardsoni*, *Orthalicus* sp.,

Euglandina sp., and *L. acutedentata*. which showed a drastic reduction of abundance in moderated-impacted localities.

Environmental degradation opens the possibility of colonization for introduced species, which usually show a higher presence in impacted areas due to the fact that they may gain advantages from conditions created by canopy-opening disturbance, either through decreased predation or competition, or by taking advantage of a new or expanded resource (Bloch & Willing, 2006). Some studies indicate that the additive factors of human activities have promoted the accelerated dispersion of species and changed their distribution and diversity (e.g., Horsák et al. 2009); among them, change in land use is the main factor reflecting the habitat modification due to human population growth (Vázquez-Reyes et al. 2019). In our study, the low abundance of native species likely reflects negative changes in habitat conditions derived from anthropogenic activities. This phenomenon normally leads to a turnover of species, as alien or invading species are characterized as having more adaptations for disturbed environments than native species, which could in turn further affect ecosystem functions across different spatial scales (Mouillot et al. 2013). Based on this, some authors defend the idea of habitat heterogeneity to increase land mollusk diversity in large and continuous areas (Torre et al. 2014). This may be true for species like *Allopeas gracile*, an introduced species reported as a good colonizer in many parts of the world like tropical and subtropical areas of Asia, Australia, and Polynesia, as well as Central and South America. It has been introduced in the Caribbean region, and into the southeastern USA (Capinera 2017). This species was described from India but its origin has been suggested as South America.

Habitat modifications could differentially affect snails depending on their feeding habits. For instance, carnivorous species need wider vegetation cover to find their feeding resources, therefore are likely to be most affected by anthropogenic disturbances. In our study, the only carnivorous species recorded were *Euglandina* sp., which showed higher abundance in low HI, and *Euglandina turris*, which was only present in low. Similarly, arborous species also need places with more vegetation. In our study, all arborous species have higher abundances in low HI than in moderate (*Orthalicus* sp., *O. melanocheilus*, *Drymaeus* sp., *Helicina* sp. and *Tryonigens remondi*).

An interesting species to note is *P. mexicana*. According to Pérez (2011), this species is commonly found in disturbed areas with high population densities, such as shrubs, tall grass, and under trash. It is also known to climb walls and grass. However, our study found that this species was present in areas with low impact and absent in areas with moderate impact. This is the first time *P. mexicana* has been reported in Sinaloa, northwest Mexico, even though it was initially described in northwestern Mexico. Therefore, caution should be taken when considering this species as a bioindicator, and further studies are needed to observe their behavior and distribution.

Regarding freshwater species, some have high tolerance for changes in water quality and other environmental factors. This allows them to adapt to disturbed environments, such as contaminated water bodies or fluctuations in oxygen levels (Gümü, s, et al. 2022). In this sense, species introduced have more efficient reproductive strategies than native species; this is the case of *M. tuberculata*, an invasive species, which normally occurs in artificial body waters (e.g. agricultural irrigation canals, areas near dams, and wastewater channels) as we registered in this

study. The species is native from the south of Asia and north of Africa, and it can be considered as a threat to aquatic ecosystems due to its potential as invasive species for presenting capacity to partenogenesis, viviparity, high reproductive success, and high capacity of dispersion and adaptation to human modified habitats (Tinajero et al. 2018). Similarly, we observed another two freshwater species potentially introduced: *B. glabrata* and *Pomacea* sp. (Czaja et al. 2020). In the case of *B. glabrata* authors propose that its ancestor originated in Africa, then moved towards the Atlantic area and arrived in the southern part of America (DeJong et al. 2001). Its presence and abundance in low HI may be related to factors such as food availability and the presence of shelters that favor their establishment due to this species being smaller in size compared to *M. tuberculata* and *Pomacea* sp. On the other side, the genus *Pomacea* should be studied as a separate case since further studies are needed to make a proper taxonomic assignment, including the use of molecular markers, due to the difficulty of identifying the species. However, a fact to note, is that even if they are introduced species, they are actually present in the low-impact sites, contributing to the increment in the richness and diversity of these localities.

This study includes first-time records for Sinaloa of both terrestrial (*Allopeas gracile*, *Helicina* sp., *Praticolella mexicana*, and *Zonitoides* sp.) and freshwater species (*Biomphalaria glabrata*, *Melanooides tuberculata*, *Physa* sp., *Pomacea* sp., and *Succinea* sp.) Altogether, we provide basic information to identify native populations of continental gastropods possibly at risk, as well as species introduced and with invasive potential. We propose further studies to assess all levels of human impact gradient, in different seasons and ecosystems.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by CONAHCyT through a scholarship granted to LRAC (CVU: 695549) and is part of requirements to Doctoral degree at the Posgrado en Manejo Ambiental, CIAD. Thanks to all the people who helped with fieldwork as guides and volunteers, also in the laboratory and other activities. To M.A. Sánchez R. for the elaboration of the map. Special thanks to the associations: the ADVC Paco's Reserva de Flora y Fauna, El Estero del Yugo, and El Patronato del Faro. Special thanks to B. Yáñez Rivera for her continuous and tenacious support of this project.

DECLARATION OF INTEREST STATEMENT

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

REFERENCES

1. Capinera, J. L. (2017). Biology and Food Habits of the Invasive Snail *Allopeas gracile* (Gastropoda: Subulinidae). *Florida Entomologist*, 100(1), 116-123.
<https://doi.org/10.1653/024.100.0117>
2. Czaja, A., Meza-Sánchez, I. G., Estrada-Rodríguez, J. L., Romero-Méndez, U., Sáenz-Mata, J., Ávila-Rodríguez, V., Becerra-López, J. L., Estrada-Arellano, J. R., Cardoza-Martínez, G. F., Aguillón-Gutiérrez, D. R., Cordero-Torres, D. G., & Covich, A. P. (2020). The freshwater snails (Mollusca: Gastropoda) of Mexico: updated checklist, endemism hotspots, threats and conservation status. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91, e912909. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.2909>
3. Dar, M. A., Pawar, K. D., & Pandit, R. S. (2017). Gut Microbiome Analysis of Snails: A Biotechnological Approach. In: *Organismal and Molecular Malacology*, 189-217.
doi:10.5772/68133
4. DeJong, R. J., Morgan, J. A., Paraense, W. L., Pointier, J. P., Amarista, M., Ayeh-Kumi, P. F., Babiker, A., Barbosa, C. S., Brémond, P., Pedro Canese, A., de Souza, C. P., Dominguez, C., File, S., Gutierrez, A., Incani, R. N., Kawano, T., Kazibwe, F., Kpikpi, J., Lwambo, N. J., Mimpfoundi, R., Njiokou, F., Noël Poda, J., Sene, M., Velásquez, L.E., Yong, M., Adema, C.M., Hofkin, B. V., Mkoji, G. M., & Loker, E. S. (2001). Evolutionary relationships and biogeography of *Biomphalaria* (Gastropoda: Planorbidae) with implications regarding its role as host of the human bloodfluke, *Schistosoma*

mansoni. *Molecular Biology and Evolution*, 18(12), 2225-39.

<https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a003769>

5. Druart, C., Millet, M., Scheifler, R., Delhomme, O., & de Vaufleury, A. (2011). Glyphosate and glufosinate-based herbicides: fate in soil, transfer to, and effects on land snails. *Journal Soils Sediments*, 11, 1373-1384.
<https://doi.org/10.1007/s11368-011-0409-5>
6. Fahy, N. E. (2003). Clave de los géneros de moluscos terrestres mexicanos usando caracteres conquiológicos. *Revista de Biología Tropical*, 51(3), 473-482.
7. Gümü,ş, B. A., Gürbüz, P., & Altındağ, A. (2022). Towards a Sustainable World: Diversity of Freshwater Gastropods in Relation to Environmental Factors—A Case in the Konya Closed Basin, Türkiye. *Diversity*, 14(11), 934. <https://doi.org/10.3390/d14110934>
8. Horsák, M., Juříčková, L., Kintrová, K., & Hákeš, O. (2009). Patterns of land snail diversity over a gradient of habitat degradation: a comparison of three Czech cities. *Biodiversity Conservation*, 18, 3453-3466. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9654-y>
9. INEGI. (2017). Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México). *Anuario estadístico y geográfico de Sinaloa 2017 / Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. Mexico, INEGI, 475 p.
10. INEGI. (2020). Censo de Población y Vivienda. Información por entidad. Consulted in: <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/sin/territorio/default.aspx?tema=me&e=25> February 2022.
11. López, B., Naranjo-García, E., & Mejía, O. (2022). Diversity patterns of Mexican land and freshwater snails: a spatiotemporal approach. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 93, e9339662. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.3966>

12. Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford.
13. Magurran, A. E. (2005). Biological diversity. *Current Biology*, *15*, R116-R118.
14. Magurran, A. E. (2010). Question and answer: what is biodiversity? *BMC Biology*, *8*, 145.
15. Magurran, A. E., & McGill, B. J. (eds.) (2011). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford and New York: Oxford University Press. xvii + 345 p.; ill.; index. ISBN: 978-0-19-958066-8 (hc); 978-0-19-958067-5 (pb).
16. Mouillot, D., Bellwood, D. R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki, M., Lavergne, S., Lavorel, S., Mouquet, N., Paine, C. E. T., Renaud, J., & Thuiller, W. (2013). Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems. *PLoS Biology*, *11*(5), e1001569.
<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569>
17. Morrone, J. J., Escalante, T., & Rodríguez-Tapia, G. (2017). Mexican biogeographic provinces: map and shapefiles. *Zootaxa*, *4277*, 277–279.
<https://doi.org/10.11646/zootaxa.4277.2.8>
18. Morrone, J. J. (2019). Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *90*, e902980. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2980>
19. Nicolai, A., & Ansart, A. (2017). Conservation at a slow pace: terrestrial gastropods facing fast-changing climate. *Conservation Physiology*, *5*(1), cox007,
<https://doi.org/10.1093/conphys/cox007>

20. Nurinsiyah, A. S., Fauzia, H., Henning, C., & Hausdorf, B. (2016). Native and introduced land snail species as ecological indicators in different land use types in Java. *Ecological Indicators*, 70, 557-565. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.013>
21. Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110-118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>
22. Pérez, K. E. (2011). A new species of *Praticolella* (Gastropoda: Polygyridae) from northeastern Mexico and revision of several species of this genus. *The Nautilus*, 125, 113-126.
23. Pilsbry, H. A. (1956). Inland Mollusca of northern México. III. Polygyrydae and Potadominae. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 108, 19-40.
24. Rosin, Z. M., Lesicki, A., Kwiecinski, Z., Skórka, P., & Tryjanowski, P. (2017). Land snails benefit from human alterations in rural landscapes and habitats. *Ecosphere*, 8, e01874. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1874>
25. Ruiz-Luna, A., Bautista Bautista, R., Hernández-Guzmán, R., & Camacho-Valdéz, V. (2019). Uneven distribution of urban green spaces in a coastal city in northwest Mexico. *Local Environment*, 24(5), 458-472. <https://doi.org/10.1080/13549839.2019.1590324>
26. Ruiz-Luna, A., & Berlanga-Robles, C. A. (2003). Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecology*, 18, 159–171. <https://doi.org/10.1023/A:1024461215456>

27. Sandamali, M. A. N., Rathnayake, R. M. C. W. M., Liyanage, N. P. P., & Jayamanne, S. C. (2013). Application of GIS to Identify Potential Areas for Aquaculture in Badulla District in Uva Province. *Proceedings of the Research Symposium of Uva Wellassa University*, 12-13: 59-61.
28. Strebel, H. (1873). *Beitrag zur Kenntniss der Fauna mexikanischer Land- und Süßwasser-Conchylien*. Theil I:1-69; pls. 1-6. Hamburg, J. J. Kerbst.
29. Thompson, F. G. (2011). An annotated checklist and bibliography of the land and freshwater snails of Mexico and Central America. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History*, 50, 1-299.
30. Tinajero, R., Partida-Pérez, A., Bermúdez-González, M. P. (2018). Primer registro del caracol viajero invasor *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) en San Luis Potosí, México. *Hidrobiológica*, 28(3), 349-351.
<https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2018v28n3/Tinajero>
31. Torre, I., Bros, V., & Santos, X. (2014). Assessing the impact of reforestation on the diversity of Mediterranean terrestrial Gastropoda. *Biodiversity and Conservation*, 23, 2579-2589. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0740-4>
32. Tovar-Juárez, E., López-Paz, V. I., Naranjo-García, E., Estrada-Santos, Y., Negrete-Moreno, P. M., & Espinoza-Toledo, A. (2020). Variation of the community structure of terrestrial gastropods in different plant associations from the Coatán River watershed, southeastern Chiapas, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (N.S.) 36(1), 1-16.
<https://doi.org/10.21829/azm.2020.3612307>

33. Vázquez-Reyes, C. J., Martínez-Gutiérrez, G., Mora-Olivo, A., Correa-Sandoval, A., Horta-Vega, J. V., Arriaga-Flores, J. C., & Venegas-Barrera, C. S. (2019). Biodiversity risk from land-cover change in terrestrial priority regions and protected natural areas in northeastern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *90*, e902726. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2726>
34. von Martens, E. C. (1890-1901). *Biologia Centrali-Americana*. Land and freshwater Mollusca. London, 706 p.
35. Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V. E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilà, M., Vohland, K., & Settele, J. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, *24*(12), 686-693. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.008>

APPENDICES

Table S1. Sampled sites (n=41) at Mazatlan municipality, with rural and protected urban areas (PUA). Ordered by human impact index first and then for locality. The sum of the values of the seven parameters (A-G) to calculate the total Human Impact index (HI) and the final category was one of the next two: low impact [0 to 6] and moderate impact [7 to 13]. It shows the sampling effort (hours), abundance (n), richness (S), and diversity $H'(\log_{10})$ for the continental gastropods (terrestrial and freshwater). Based on the categorization of the HI index, only two categories were present: low impact (35 h, n=14 samplings) and moderate impact (35 h, n=27 samplings).

ID	Locality	Latitude	Longitude	Parameters							HI total	HI Index	Area	Samping effort time (h)	n	S	H'	
				I	II	III	IV	V	VI	VII								
56	Siqueros	23.3511	-106.2358	1	1	0	1	1	0	1	5	Low	Rural	2.00	54	2	0.040	
55		23.3499	-106.2391	1	1	0	1	1	0	0	4			4.00	102	9	0.477	
68		23.3509	-106.2227	1	1	0	1	1	0	0	4			1.00	5	1	0.000	
86		23.3506	-106.2188	1	1	0	0	1	0	0	3			5.00	47	1	0.000	
136		23.3473	-106.2338	1	1	0	1	1	0	1	5			6.00	70	7	0.705	
137		23.3481	-106.2345	1	1	0	1	1	0	0	4			2.00	111	7	0.451	
128		23.3376	-106.2396	1	1	0	0	1	0	0	3			1.00	7	4	0.501	
132		23.3503	-106.2467	1	1	0	1	1	0	0	4			2.00	48	8	0.723	
129		23.3499	-106.2384	1	1	0	1	1	0	0	4			2.50	69	9	0.484	
131		23.3540	-106.2357	1	1	0	1	1	0	0	4			1.00	30	3	0.297	
133		23.3426	-106.2273	1	1	0	1	1	0	0	4			3.00	40	5	0.525	
134		23.3445	-106.2229	1	1	0	1	1	0	0	4			3.00	11	5	0.504	
135		23.3471	-106.2189	1	1	0	1	1	0	0	4			2.00	41	6	0.635	
144		23.3352	-106.2383	1	1	0	1	1	0	0	4			0.50	1	1	0.000	
60	Estero del Yugo	23.3139	-106.2305	5	1	0	1	1	1	0	9	Moderate	PUA	1.00	25	1	0.000	
61		23.3108	-106.2271	5	1	0	1	1	1	0	9			1.00	13	6	0.689	
100		23.3393	-106.2392	4	2	0	2	1	0	0	9			1.00	3	3	0.477	
57		23.3073	-106.4868	1	1	3	1	1	0	0	7			1.00	1	1	0.000	
74		23.3039	-106.4843	1	1	3	1	1	0	0	7			2.50	3	2	0.276	
99		23.3019	-106.4829	1	1	3	2	2	0	0	9			0.66	1	1	0.000	
24		23.2992	-106.4403	1	1	3	2	1	0	0	8			2.00	27	4	0.403	
30		23.2994	-106.4407	1	1	3	2	1	0	0	8			2.00	31	2	0.248	
39		23.2979	-106.4429	1	1	3	1	1	0	0	7			2.00	3	2	0.276	
41		23.2995	-106.4390	1	1	3	1	1	0	0	7			1.00	6	2	0.276	
301	23.2995	-106.4390	1	1	3	2	1	0	0	8	1.00	2	2	0.301				
65	23.3003	-106.4400	1	1	3	2	1	0	0	8	0.42	2	2	0.301				
66	23.2996	-106.4399	1	1	3	2	1	0	0	8	0.42	16	4	0.452				
78	23.2981	-106.4424	1	1	3	1	1	0	0	7	1.00	11	5	0.562				
98	23.2995	-106.4433	1	1	3	2	1	0	0	8	2.30	6	2	0.196				
308	23.3022	-106.4417	1	1	3	2	1	0	0	8	1.00	3	2	0.276				
305	23.3042	-106.4355	1	1	3	2	1	0	0	8	1.50	4	2	0.244				
300	23.3024	-106.4395	1	1	3	2	1	0	0	8	1.00	5	3	0.458				
302	23.2972	-106.4428	1	1	3	2	1	0	0	8	1.00	5	3	0.458				
307	23.2966	-106.4391	1	1	3	2	1	0	0	8	3.00	2	2	0.301				
204	23.3076	-106.4387	1	1	3	2	1	0	0	8	2.00	5	2	0.217				
309	23.3065	-106.4388	1	1	3	2	1	0	0	8	2.50	3	3	0.477				
310	23.3036	-106.4357	1	1	3	2	1	0	0	8	1.00	2	2	0.301				
101	El Faro	23.1801	-106.4259	1	1	7	2	2	0	0	13	1.00	3	1	0.000			
409		23.1791	-106.4262	1	1	7	2	2	0	0	13	0.20	8	3	0.391			
401		23.1790	-106.4262	1	1	7	2	2	0	0	13	0.50	14	3	0.390			
408		23.1813	-106.4260	1	1	7	2	2	0	0	13	1.00	19	2	0.090			
													Sum	70.00	859.00			
													Media	1.71	20.95	3.29	0.33	
													Stand.Dev	1.23	27.35	2.24	0.21	
													Max			9.00	0.72	
													Min			1.00	0.00	

Table S2. Sampled sites (n=41) at Mazatlan municipality, of each continental gastropod species (t: terrestrial, fw: freshwater species). Based on the categorization of the HI index, only two categories were present: low impact (35 h, n=14 samplings) and moderate impact (35 h, n=27 samplings). Localities: Siqueros (S), Estero del Yugo (Est), PAco'sRFyF (Pac) and El Faro (Far).

Habitat	Species	Human Impact (HI) Abundance Locality					Low and Moderate (n)	Low HI			Moderate HI		
		L S	M S	M Est	M Pac	M Far		(n)	average	s.d.	(n)	average	s.d.
t	<i>Allopeas gracile</i>	2	1	0	3	1	7	2	0.14	0.53	5	0.19	0.48
t	<i>Bulimulus</i> sp.	1	0	0	0	0	1	1	0.07	0.27	0	0.00	0.00
t	<i>Drymaeus serperastrum</i>	5	0	0	5	0	10	5	0.36	0.84	5	0.19	0.79
t	<i>Drymaeus</i> sp.	11	0	1	5	1	18	11	0.79	1.53	7	0.26	0.71
t	<i>Euglandina turvis</i>	1	0	0	0	0	1	1	0.07	0.27	0	0.00	0.00
t	<i>Euglandina</i> sp.	38	0	0	13	0	51	38	2.71	3.77	13	0.48	0.85
t	<i>Helicina</i> sp.	12	0	0	1	0	13	12	0.86	1.46	1	0.04	0.19
t	<i>Litisa acutedentata</i>	79	1	0	1	0	81	79	5.64	8.03	2	0.07	0.27
t	<i>Litisa richardsoni</i>	279	2	3	56	32	372	279	19.93	26.72	93	3.44	5.03
t	<i>Litisa</i> sp.	5	0	0	8	0	13	5	0.36	1.34	8	0.30	0.87
t	<i>Orthalicus melanocheilus</i>	6	0	0	0	0	6	6	0.43	1.34	0	0.00	0.00
t	<i>Orthalicus</i> sp.	81	0	1	2	0	84	81	5.79	12.29	3	0.11	0.32
t	<i>Praticolella mexicana</i>	19	0	0	0	0	19	19	1.36	5.08	0	0.00	0.00
t	<i>Tryonitgens remondi</i>	1	0	0	0	0	1	1	0.07	0.27	0	0.00	0.00
t	<i>Zonitoides</i> sp.	39	1	0	14	10	64	39	2.79	4.76	25	0.93	1.80
fw	<i>Biomphalaria glabrata</i>	53	3	0	0	0	56	53	3.79	14.16	3	0.11	0.58
fw	<i>Melanoides tuberculata</i>	1	6	0	24	0	31	1	0.07	0.27	30	1.11	4.48
fw	<i>Physa</i> sp.	0	2	0	0	0	2	0	0.00	0.00	2	0.07	0.38
fw	<i>Planorbella tenuis</i>	1	0	0	0	0	1	1	0.07	0.27	0	0.00	0.00
fw	<i>Pomacea</i> sp.	1	25	0	0	0	26	1	0.07	0.27	25	0.93	4.81
fw	<i>Succinea</i> sp.	1	0	0	1	0	2	1	0.07	0.27	1	0.04	0.19
	Total (n)	636	41	5	133	44	859	636	45.43	34.31	223	8.26	8.49

TABLES

Table 1. Qualitative weightings of the seven parameters (I-VII) used to calculate the Human Impact Index (HI). A lower value corresponds to less influence of anthropogenic activity and vice versa. The final value of HI for each sampling site was obtained from the sum of I to VII parameters (individual location values shown in Table S1).

Parameters		Categories	Weightings
I	Predominant vegetation	natural vegetation	0
		modified and natural vegetation	1
		modified vegetation	2
		vegetation of a particular house garden	4
		no vegetation	5
II	Settlement density	no human settlements	0
		scarcely construction of settlements	1
		rural colony	2
III	Protected urban area	do not apply	0
		low density of tourists	3
		high density of tourists	7
IV	Road accessibility	no road for cars	0
		traced road with no concrete	1
		roads of concrete	2
V	Trash	no observed	0
		few	1
		moderate	2
VI	Agriculture	absent	0
		observed	1
VII	Livestock	absent	0
		observed	1

Table 2. Characterization of continental gastropods in Mazatlan localities (2019-2022) according to their life habits and their occurrence (1 - presence or 0 - absence) in localities according to the category of the human impact index. The definition of diet and niche specificity was based on fieldwork observations and literature (not shown). Bold names indicate introduced species.

Terrestrial (t), freshwater (fw).

Superfamily	Family	Terrestrial species	Main habitat	Diet	Niche specificity	Human Impact (HI)	
						Low	Moderate
Achatinoidea	Achatinidae	<i>Allopeas gracile</i> (T. Hutton, 1834)	soil	omnivore	generalist	1	1
Helicoidea	Helicinidae	<i>Helicina</i> Lamarck, 1799	arborous	herbivore	specialist	1	1
Oleacinoidea	Spiraxidae	<i>Englandina</i> Crosse & P. Fischer, 1870	soil	carnivorous	generalist	1	1
Gastrodontoidea	Gastrodontidae	<i>Zantoides</i> Lehmann, 1862	soil	omnivore	generalist	1	1
Helicoidea	Polygyridae	<i>Litsea acutedentata</i> (W. G. Binney, 1857)	soil	herbivore	specialist	1	1
Helicoidea	Polygyridae	<i>Litsea richardsoni</i> (E. von Martens, 1892)	soil	herbivore	generalist	1	1
Helicoidea	Polygyridae	<i>Litsea</i> Pilsbry, 1930	soil	herbivore	specialist	1	1
Orthalicoidea	Bulinulidae	<i>Drymaeus serperastrum</i> (Say, 1829)	arborous	herbivore	specialist	1	1
Orthalicoidea	Bulinulidae	<i>Drymaeus</i> Albers, 1850	arborous	herbivore	specialist	1	1
Orthalicoidea	Orthalicidae	<i>Orthalicus</i> H. Beck, 1837	arborous	herbivore	specialist	1	1
Helicoidea	Xanthonychidae	<i>Tryonigens remondi</i> (Tryon, 1863)	arborous	herbivore	specialist	1	0
Oleacinoidea	Spiraxidae	<i>Englandina turris</i> (L. Pfeiffer, 1846)	soil	carnivorous	generalist	1	0
Orthalicoidea	Bulinulidae	<i>Bulimulus</i> Leach, 1814	soil	herbivore	specialist	1	0
Orthalicoidea	Orthalicidae	<i>Orthalicus melanochelus</i> (Valenciennes, 1827)	arborous	herbivore	specialist	1	0
Helicoidea	Polygyridae	<i>Praticolella mexicana</i> Perez, 2011	arborous	herbivore	generalist	1	0
Number of species					15	15	10
Freshwater species							
Ampullarioidea	Ampullariidae	<i>Pomacea</i> Perry, 1810	freshwater	omnivore	generalist	1	1
Cerithioidea	Thinariidae	<i>Melanoides tuberculata</i> (O. F. Müller, 1774)	freshwater	omnivore	generalist	1	1
Lymnaeoidea	Planorbidae	<i>Biomphalaria glabrata</i> (Say, 1818)	freshwater	herbivore	generalist	1	1
Succineoidea	Succineidae	<i>Succinea</i> Draparnaud, 1801	freshwater	herbivore	generalist	1	1
Lymnaeoidea	Planorbidae	<i>Planorbella tenas</i> (Dunker, 1850)	freshwater	herbivore	generalist	1	0
Lymnaeoidea	Physidae	<i>Physa</i> Draparnaud, 1801	freshwater	herbivore	generalist	0	1
Number of species					6	5	5

Table 3. Presence (1) and absence (0) of species according to locality. Gray lines indicate the species proposed as bioindicators. Introduced species are shown in bold letters. The occurrence of species (%) means the proportion of species present in each locality and human impact (HI) category to the total number of continental species (21).

Locality HI index Species	Siqueros		Estero del Yugo	Paco'sRFyF	El Faro
	Low	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate
<i>Allopeas gracile</i>	1	1	0	1	1
<i>Biomphalaria glabrata</i>	1	1	0	0	0
<i>Bulinulus</i> sp.	1	0	0	0	0
<i>Drymaeus serpeastrum</i>	1	0	0	1	0
<i>Drymaeus</i> sp.	1	0	1	1	1
<i>Euglandina tarris</i>	1	0	0	0	0
<i>Euglandina</i> sp.	1	0	0	1	0
<i>Helicina</i> sp.	1	0	0	1	0
<i>Linisa acutedentata</i>	1	1	0	1	0
<i>Linisa richardsoni</i>	1	1	1	1	1
<i>Linisa</i> sp.	1	0	0	1	0
<i>Melanooides tuberculata</i>	1	1	0	1	0
<i>Orthalicus melanocheilus</i>	1	0	0	0	0
<i>Orthalicus</i> sp.	1	0	1	1	0
<i>Physa</i> sp.	0	1	0	0	0
<i>Planorbella tenuis</i>	1	0	0	0	0
<i>Pomacea</i> sp.	1	1	0	0	0
<i>Praticolella mexicana</i>	1	0	0	0	0
<i>Succinea</i> sp.	1	0	0	1	0
<i>Tryonigens remondi</i>	1	0	0	0	0
<i>Zonitoides</i> sp.	1	1	0	1	1
Richness (S) per locality	20	8	3	12	4
Occurrence of species (%)	95.24	38.10	14.29	57.14	19.05
Samplings number	14	3	3	17	4

FIGURES

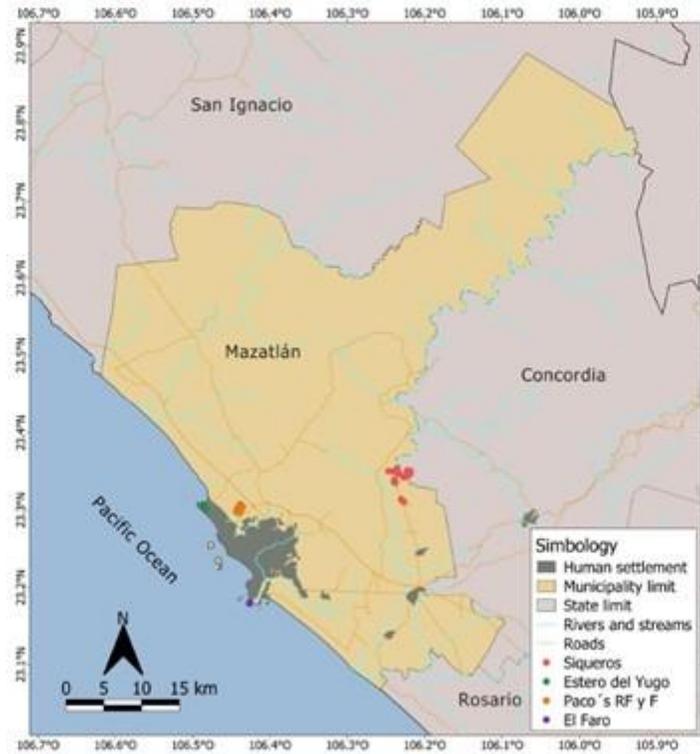


Figure 1. Sampling sites of continental gastropods in five localities, during 41 total samplings in the municipality of Mazatlan, Sinaloa, Mexico.

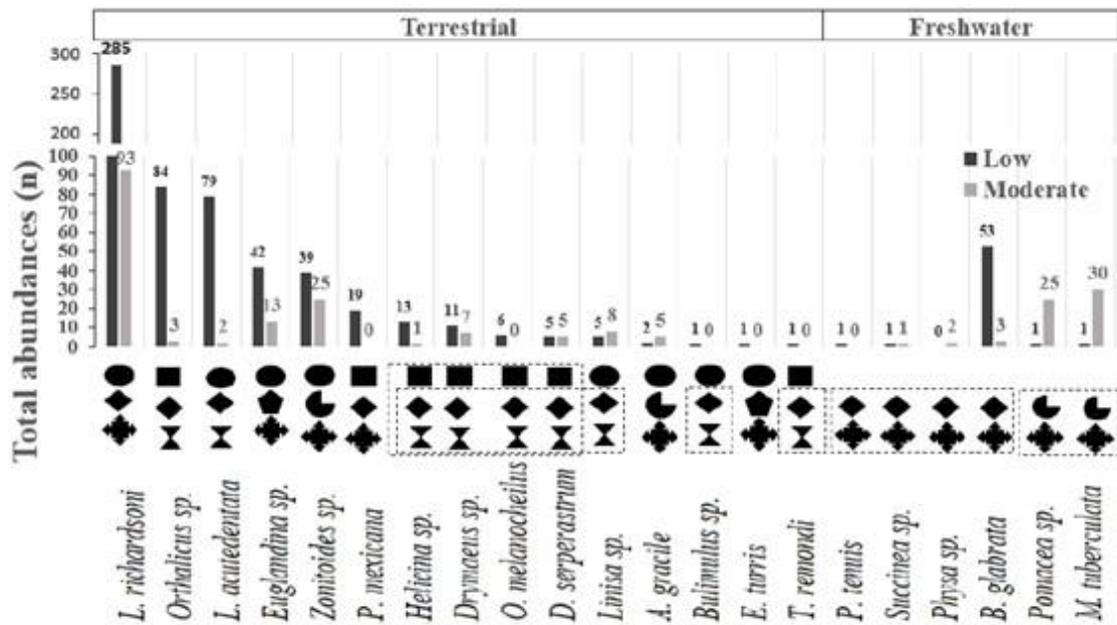


Figure 2. Abundance of continental gastropods, considering the total (n= 859) and the 41 samplings. Main habitat (soil: oval; arborous: rectangle); diet (herbivorous: rhombus; carnivorous: pentagon; and omnivorous: 3/4 of a circle) and niche specificity (generalist: four rows in a rhombus; and specialist: two opposite triangles).

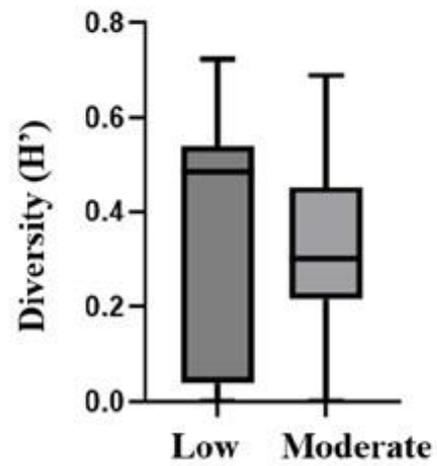


Figure 3. Diversity distribution according to the human impact index, in the sampled localities of Mazatlan (2019-2022) according to the human impact index: low and moderate. Mean and the standard error are shown.

4. COMUNIDAD DE GASTERÓPODOS TERRESTRES EN LOCALIDADES RURALES CON DIFERENTE IMPACTO HUMANO, EN EL DISTRITO DE RIEGO 111, RÍO PRESIDIO, SINALOA

Laura Regina Alvarez-Cerrillo¹ (ORCID: 0000-0002-4474-9537); Miguel Betancourt-Lozano¹ (ORCID: 0000-0001-7267-4993); Arturo Ruiz-Luna¹ (ORCID: 0000-0001-6878-0929); Victoria Araiza-Gómez^{1,2,*} (ORCID: 0000-0001-5583-1918)

¹ Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, Mazatlán 82112, Sinaloa, México

² Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Departamento de Zoología, Ciudad de México 11340, México

Autor de correspondencia: Victoria Araiza-Gómez (varaiza9693@gmail.com)

Manuscrito en Revisión por el Comité Tutorial

4.1 Introducción

Las modificaciones del uso de suelo y aumento de actividades antropogénicas marcan cambios interesantes en la distribución de especies nativas e introducidas de gasterópodos terrestres (Horsák et al. 2009, Araiza-Gómez et al. 2017, Darrigran et al. 2020). Por lo tanto, los gasterópodos terrestres han sido empleados como bioindicadores potenciales en estudios de impacto antropogénico (Douglas et al. 2013, Nurinsiyah et al. 2016, Barbato et al. 2017, Correa-Sandoval et al. 2017, Rosin et al. 2017). Sin embargo, esta escala no ha sido explorada con detalle en áreas cercanas a los trópicos, siendo el caso del estado de Sinaloa, prácticamente en los límites con la zona templada.

Sinaloa destaca por su diversidad biológica y riqueza natural; sin embargo, la agricultura intensiva y el crecimiento acelerado de asentamientos humanos, principalmente en el municipio de Mazatlán, representan un cambio acelerado en el uso de suelo (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles 2003, Ruiz-Luna et al. 2019). Estos impactos antropogénicos posiblemente estén alterando la distribución y abundancia de los gasterópodos continentales. Por ello, se propone evaluar su uso como bioindicadores en un área rural clave para Mazatlán. Esta área se denomina “Distrito de Riego 111, Río Presidio, Sinaloa” (DR111), la cual tiene diques y canales que abastecen de agua potable al municipio y sus actividades agrícolas.

El presente capítulo propone la evaluación de los gasterópodos terrestres como posibles bioindicadores de impacto humano, en áreas influenciadas por cambios de usos de suelo acelerado debido a actividades humanas (e. g. Ruiz-Luna et al. 2019), en este caso aplicado a áreas rurales.

4.2 Materiales y Métodos

4.2.1 Área de Estudio

El Distrito de Riego 111 (DR111) fue establecido por Decreto con una superficie total de 30,840 ha y una superficie regable de 22,500 ha; abarca tres municipios: Mazatlán, El Rosario y Concordia (DOF 2008). Su vegetación fue desmontada al menos una vez previa a la dotación de los terrenos ejidales en la década de los 40 's para fines agrícolas y la vegetación natural es considerada como secundaria (MIA-R 2009). Según la Manifestación de Impacto Ambiental para el Distrito de Riego 111, Río Presidio, Sinaloa con un total de 30,840 ha en el año 2009, este distrito ocupa 74.12% de selva baja caducifolia y subcaducifolia, 17.92% de agricultura de temporal, 5.23% de asentamiento humano y 2.73% de agricultura de riego, como principales coberturas y usos de suelo (MIA-R 2009). El área de estudio se delimitó al municipio de Mazatlán, empleando los cuerpos de agua artificiales, cuatro Diques en el Distrito de Riego (II, III, IV y V), el canal de riego construido a lo largo del área, el área de selva baja caducifolia y el área destinada a la agricultura. Es un área donde la influencia de la actividad antropogénica se puede diferenciar con facilidad, y donde destacan principalmente dos zonas divididas por el canal artificial: una zona de vegetación y la otra zona de agricultura junto con asentamientos humanos en crecimiento (**Fig. 1**).

Con los análisis de las capas de información de suelo, vegetación y asentamientos humanos que abarcan el DR111, a través de los años, por ejemplo 2010 a 2015, ocurrieron cambios de uso de suelo acelerados, donde incrementaron los asentamientos humanos y la vegetación disminuyó (CONABIO 2021).



Fig. 1 Área de estudio dentro del DR11, se abarcaron áreas circundantes a los diques II, III, IV y V; en un área donde el uso de suelo principal es agricultura y la vegetación predominante es selva baja caducifolia. Imagen basada en capas del Geoportal de la CONABIO (2021).

4.2.2 Muestreos Exploratorios

Se realizaron tres salidas exploratorias, en septiembre de 2021, para calcular el tamaño muestral necesario para abordar este estudio, con la información obtenida se realizó una prueba de poder usando el software *R* (Quesada y Figuerola 2010), para calcular los muestreos mínimos a realizar en el DR111.

4.2.3 Muestreos Estandarizados

En campo se realizaron búsquedas en diámetros de 10 m con centro en tres distancias de un transecto (0, 50 y 110 m), con un total de 24 transectos que generaron 72 puntos de muestreos totales. Cada transecto fue dirigido hacia las áreas que mostraban vegetación y se procuró cubrir áreas que tuvieran diferencias evidentes en cuanto a impacto humano (diferente grado de antropización). Los 72 muestreos estandarizados en el DR111, fueron de 15 minutos cada uno, del 7 de febrero al 26 de marzo de 2022 (**Fig. 2**). Con un total de 6 salidas a campo y la ayuda de 13

voluntarios. De cada muestreo, se obtuvo información de elevación (msnm) y la distancia más cercana a cuerpos de agua, a la agricultura y a asentamientos humanos (basado en Belhiouani et al. 2019). Los muestreos se hicieron en localidades con diferente impacto humano, para posteriormente calcular distancias a asentamientos humanos y agricultura mediante distancias euclidianas usando el software QGIS versión 3.30.3-'s-Hertogenbosch.



Fig. 2 Sitios de muestreo (72) en el Distrito de Riego 111 (DR111), en zona rural del municipio de Mazatlán al este y oeste del canal artificial de agua que conecta los Diques II a V.

4.2.4. Recolecciones

El muestreo se basó en potenciar el encuentro de gasterópodos, retomando ideas de los métodos de Horsák et al. (2009), Clergeau et al. (2011), Barbato et al. (2017), Rosin et al. (2017), Waki (2017) y Vázquez-Reyes et al. (2019). Estos estudios resaltan que la mayoría de gasterópodos terrestres son de hábitos solitarios y no gregarios, por lo que realizan muestreos directos, con tiempo de esfuerzo de muestreo estandarizado y buscan gasterópodos terrestres en todo tipo de sustrato como el suelo, hojarasca, rocas, árboles, vegetación y sustrato acorde al área, prácticamente en todo tipo de superficie.

Los gasterópodos terrestres se fotografiaron *in situ* y se trasladaron al laboratorio para su identificación siguiendo las recomendaciones de Naranjo-García et al. (2007). Los ejemplares encontrados vivos se sacrificaron con el procedimiento estándar, por medio de asfixia (mínimo 12 h en un frasco hermético). Posteriormente se fijaron y preservaron en alcohol al 90% o al 70%. La identificación de ejemplares se basó principalmente en caracteres morfológicos de la concha, anatomía interna del aparato reproductor, tomando en cuenta las distribuciones reportadas (Thompson 2011).

4.2.5. Cálculo de Impacto Humano para Localidades Rurales

En el DR111, todos los muestreos fueron en áreas rurales, por lo tanto, se ponderó la escala del impacto humano (IH, explicada a detalle en el capítulo 3, solo cualitativa); y modificada en este capítulo para conjuntar datos cualitativos y cuantitativos de distancias mínimas del punto de muestreo hacia los centroides de dos tipos de polígonos según su uso de suelo: asentamientos humanos y agricultura; calculadas a partir de distancias euclidianas. Se empleó el software QGIS, con aplicaciones para el desarrollo de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y cartografía, así como una capa generada a partir de una imagen registrada por el satélite Landsat 8, para el año 2020, con una resolución de 30 m (<http://www.cec.org/north-american-environmental-atlas/land-cover-30m-2020/>), las capas de uso de suelo de Sinaloa fueron descargadas de INEGI (https://www.inegi.org.mx/servicios/api_openLayers.html) (**Fig. 3**).

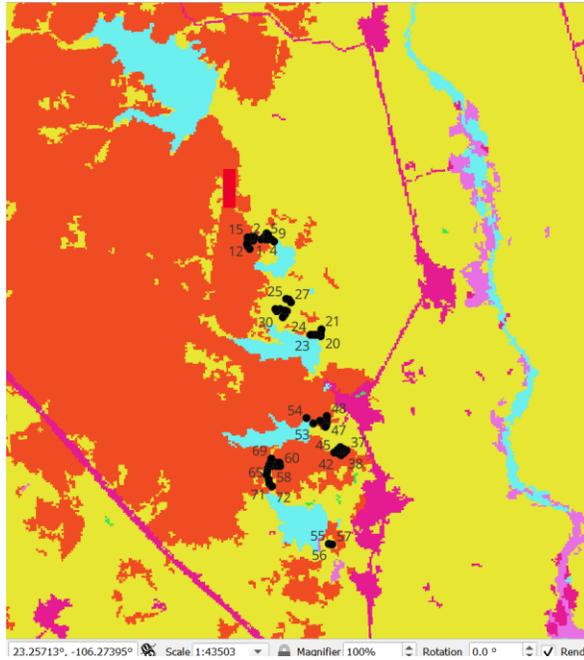


Fig. 3 Zona de estudio con los 72 muestreos, cada pixel tiene resolución de 30*30m, selva en naranja, agricultura en amarillo, cuerpos de agua en azul y asentamientos humanos en rosa.

Una vez obtenidas las distancias de cada muestreo a los centroides de cada polígono de asentamientos humanos y uso agrícola de suelo, se obtuvieron las distancias mínimas, estableciéndose un valor mínimo y un máximo del total de registros y se determinaron tres intervalos de distancia, considerando *a priori* que a mayor distancia de los puntos de muestreo con respecto al centroide de estos polígonos, el impacto antropogénico era menor. En total el cálculo del impacto humano (IH) quedó establecido a partir de cinco parámetros a evaluar (**Cuadro 1**). Una vez sumados los resultados de todos los parámetros, el mínimo era 0 y el máximo 18 puntos. Los intervalos para asignar el impacto humano fueron: fueron: bajo (0 a 6), moderado (7 a 12) o alto (13 a 18).

Cuadro 1. Escala semicuantitativa para estimar el impacto humano (HI) en zonas rurales. Con tres parámetros cualitativos y dos cuantitativos (distancia en m).

Parámetros	Categorías	Ponderaciones
Vegetación predominante	natural	0
	natural y modificada	1
	modificada	2
	modificada sin vegetación	4
Ganado	no observado	0
	poco	2
	moderado	4
Basura	no observada	0
	poca	1
	moderada	2
Distancia a asentamientos humanos (m)	>1600	0
	601-1600	1
	0-600	2
Distancia a agricultura (m)	>400	0
	201-400	3
	0-200	6

4.2.6 Análisis Ecológicos y Cualidades de las Especies en la Comunidad de Gasterópodos Terrestres

Por categoría de impacto humano (bajo, moderado y alto) se calcularon los siguientes índices de la comunidad: abundancia (cantidad de organismos), riqueza (S), diversidad (H'), uniformidad (J') y dominancia (λ') (**Cuadro 2**); de acuerdo con los lineamientos propuestos por Correa-Sandoval et al. (2009). Los datos promedio y desviaciones estándar de todos los índices también fueron estimados.

Cuadro 2. Estimadores ecológicos de la comunidad, definición y fórmula.

Índice	Fórmula	Interpretación
Riqueza S	$S = \text{total de especies}$	Se considera el número de especies presentes en un determinado lugar (Magurran 2005).
Diversidad H'	$H' = - \sum pi \ln pi$ <p>pi: es la proporción relativa de cada especie dentro de la comunidad</p>	<p>Una mayor diversidad se traduce en un mayor número de interacciones, la diversidad será baja en comunidades transitorias muy fluctuantes (Margalef 2005).</p> <p>El índice de Shannon mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una recolección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno 2001).</p>
Uniformidad J'	$J' = H' / \ln (S_{\text{obs}})$ <p>H': diversidad obtenida S_{obs}: total de taxa observados</p>	<p>Permite medir la relación entre la diversidad calculada de las especies, con respecto a un escenario de máxima diversidad (H'_{max}). Se refiere a la homogeneidad dentro de la muestra. Es considerada como la distribución de las abundancias relativas de las especies o la distribución de los organismos dentro de las especies (Magurran 2005). Resulta en un intervalo de 0 a 1, donde 0 indica nada de uniformidad y 1 total uniformidad. Cuando incrementa la uniformidad, se presenta una mayor diversidad. La uniformidad puede utilizarse como un indicador de la diversidad, y para muchos ecosistemas, una alta uniformidad es un signo de la salud de un ecosistema. Se calculó con el índice de <i>Pielou</i>.</p>
Dominancia 1-λ'	$1 - \lambda'$ $\lambda' = \frac{\sum (Ni * (Ni - 1))}{(N * (N - 1))}$ <p>i: número de individuos de la especie i Ni: abundancia de cada taxón N: abundancia total de todos los taxa</p>	<p>Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra pertenezcan a la misma especie, acorde al índice de Simpson, está influido por la abundancia de las especies más dominantes, toma en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies, es inversa a la uniformidad (Moreno 2001). Resulta en un intervalo de 0 a 1, donde 0 indica falta de dominancia y valores cercanos a 1 implican alta dominancia. λ' tiende a 0 si hay especies raras y tiende a 1 si hay especies dominantes, con el índice ajustado para poblaciones finitas.</p>

Además, con literatura y observaciones de campo, se señalaron diversas cualidades de cada especie: distribución (nativa o introducida); nicho (especialista o generalista); dieta (herbívora,

carnívora, omnívora) y sustrato (arbóreo o suelo).

4.2.7 Análisis Estadísticos

Las tres categorías de impacto: bajo, moderado y alto se compararon, considerando el total de muestreos ($n=72$), según los índices ecológicos: abundancia (n), riqueza (S), diversidad (H' con base natural $e=\ln$), uniformidad (J') y dominancia ($1-\lambda'$). Esta comparación se hizo con pruebas de Kruskal-Wallis, pues los datos no cumplieron con el supuesto de normalidad, para cada índice ecológico, respecto al factor de impacto humano. Para comparar entre qué grupos estaban las diferencias significativas ($p<0.05$), se realizaron pruebas post-hoc de Mann-Whitney para cada índice ecológico entre los pares de grupos de impacto humano: bajo-moderado, bajo-alto y moderado-alto; utilizando el software libre SOFA v.1.5.4.

4.3 Resultados y Discusión

El factor de impacto humano (IH) fue evaluado con una escala semicuantitativa, adaptada en este capítulo para áreas rurales, en una misma época (secas) y en un área menor. Los muestreos totales ($n=72$) fueron casi equitativos en la representación de las tres categorías de impacto humano: bajo ($n= 23$), moderado ($n= 22$) y alto ($n=27$) (**Fig. 4**).

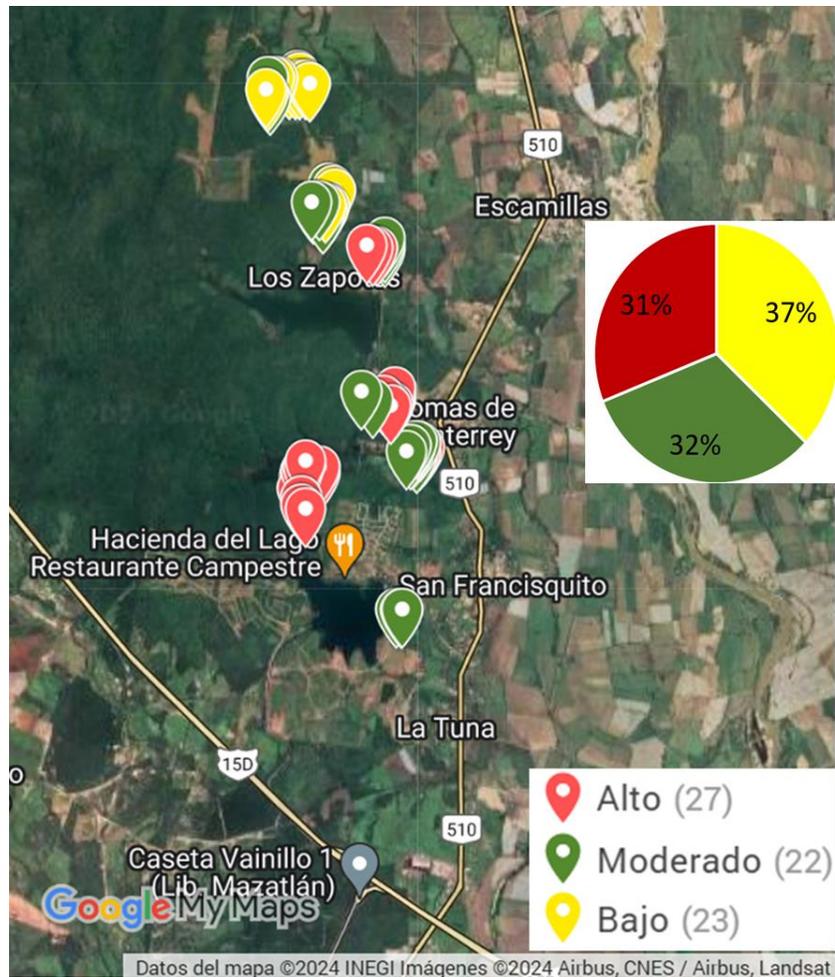


Fig. 4 Proporción de muestreos de acuerdo a la escala de impacto humano (IH) en el DR111. Los porcentajes se basan en la totalidad de muestreos de este capítulo (n=72).

Del total de muestreos, tres (# 38, 54 y 57) no tuvieron ejemplares recolectados, por lo que se excluyeron al momento de los análisis de diversidad, para evitar los *outliers* y las divisiones entre “0” en las ecuaciones de los parámetros ecológicos (Clarke y Warwick 2001). En los resultados de presencia y ausencia sí se consideraron los 72 muestreos.

Se recolectaron en total 1,126 ejemplares de gasterópodos terrestres, pertenecientes a siete familias y 10 especies (**Cuadro 3**). De abundancias totales, la mayor se registró en el impacto bajo (n=643), seguida del moderado (n=246) y el alto (n=237) (**Cuadro 3**). Las abundancias promedio fueron: en bajo IH $n=27.96 \pm 19.83$; moderado IH $n=12.30 \pm 12.47$; y alto IH $n=9.12 \pm 7.79$; una reducción >50% al comparar la abundancia del bajo IH con el moderado y alto IH (**Cuadro 4, Fig. 6**).

La riqueza total varió: bajo S=9, moderado S=6 y alto S=2 especies (**Cuadro 3**). Se notó disminución en la riqueza al aumentar el impacto humano (bajo IH: $S=4.09 \pm 1.35$; moderado IH

S= 2.50±1.43; y alto IH S=2.23±1.07) (**Fig. 6**). Otro estudio que comparó la riqueza de gasterópodos dentro y fuera de áreas naturales protegidas (ANP's) encontró mayor riqueza dentro de las ANP's (p<0.001) y un mayor % de especies distribuidas dentro de las ANP's respecto al exterior de éstas (p<0.001), con una riqueza total de 27 especies en áreas naturales protegidas de Tamaulipas (Vázquez-Reyes et al. 2019). En el caso de diversidad, se ha observado su decremento debido a altas temperaturas ambientales y poca humedad relativa, relacionadas con disturbios ocasionados por pérdida de cobertura vegetal (Tovar-Juárez et al. 2020).

Cuadro 3. Especies terrestres por abundancia y presencia según el factor de impacto humano (IH). En negritas se marcan las especies introducidas.

Familia	Especies terrestres	Distribución	Dieta	Nicho	Impacto humano (IH)			
					Bajo	Moderado	Alto	Total
Achatinidae	<i>Allopeas gracile</i> (T. Hutton, 1834)	suelo	omnívoro	generalista	0	2	0	2
Bulimulidae	<i>Drymaeus</i> Albers, 1850	arbóreo	herbívoro	especialista	69	18	11	98
Spiraxidae	<i>Euglandina</i> Crosse & P. Fischer, 1870	suelo	camívoro	generalista	18	10	12	40
Spiraxidae	<i>Guillarmodia</i> H. B. Baker, 1941	suelo	camívoro	generalista	17	1	4	22
Helicinidae	<i>Helicina</i> Lamarck, 1799	arbóreo	herbívoro	especialista	8	3	1	12
Polygyridae	<i>Linisa acutedentata</i> (W. G. Binney, 1857)	suelo	herbívoro	especialista	2	11	3	16
Polygyridae	<i>Linisa richardsoni</i> (E. von Martens, 1892)	suelo	herbívoro	generalista	448	155	186	789
Orthalicidae	<i>Orthalicus</i> H. Beck, 1837	arbóreo	herbívoro	especialista	6	17	1	24
Polygyridae	<i>Praticolella mexicana</i> Perez, 2011	arbóreo	herbívoro	generalista	1	0	0	1
Gastrodontidae	<i>Zonitoides</i> Lehmann, 1862	suelo	omnívoro	generalista	74	29	19	122
Abundancia (n)					643	246	237	1126

En este trabajo se considera que el menor número de especies registrado podría estar asociado a la temporalidad, ya que el muestreo en el DR111 se llevó a cabo en época de secas; se considera que otras especies están activas con la humedad, debido a que ciertos caracoles en temporada de sequía presentan la estivación: disminución de ritmos vitales para consumir menos energía mientras esperan tiempos mejores (Arrébola y Álvarez 2001). Los trabajos con caracoles continentales generalmente abarcan a los caracoles terrestres (Correa-Sandoval et al. 2009, Dahirel et al. 2015, Barbato et al. 2017, Rosin et al. 2017, Belhiouani et al. 2019) o los dulceacuícolas (Czaja et al. 2020, Gümüş et al. 2022), raras veces ambos (Thompson 2011, Naranjo-García y Castillo-Rodríguez 2017, Darrigran et al. 2020, López et al. 2022). Tienen diferentes: temporalidades, regiones espaciales, esfuerzos de muestreos y con alta probabilidad de endemismos en cada área de estudio, además la pregunta de investigación de esos trabajos suele ser distinta cada vez.

Los valores promedio de los índices ecológicos calculados (**Cuadro 4**), reflejaron mayor

abundancia, riqueza y diversidad en la categoría de bajo impacto humano, respecto a los impactos humanos moderado y alto.

Cuadro 4. Promedios y desviaciones estándar de los parámetros ecológicos calculados para cada categoría de impacto humano.

Impacto humano		Abundancia	Riqueza	Diversidad	Uniformidad	Dominancia
IH	Parámetro	<i>N</i>	<i>S</i>	<i>H'</i> (ln)	<i>J'</i>	<i>1-λ'</i>
Bajo	Promedio	27.96	4.09	0.91	0.68	0.52
	d.e.	19.83	1.35	0.31	0.19	0.20
Moderado	Promedio	12.30	2.50	0.56	0.75	0.39
	d.e.	12.47	1.43	0.45	0.15	0.30
Alto	Promedio	9.12	2.23	0.49	0.71	0.41
	d.e.	7.79	1.07	0.41	0.23	0.31

Se detectaron mayores valores de riqueza en localidades de muestreo con impacto humano bajo, respecto al moderado y alto (**Fig. 5**). Lo que concuerda con la hipótesis, de mayor riqueza y abundancia de ejemplares en áreas con menor impacto humano.

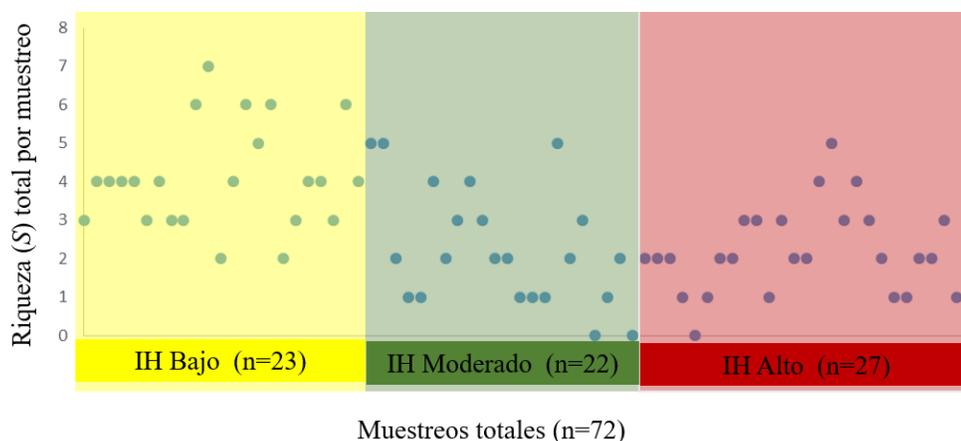


Fig. 5 Riquezas totales por muestreo o número de especies recolectadas, según su impacto humano (IH). Entre paréntesis, número de muestras por categoría de IH.

Con las pruebas de Kruskal-Wallis se encontraron diferencias significativas entre grupos ($p < 0.05$),

para los índices de abundancia, riqueza y diversidad; pero no para los de uniformidad y dominancia (**Cuadro 5**). Con las pruebas post-hoc de Mann-Whitney se determinó que hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) en la abundancia, riqueza y diversidad entre los grupos de impacto humano (HI): bajo-moderado; bajo-alto; pero no se encontraron diferencias significativas entre los grupos moderado-alto HI (**Cuadro 6**). Se puede hipotetizar que hay factores a nivel de microhábitat que podrían estar influenciando la distribución y abundancia de los gasterópodos, como la humedad relativa, la altitud, la distancia a cuerpos de agua (Torre et al. 2014).

Cuadro 5. Resultados de las pruebas no paramétricas, Kruskal-Wallis, para comparar los índices ecológicos según su categoría de impacto humano: bajo, moderado y alto. Grados de libertad (df)=2; *: $p < 0.05$, diferencias significativas.

HI	p
Abundancia	0.0003*
Riqueza	0.0000*
Diversidad	0.0010*
Uniformidad	0.4459
Dominancia	0.2367

Cuadro 6. Resultados de las pruebas post-hoc de Mann-Whitney, para la comparación de las tres categorías de impacto humano: bajo, moderado y alto, por cada índice ecológico. *: $p < 0.05$, diferencias significativas.

HI	Bajo-Moderado	Bajo-Alto	Moderado-Alto
Abundancia	0.0023*	0.0001*	0.4915
Riqueza	0.0012*	0.0000*	0.6927
Diversidad	0.0139*	0.0002*	0.5927
Uniformidad	0.1884	0.5111	0.6226
Dominancia	0.1844	0.1187	0.9899

La mayor diversidad se encontró en sitios de bajo impacto, respecto a los de valor moderado o alto impacto (bajo IH: $H' = 0.91 \pm 0.31$; moderado IH $H' = 0.56 \pm 0.45$; y alto IH $H' = 0.49 \pm 0.41$) (**Fig. 6**). Los valores de uniformidad promedio indican que se tiene un equilibrio ($J' > 0.5$) en las tres categorías de IH evaluadas: bajo=0.68, moderado=0.75 y alto=0.71 (**Fig. 6**).

Las especies no se encuentran en competencia directa, según Moreno (2001), lo cual se observó con los valores obtenidos de dominancia ($1 - \lambda' < 0.5$), en los impactos humanos: moderado=0.39 y

alto=0.41; donde hay cierto grado de competencia con especies dominantes es en el bajo ($1-\lambda^2=0.52$) (**Fig. 6**). Estos valores coinciden con comunidades donde todavía las especies introducidas no representan una proporción mayor a las especies nativas (Nurinsiyah et al. 2016), lo que se observó en el presente estudio.

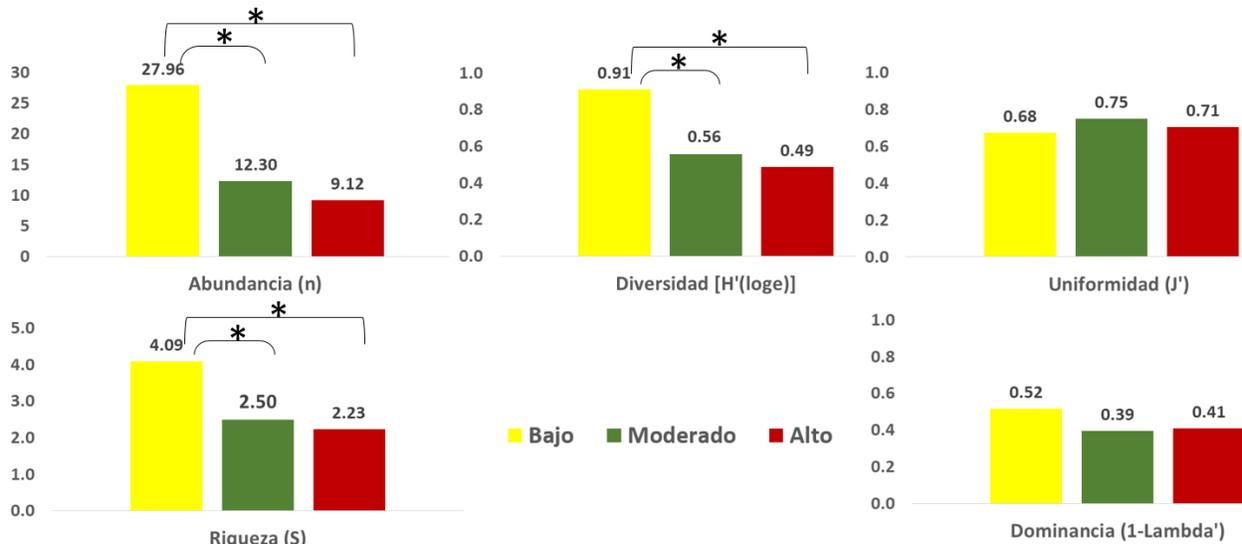


Fig. 6 Parámetros ecológicos promedio, por categoría de impacto humano (bajo, moderado y alto): abundancia (n), riqueza (S), diversidad (H'), uniformidad (J') y dominancia ($1-\lambda'$). Se combinaron las pruebas de Kruskal-Wallis y las pruebas post-hoc de Mann-Whitney para determinar las diferencias significativas (*).

Se ha documentado que la riqueza y abundancia de gasterópodos terrestres llega a ser mayor al interior de áreas protegidas respecto al exterior de éstas, la pérdida de cobertura del terreno está relacionada con la composición de especies y factores socioeconómicos y topográficos, como el incremento en la restauración del ecosistema y un cambio en las políticas ambientales para promover el uso de suelo y el cambio de la cobertura (Vázquez-Reyes et al. 2019).

En ocho especies se observó una mayor abundancia cuando el impacto humano era menor; mientras que dos especies que no mostraron esto: *L. acutedentata* y *Orthalicus* sp., ambas corresponden a herbívoros especialistas. En el caso de *Orthalicus* sp., es de hábitos arborícolas y suele distribuirse en las ramas altas de los árboles o en el interior de huecos de troncos vivos y muertos, lo que corresponde a áreas que necesitan de más tiempo y detalle en la exploración al momento de los muestreos (**Fig. 7**).

Las especies dominantes fueron tres: *Linisa richardsoni* (n=789), *Zonitoides* sp. (n=122) y *Drymaeus* sp. (n=98), en conjunto representan el 89.61%. En el caso de *L. richardsoni*, corresponde con la especie más abundante. En el caso de *Zonitoides* sp., se observó un patrón de abundancia contrario al de las áreas urbanas, pues sus abundancias fueron mayores en áreas rurales (**Fig. 7**). Poco se ha reportado de la biología de las tres especies mencionadas. El género *Drymaeus* corresponde a hábitos arborícolas, y suele presentar altas tasas de endemismo, como se ha reportado en Ecuador (Breure et al. 2022); junto con *Orthalicus* sp. son especies de hábitos arborícolas (Deisler 2021). En el caso del género *Zonitoides* en otras partes del mundo, como Francia, la especie *Zonitoides nitidus* ha sido utilizada como control de plagas de otros gasterópodos terrestres (Rondelaud et al. 2006). La taxonomía de estos géneros sigue en estudio (Pérez et al. 2014), y de los gasterópodos en general más estudios son requeridos ya que existen muchos problemas taxonómicos y probabilidad de especiación críptica (Pérez et al. 2014, Breure y Ablett 2015).

Las dos especies con menor abundancia fueron *Allopeas gracile* (n=2) y *Praticolella mexicana* (n=1) (**Fig. 7**). La primera, introducida, con origen probable en Sudamérica, aunque fue descrita con ejemplares de la India y su actual distribución es amplia en áreas tropicales y subtropicales de Asia, Australia, Polinesia, Centroamérica y Sudamérica (Capinera 2017).

La segunda especie probablemente tiene su origen en México, fue descrita con ejemplares de la región noreste (Nuevo León), y su localidad tipo se encuentra separada de Sinaloa por la barrera geográfica de la Sierra Madre Occidental (Pérez 2011, Pérez et al. 2014). Más estudios se requieren para determinar la naturaleza, nativa o introducida, de *P. mexicana* en Sinaloa, ya que se puede hipotetizar que podría ser una especie de distribución amplia, o que tenga origen vicariante, o que simplemente faltan más estudios sobre ella, pues este es el tercero que la reporta desde que fue descrita en el 2011.

Ambas especies, *A. gracile* (n=2) y *P. mexicana*, se presentan sólo en una categoría de IH y, considerando que son áreas rurales, se podría decir que ya se encuentran ejemplares en áreas rurales, con su baja abundancia podría hipotetizarse que su impacto todavía es pequeño. Para la mayoría de las especies terrestres, sus estrategias de dispersión son reducidas, depende que qué tan especialistas o generalistas sean (Dahirel et al. 2015), suelen ser potenciadas por dispersión pasiva derivada de las actividades humanas (Aubry et al. 2006). Las especies con potencial invasor son las de menor proporción en riqueza, pero mayor proporción en abundancia y varias de ellas con distribución cosmopolita.

Seis especies fueron de hábitos generalistas: *A. gracile*, *Euglandina* sp., *Guillarmodia* sp., *L. richardsoni*, *P. mexicana* y *Zonitoides* sp.; mientras que las cuatro especies restantes fueron especialistas: *Drymaeus* sp., *Helicina* sp., *L. acutedentata* y *Orthalicus* sp. (**Fig. 7**). Siendo las especialistas las que mostraron abundancias menores. Concuerta con lo obtenido y coincide con que los gasterópodos terrestres son sensibles a cambios en el ambiente (Belhiouani et al. 2019). Los organismos especialistas son menos propensos a cruzar bordes entre los sustratos desconocidos, respecto a los organismos generalistas; la alta especialización y la baja habilidad de dispersión son dos factores que incrementan la vulnerabilidad ante la fragmentación del hábitat (Dahirel et al. 2015). Se presentaron dos especies del género *Linisa* y contrastan entre sí por su abundancia, la más abundante fue *L. richardsoni* (n=789) y con menor abundancia *L. acutedentata* (n=16) (**Fig. 7**), la primera tiene hábitos generalistas y la segunda es especialista.

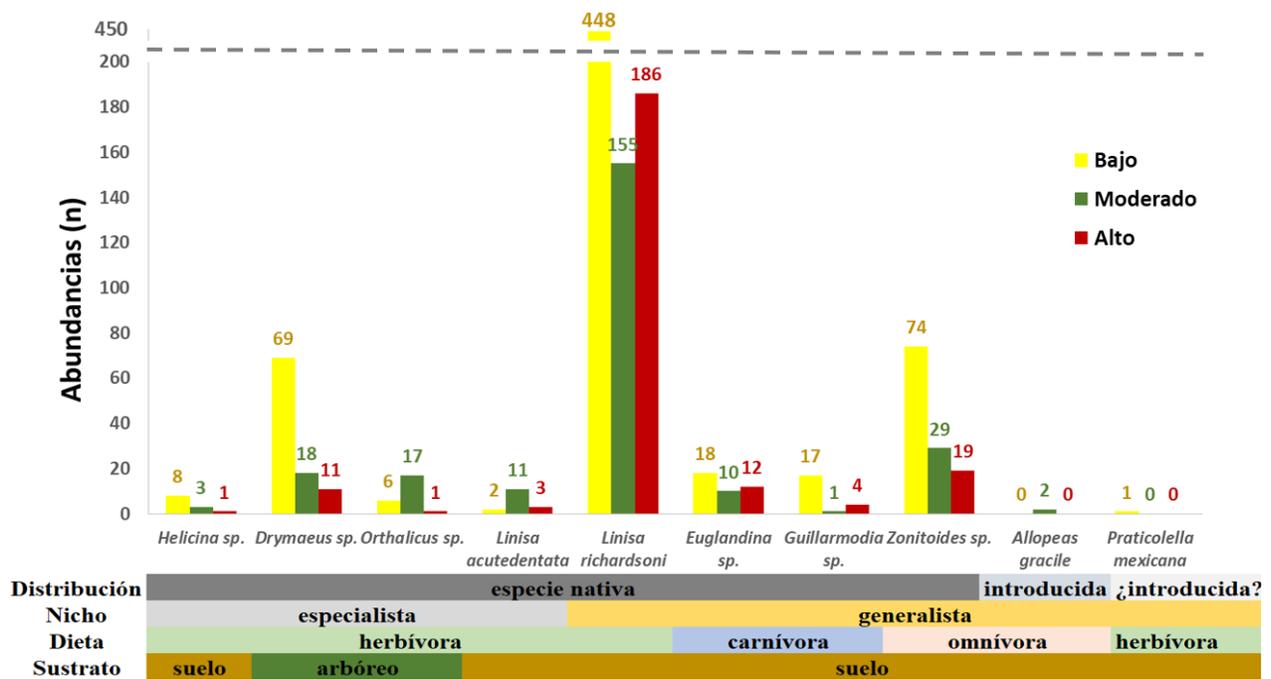


Fig. 7 Abundancias totales (n) según su impacto humano (IH: bajo, moderado, alto) de gasterópodos terrestres en el DR111. También se señala el origen, nicho, gremio, y sustrato de cada especie.

4.4. Conclusiones

En áreas rurales se registró la presencia de 10 especies, de las cuales cuatro especies: *Drymaeus* sp., *Euglandina* sp., *Helicina* y *Zonitoides* sp., fueron las de mayor abundancia en áreas de bajo impacto humano; y potencialmente podrían ser evaluadas como bioindicadores de impactos antropogénicos. Todas ellas corresponden a especies nativas.

Para los índices ecológicos de abundancia, riqueza y diversidad se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los impactos humanos bajo-moderado y bajo-alto, pero no entre moderado-alto; y tampoco para los índices de uniformidad y dominancia entre las tres categorías de impacto humano. La abundancia de las especies fue aproximadamente 50% mayor en un impacto antropogénico bajo, respecto al moderado y al alto. Lo que destaca a las categorías de bajo impacto por ser las mejor conservadas, con mayores abundancias de las especies presentes y mayores proporciones de especies nativas.

La especie dominante en las áreas rurales coincidió con la dominante en las áreas urbanas (capítulo 3): *Linisa richardsoni*. El hecho de que sea la especie dominante en ambas áreas no soporta la hipótesis de que podría ser un potencial bioindicador, al menos con su presencia; pero sí con su abundancia que es mayor en zonas con menores impactos humanos. Por otra parte, los registros de *Zonitoides* sp. respaldan la hipótesis en cuanto a presencia y abundancia, pues en áreas rurales se encontraron mayores abundancias en menor impacto humano (y en áreas urbanas su presencia y abundancia fueron menores).

En conclusión hubo datos que respaldan la hipótesis, los gasterópodos terrestres que se sugieren como potenciales bioindicadores en zonas rurales son, por su presencia y abundancia: *Helicina* sp., *Drymaeus* sp., *Euglandina* sp., *Guillarmodia* sp. y *Zonitoides* sp. Sólo por su abundancia: *Linisa richardsoni*.

4.5 Referencias

- Araiza-Gómez V, Naranjo-García E, Zúñiga G (2017) The exotic slugs of the genus *Deroceras* (Agriolimacidae) in Mexico: Morphological and molecular characterization, and new data on their distribution. *American Malacological Bulletin* 35: 126-133
- Aubry S, Labaune C, Magnin F, Roche P, Kiss L (2006) Active and passive dispersal of an invading land snail in Mediterranean France. *Journal of Animal Ecology* 75(3):802-13. doi: 10.1111/j.1365-2656.2006.01100.x
- Barbato D, Benocci A, Caruso T, Manganelli G (2017) The role of dispersal and local environment in urban land snail assemblages: an example of three cities in Central Italy. *Urban Ecosystems* 20: 919-931
- Belhiouani H, El-Hadef El-Okki M, Afri-Mehennaoui FZ, Sahli L (2019) Terrestrial gastropod diversity, distribution and abundance in areas with and without anthropogenic disturbances, Northeast Algeria. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity* 20: 243-249
- Breure AS, Roosen MT, Ablett JD (2022) Land and freshwater molluscs of mainland Ecuador: an illustrated checklist. *Iberus* 40(1): 1-290
- Capinera JL (2017) Biology and Food Habits of the Invasive Snail *Allopeas gracile* (Gastropoda: Subulinidae). *Florida Entomologist* 100(1): 116-123. <https://doi.org/10.1653/024.100.0117>
- Clarke KR, Warwick RM (2001) *Change in Marine Communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2a edición. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Reino Unido. 175 pp.
- Clergeau P, Tapko N, Fontaine B (2011) A simplified method for conducting ecological studies of land snail communities in urban landscapes. *Ecological Research* 26: 515-521
- CONABIO (2021) Geoportal de la Comisión Nacional de Biodiversidad. Consultado en: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Correa-Sandoval A, Strenth NE, Rodríguez-Castro R, Horta-Vega JV (2009) Análisis ecológico básico de los gastrópodos terrestres de la región oriental de San Luis Potosí, México. *Acta Zoológica Mexicana* 25(1): 105–122
- Correa-Sandoval A, Rodríguez-Castro R, Venegas-Barrera CS, Horta-Vega JV, Barrientos-Lozano L, Rodríguez-Castro JH (2017) Diversidad y zoogeografía de los moluscos terrestres de la sierra de Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 33 (1): 76-88; 33 (2): 419, Fe de errata
- Dahirel M, Olivier E, Guiller A, Martin M-C, Madec Luc, Ansart A (2015) Movement propensity and ability correlate with ecological specialization in European land snails: comparative analysis of a dispersal syndrome. *Journal of Animal Ecology* 84: 228–238. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12276>
- Darrigran G, Agudo-Padrón I, Baez P, Belz C, Cardoso F, Carranza A, Collado G, Correoso M, Cuezco MG, Fabres A, Gutiérrez Gregoric DE, Letelier S, Ludwig S, Mansur MC, Pastorino G, Penchaszadeh P, Peralta C, Rebolledo A, Rumi A, Santos S, Thiengo S, Vidigal T,

- Damborenea C (2020) Non-native mollusks throughout South America: emergent patterns in an understudied continent. *Biological Invasions* 22: 853-871. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02178-4>
- Deisler JE (2021) Tree snails of Florida, *Drymaeus*, *Orthalicus*, *Liguus* spp. (Gastropoda: Stylommatophora: Bulimulidae). En línea en: <https://edis.ifas.ufl.edu/publication/IN305> (junio 2023)
- DOF (Diario Oficial de la Federación) (2008: 30/04/2008) Decreto por el que se establece el Distrito de Riego 111, Río Presidio, Sinaloa. México, 21 pp.
- Douglas DD, Brown DR, Pederson N (2013) Land snail diversity can reflect degrees of anthropogenic disturbance. *Ecosphere* 4(2): 28. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00361.1>
- Horsák M, Juricková L, Kintrová K, Hákej O (2009) Patterns of land snail diversity over a gradient of habitat degradation: a comparison of three Czech cities. *Biodiversity Conservation* 18: 3453-3466
- Magurran AE (2005) Biological diversity. *Current Biology* 15: R116-R118
- Margalef R (2005) *Ecología*. Ediciones Omega, España, 951 pp.
- MIA-R (Manifestación de Impacto Ambiental modalidad R) (2009) Proyecto “Distrito de Riego 111, Río Presidio, Sinaloa”. Presentado por el Fondo de Infraestructura Hidráulica de Sinaloa. México, 63 pp.
- Moreno CE (2001) *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T - Manuales y Tesis SEA (Vol. 1), 83 pp.
- Naranjo-García E, Thomé JW, Castillejo J (2007) A review of the Veronicellidae from Mexico (Gastropoda: Soleolifera). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 41-50
- Nurinsiyah AS, Fauzia H, Hennig C, Hausdorf B (2016) Native and introduced land snail species as ecological indicators in different land use types in Java. *Ecological Indicators* 70: 557-565. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.013>
- Pérez KE (2011) A new species of *Praticolella* (Gastropoda: Polygyridae) from northeastern Mexico and revision of several species of this genus. *The Nautilus* 125: 113-126
- Pérez KE, Defreitas N, Slapcinsky J, Minton RL, Anderson FE, Pearce TA (2014) Molecular phylogeny, evolution of shell shape, and DNA barcoding in Polygyridae (Gastropoda: Pulmonata), an endemic North American clade of land snails. *American Malacological Bulletin* 32: 1-31
- Quesada J, Figuerola J (2010) Potencia de una prueba estadística: aplicación e interpretación en ecología del comportamiento. *Etología: boletín de la Sociedad Española de Etología* 22: 19-37. ISSN 1135-6588
- Rondelaud D, Vignoles P, Dreyfuss G, Mage C (2006) The control of *Galba truncatula* (Gastropoda: Lymnaeidae) by the terrestrial snail *Zonitoides nitidus* on acid soils. *Biological Control* 39(3): 290-299. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.07.015>
- Rosin ZM, Lesicki A, Kwiecinski Z, Skórka P, Tryjanowski P (2017) Land snails benefit from human alterations in rural landscapes and habitats. *Ecosphere* 8: e01874
- Ruiz-Luna A, Bautista Bautista R, Hernández-Guzmán R, Camacho-Valdez V (2019) Uneven

distribution of urban green spaces in a coastal city in northwest Mexico. *Local Environment* 24(5): 458–472. <https://doi.org/10.1080/13549839.2019.1590324>

Ruiz-Luna A, Berlanga-Robles CA (2003) Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecology* 18: 159–171. <https://doi.org/10.1023/A:1024461215456>

Thompson FG (2011) An annotated checklist and bibliography of the land and freshwater snails of Mexico and Central America. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 50:1-299

Torre I, Bros V, Santos X (2014) Assessing the impact of reforestation on the diversity of Mediterranean terrestrial Gastropoda. *Biodiversity and Conservation* 23: 2579–2589. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0740-4>

Tovar-Juárez E, López-Paz VI, Naranjo-García E, Estrada-Santos Y, Negrete-Moreno PM, Espinoza-Toledo A (2020) Variation of the community structure of terrestrial gastropods in different plant associations from the Coatán River watershed, southeastern Chiapas, Mexico. *Acta zoológica mexicana* 36: e3612307. <https://doi.org/10.21829/azm.2020.3612307>

Vázquez-Reyes CJ, Martínez-Gutiérrez G, Mora-Olivo A, Correa-Sandoval A, Horta-Vega JV, Arriaga-Flores JC, Venegas-Barrera CS (2019) Biodiversity risk from land-cover change in terrestrial priority regions and protected natural areas in northeastern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 90: e902726

Waki T (2017) Diversity of terrestrial mollusks and their helminths in artificial environments in Yoyogi Park, Tokyo, Japan. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity* 10: 254-256

5. DISCUSIÓN GENERAL

La hipótesis de esta investigación proponía que los gasterópodos continentales (terrestres y dulceacuícolas) reflejaran diferencias en su presencia, abundancia y estructura de la comunidad, de acuerdo a los grados de impacto humano en los sitios de estudio, lo cual se evaluó en áreas urbanas (capítulo 3) y rurales (capítulo 4). En áreas urbanas, los gasterópodos terrestres especialistas coincidieron en que estuvieron presentes sólo en áreas de bajo impacto humano: *Helicina* sp., *Drymaeus* sp., *Orthalicus melanocheilus*. En áreas rurales, los gasterópodos terrestres que se sugieren como potenciales bioindicadores son, por su presencia y abundancia: *Helicina* sp., *Drymaeus* sp., *Euglandina* sp., *Guillarmodia* sp. y *Zonitoides* sp; y sólo por su abundancia: *Linisa richardsoni*. Con la limitante de que sólo se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la abundancia, riqueza y diversidad de los impactos bajo-moderado y bajo-alto, pero no entre moderado-alto.

Se observó que los géneros *Helicina*, *Drymaeus* y *Orthalicus* coinciden en áreas urbanas y rurales con sus abundancias bajas pero mayores en zonas de menor impacto humano comparadas con las de moderado o alto impacto, lo que favorece que se propongan como potenciales bioindicadores. También se registró una mayor proporción en las abundancias de especies nativas en áreas de menor impacto humano, y una proporción mayor de especies introducidas en áreas de mayor impacto humano. Estos resultados se podrían reforzar al incluir filogenias de las especies con datos moleculares, información de su microhábitat, análisis multivariados con variables ambientales, etc.

El segundo capítulo reporta la presencia de las babosas terrestres *Deroceras laeve* y *Sarasinula plebeia* en el estado de Sinaloa y representan los primeros registros de estas especies para la región de estudio. Corresponden a especies introducidas, con origen incierto e hipotetizado como Paleártico con dispersión a través de Europa (Wiktor 2000) y otros con origen Holártico (Sysoev y Schileyko 2009), para *D. laeve*; y con origen en Sudamérica (Thomé 1993, Daglio et al. 2020, Darrigran et al. 2020), para *S. plebeia*. La introducción de gasterópodos terrestres está relacionada con la horticultura, agricultura y plantas ornamentales en al menos 20% de los casos, mientras que los vectores del 40% de las introducciones documentadas son desconocidos (Darrigran et al. 2020). Las características reproductivas de las especies introducidas desempeñan un papel crucial en su

potencial invasor. Las dos especies aquí consideradas son hermafroditas con una estrategia de autofecundación (Rueda et al. 2002, Clemente et al. 2007). Esto enfatiza la importancia de los aspectos taxonómicos de las babosas, pues se requiere analizar su anatomía interna de los genitales masculinos y el uso de marcadores moleculares (Hirano et al. 2022), un requisito concluyente para comprender la dispersión de las especies invasoras. Los hallazgos del presente estudio indican que ambas especies podrían haber sido introducidas en esta zona a través de plantas de vivero, en su mayoría en jardines, pero la presencia de *S. plebeia* en la vegetación natural sugiere que esta especie ya está en hábitats naturales. Algunos reportes sugieren que su efecto como plaga agrícola se reduce al mejorar la gestión agrícola, ya que la especie se considera como un vector de parásitos para roedores, otros mamíferos y humanos (Nurinsiyah y Hausdorf 2018). De acuerdo con Hirano et al. (2022), su presencia espacio-temporal indica un proceso de expansión real, mientras que su convergencia genética con ejemplares japoneses y sudamericanos demuestran su potencial invasor. Por otro lado, la especie *Deroceras laeve*, ha sido registrada como plaga en agricultura y horticultura a nivel mundial, en cultivos como coles, maíz, soya, entre otros (Byers y Calvin 1994, Gittenberger et al. 2018). En el presente estudio, esta especie mostró una distribución limitada en la región y se restringe a condiciones invernales y en especies vegetales de uso común en jardinería. El tercer capítulo utiliza una escala cualitativa, aplicada a áreas urbanas y urbanas protegidas, para evaluar a los gasterópodos continentales en áreas de impacto humano bajo y moderado. La falta de diferencias en la diversidad entre las categorías de IH podría explicarse por las limitaciones en la representatividad del diseño del muestreo, pero también por el hecho de que todas las especies introducidas estaban presentes en ambas categorías. Esto sugiere que los cambios observados en el uso del suelo podrían haber favorecido la introducción de especies, aunque el nivel de perturbación no fuera evidente. Algunos estudios indican que las actividades humanas han promovido la dispersión acelerada de las especies y han cambiado su distribución y diversidad (Horsák et al. 2009); entre ellos, el cambio en el uso del suelo es el principal factor que refleja la modificación del hábitat debido al crecimiento de la población humana (Vázquez-Reyes et al. 2019). Las especies introducidas se caracterizan por tener más adaptaciones a entornos perturbados que las especies nativas, lo que a su vez podría afectar aún más a las funciones de los ecosistemas en diferentes escalas espaciales (Mouillot et al. 2013).

En cuanto a las especies dulceacuícolas, algunas tienen una gran tolerancia a los cambios en la calidad del agua y a otros factores ambientales, permitiéndoles adaptarse a entornos perturbados,

como masas de agua contaminadas o fluctuaciones en los niveles de oxígeno (Gümüş et al. 2022). En este sentido, las especies introducidas tienen estrategias reproductivas más eficientes que las especies nativas; este es el caso de *M. tuberculata*, una especie invasora, originaria del sur de Asia y norte de África, la cual es considerada como una amenaza para los ecosistemas acuáticos debido a su potencial como especie invasora por presentar capacidad de partenogénesis, viviparidad, alto éxito reproductivo, y alta capacidad de dispersión y adaptación a hábitats modificados por el hombre (Tinajero et al. 2018). Del mismo modo, se observaron otras dos especies de agua dulce potencialmente introducidas: *B. glabrata* y *Pomacea* sp. (Czaja et al. 2020). Sin embargo, se requiere información molecular para comprobarlo y trazar las posibles rutas de introducción (e.g. Strong et al. 2011 en gasterópodos dulceacuícolas, Alvarez-Cerrillo et al. 2022 en gasterópodos terrestres).

En el caso de *B. glabrata*, su presencia y abundancia en bajo IH puede estar relacionada con factores como la disponibilidad de alimento y la presencia de refugios que favorecen su establecimiento debido a que esta especie es de menor tamaño en comparación con *M. tuberculata* y *Pomacea* sp. Por otro lado, el género *Pomacea* debe ser estudiado como un caso aparte para hacer una asignación taxonómica adecuada, incluyendo el uso de marcadores moleculares, debido a la dificultad de identificar la especie (Hayes et al. 2012). Sin embargo, un hecho a destacar es que aunque sean especies introducidas, están realmente presentes en los lugares de bajo impacto, contribuyendo al incremento de la riqueza y diversidad de estas localidades.

En el cuarto capítulo se utilizó una escala semicuantitativa para áreas rurales, con tres categorías de impacto humano (bajo, moderado y alto). Las áreas de bajo impacto humano resaltan por ser las mejor conservadas, se notó con las abundancias de cuatro especies que presentaron más ejemplares en el bajo impacto humano, respecto al moderado, y respecto al alto IH: *Euglandina* sp., *Zonitoides* sp. y las arborícolas *Drymaeus* sp. y *Helicina* sp. En áreas rurales, las proporciones de especies nativas predominaron en todas las localidades, correspondiendo al 99.73% del total de ejemplares terrestres (n=1,126). Las especies más abundantes fueron: *Linisa richardsoni*, *Zonitoides* sp. y *Drymaeus* sp., contrastan con las dos especies de menor abundancia: *Allopeas gracile* (n=2=0.18%) y *Praticolella mexicana* (n=1=0.09%). Ambas se presentan sólo en una categoría de IH, se podría decir que ya están presentes en áreas rurales y su abundancia indicaría que su impacto todavía es pequeño. *A. gracile* y *P. mexicana*, poseen estrategias de especies invasoras (Pérez 2011, Capinera 2017). La especie *L. richardsoni*, fue la más abundante en áreas urbanas y urbanas con

protección (n=285 en bajo IH y n=93 en moderado IH) (capítulo 3); también fue la más abundante en áreas rurales (n=789) (capítulo 4). La especie *Zonitoides* sp., presentó un patrón de abundancia contrario al de las áreas urbanas (n=64), pues sus abundancias fueron mayores en áreas rurales (n=122).

Los registros de las especies, en este estudio, pueden facilitar estudios de poblaciones y sus respuestas a la fragmentación del hábitat y a cambios en la historia de vida asociados a las circunstancias urbanas y rurales (Vendetti et al. 2018). La mayoría de las especies registradas (60%) en áreas rurales son de hábitos generalistas, siendo las especialistas las que mostraron abundancias menores. Probablemente estas últimas tengan menor presencia por sus estrategias de dispersión más limitadas (Dahirel et al. 2015).

El presente estudio registra por primera vez para Sinaloa los caracoles terrestres: *Allopeas gracile*, *Helicina* sp., *Praticolella mexicana* y *Zonitoides* sp.; las babosas terrestres: *Deroceas laeve* y *Sarasinula dubia*; y los caracoles dulceacuícolas: *Biomphalaria glabrata*, *Melanoides tuberculata*, *Physa* sp., *Pomacea* sp. y *Succinea* sp. Esta investigación se realizó durante cinco años (2019-2024), en un área donde los 40 años previos fueron pocos los estudios referentes a esta región de México y con este grupo de organismos.

Como recomendaciones, se sugiere que en futuros estudios se abarquen las temporadas de secas y lluvias, para poder contrastar la información, recordando que los gasterópodos (terrestres) están más activos en época de humedad. Así como el registro de variables ambientales a nivel de microhábitat, por ejemplo, considerar la cantidad y calidad de refugios, humedad, relaciones de depredador-presa (Rosin et al. 2017), especificidad sustrato vegetal-especie (Tóvar-Juárez et al. 2020). También, en el caso de los gasterópodos dulceacuícolas, los diseños de muestreos pueden ser dirigidos al medio acuático. Es notorio que el origen de varias especies todavía es desconocido o sólo hipotetizado, estudios de su filogenia aún son requeridos, así como de sus hábitos alimenticios, etc. Este estudio los propone como potenciales bioindicadores, principalmente a partir de su presencia-ausencia y abundancia, destacando tres especies terrestres como posibles bioindicadoras en áreas urbanas y rurales: *Helicina* sp., *Drymaeus* sp. y *Zonitoides* sp. Las tres especies se favorecen por la presencia de vegetación, principalmente árboles, ya que en el caso de *Drymaeus* y *Helicina* corresponden a géneros arborícolas (e.g. Breure et al. 2022).

6. CONCLUSIÓN GENERAL

Se identificaron 23 especies de moluscos continentales, 17 terrestres y 6 dulceacuícolas; empleando caracteres conchiliológicos y el marcador molecular COI mt DNA (sólo en dos especies: *Deroceras laeve* y *Sarasinula dubia*). Se registran por primera vez para Sinaloa los moluscos terrestres *Allopeas gracile*, *Helicina* sp., *Praticolella mexicana*, *Zonitoides* sp., *Deroceras laeve* y *Sarasinula dubia*. También aparecen como primer registro los moluscos dulceacuícolas *Biomphalaria glabrata*, *Melanoides tuberculata*, *Physa* sp., *Pomacea* sp. y *Succinea* sp. Se requiere el empleo de herramientas moleculares en los casos donde no se logró la asignación de especie, sin embargo, debido a la temporalidad de las recolectas, en algunas ocasiones solo se recolectaron conchas, por lo que el estudio de la taxonomía de los moluscos continentales es aun limitado.

Los índices propuestos integraron variables cualitativas en zonas urbanas y permitieron diferenciar localidades con impacto bajo y moderado (capítulo 3), con gasterópodos terrestres y dulceacuícolas. Con variables semicuantitativas en áreas rurales, se lograron diferenciar significativamente ($p < 0.05$) localidades de bajo-moderado impacto, y bajo-alto impacto humano (capítulo 4) de acuerdo con la abundancia, riqueza y diversidad de gasterópodos terrestres. Con esta investigación tres especies destacaron como posibles bioindicadoras en áreas urbanas y rurales: *Helicina* sp., *Drymaeus* sp. y *Zonitoides* sp.

7. REFERENCIAS

- Araiza-Gómez V, Naranjo-García E, Zúñiga G (2017) The exotic slugs of the genus *Deroceras* (Agriolimacidae) in Mexico: Morphological and molecular characterization, and new data on their distribution. *American Malacological Bulletin* 35: 126-133
- Arrébola Burgos JR, Álvarez Halcón RM (2001) La explotación de caracoles terrestres en España: aspectos ecológicos y socioculturales. *Temas de antropología aragonesa* 11: 139-172
- Barbato D, Benocci A, Caruso T, Manganelli G (2017) The role of dispersal and local environment in urban land snail assemblages: an example of three cities in Central Italy. *Urban Ecosystems* 20: 919-931
- Belhjouani H, El-Hadef El-Okki M, Afri-Mehennaoui FZ, Sahli L (2019) Terrestrial gastropod diversity, distribution and abundance in areas with and without anthropogenic disturbances, Northeast Algeria. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity* 20: 243-249
- Bouchet P, Rocroi J-P, et al. (2005). Classification and nomenclator of gastropod families. *Malacologia* 47: 1–397
- Bouchet P, Rocroi J-P (2017) Revised Classification, Nomenclator and Typification of Gastropod and Monoplacophoran Families. *Malacologia* 61:1-526
- Breure ASH, Ablett JD (2015) Annotated type catalogue of the Megaspiridae, Orthalicidae, and Simpulopsidae (Mollusca, Gastropoda, Orthalicoidea) in the Natural History Museum, London. *ZooKeys* 470: 17-143
- Byers R, Calvin D (1994) Economic injury levels to field corn from slug (Stylommatophora: Agriolimacidae) feeding. *Journal of Economic Entomology* 87 (5): 1345-1350. <https://doi.org/10.1093/jee/87.5.1345>
- Campbell NA, Mitchell LG, Reece JB (2001) *Biología: conceptos y relaciones*. Pearson Education, México, 896 pp.
- Clemente NL, Faberi AJ, López AN, Manetti PL, Álvarez HA (2007) Biología de *Deroceras reticulatum* y *D. laeve*, moluscos de cultivos en siembra directa. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 36 (2): 129-142. URL: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86436210>
- Correa-Sandoval A, Rodríguez Castro R (2002) Gastrópodos terrestres del sur de Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 86: 225-238
- Correa-Sandoval A, Rodríguez-Castro R, Venegas-Barrera CS, Horta-Vega JV, Barrientos-Lozano L, Rodríguez-Castro JH (2017) Diversidad y zoogeografía de los moluscos terrestres de la sierra de Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 33 (1): 76-88; 33 (2): 419, Fe de errata
- Cruz Mendoza I, Ibarra Velarde F, Naranjo-García E, Quintero Martínez MT, Lecumberri López J (2002) Taxonomic identification, seasonality and degree of infection with *Fasciola hepatica* of mollusk intermediate hosts and non-hosts of the trematode in the ranch of the Hidalgo Autonomous University in Tulancingo, Hidalgo, Mexico. *Veterinaria México* 33: 189-200

- Czaja A, Meza-Sánchez IG, Estrada-Rodríguez JL, Romero-Méndez U, Sáenz-Mata J, Ávila-Rodríguez V, Becerra-López JL, Estrada-Arellano JR, Cardoza-Martínez GF, Aguillón-Gutiérrez DR, Cordero-Torres DG, Covich AP (2020) The freshwater snails (Mollusca: Gastropoda) of Mexico: updated checklist, endemism hotspots, threats and conservation status. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91: e912909
- Daglio ED, de Lucía M, Rodrigues Gomes S, Gutiérrez Gregoric DE (2020) First records of the bean-slug *Sarasinula plebeia* (Gastropoda: Veronicellidae) in Argentina. *Papéis Avulsos de Zoologia* 22: 853-871. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2020.60.47>
- Dahirel M, Olivier E, Guiller A, Martin M-C, Madec Luc, Ansart A (2015) Movement propensity and ability correlate with ecological specialization in European land snails: comparative analysis of a dispersal syndrome. *Journal of Animal Ecology* 84: 228–238. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12276>
- Darrigran G, Agudo-Padrón I, Baez P, Belz C, Cardoso F, Carranza A, Collado G, Correoso M, Cuzzo MG, Fabres A, Gutiérrez Gregoric DE, Letelier S, Ludwig S, Mansur MC, Pastorino G, Penchaszadeh P, Peralta C, Rebolledo A, Rumi A, Santos S, Thiengo S, Vidigal T, Damborenea C (2020) Non-native mollusks throughout South America: emergent patterns in an understudied continent. *Biological Invasions* 22: 853-871. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02178-4>
- Douglas DD, Brown DR, Pederson N (2013) Land snail diversity can reflect degrees of anthropogenic disturbance. *Ecosphere* 4(2):28. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00361.1>
- Druart C, Millet M, Scheifler R, Delhomme O, de Vaufleury A (2011) Glyphosate and glufosinate-based herbicides: fate in soil, transfer to, and effects on land snails. *Journal Soils Sediments* 11: 1373-1384
- GISD (Global Invasive Species Database) (2010) *Achatina fulica*. IUCN Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland. En: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=64&fr=1&sts=&lang=EN> consultado en mayo 2019
- Gittenberger E, Gyeltshen C, Leda P, Zangpo T, van Klinken RD (2018) The first record of the cosmopolitan slug *Deroceras laeve* (O. F. Müller, 1774) (Gastropoda: Pulmonata: Agriolimacidae) in Bhutan. *Folia Malacologica* 26: 89-93. <https://doi.org/10.12657/folmal.026.006>
- Gümüş BA, Gürbüz P, Altındağ A (2022) Towards a Sustainable World: Diversity of Freshwater Gastropods in Relation to Environmental Factors—A Case in the Konya Closed Basin, Türkiye. *Diversity* 14(11): 934. <https://doi.org/10.3390/d14110934>
- Hayes KA, Cowie RH, Thiengo SC, Strong EE (2012) Comparing apples with apples: clarifying the identities of two highly invasive Neotropical Ampullariidae (Caenogastropoda). *Zoological Journal of the Linnean Society* 166 (4): 723–753. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2012.00867.x>
- Hirano T, Kagawa O, Fujimoto M, Saito T, Uchida S, Yamazaki D, Ito S, Shariar SM, Sawahata T, Chiba S (2022) Species identification of introduced veronicellid slugs in Japan. *PeerJ* 10: e13197. <https://doi.org/10.7717/peerj.13197>
- Horsák M, Juricková L, Kintrová K, Hákeř O (2009) Patterns of land snail diversity over a gradient

- of habitat degradation: a comparison of three Czech cities. *Biodiversity Conservation* 18: 3453-3466
- Hudson PJ, Dobson AP, Lafferty KD (2006) Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites? *Trends in Ecology and Evolution* 21: 381-385
- Jardim JA, Abbate D, Simone LRL (2013) A new species of *Euglandina* (Pulmonata, Spiraxidae) from Brazil. *Journal of Conchology* 41: 327-330
- Kim H-Y, Choi I-W, Kim Y-R, Quan J-H, Hassan Ahmed Hassan Ahmed Ismail, Cha G-H, Hong S-J, Lee Y-H (2014) *Fasciola hepatica* in snails collected from water-dropwort fields using PCR. *Korean Journal of Parasitology* 52: 645-652
- Kim JR, Hayes KA, Yeung NW, Cowie RH (2016) Identity and Distribution of Introduced Slugs (Veronicellidae) in the Hawaiian and Samoan Islands. *Pacific Science* 70: 477-493
- Kramarenko SS (2016) Patterns of spatio-temporal variation in land snails: a multi-scale approach. *Folia Malacologica* 24(3): 111-177. <https://doi.org/10.12657/folmal.024.008>
- López B, Naranjo-García E, Mejía O (2022) Diversity patterns of Mexican land and freshwater snails: a spatiotemporal approach. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 93: e9339662. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.3966>
- Mouillot D, Bellwood DR, Baraloto C, Chave J, Galzin R, Harmelin-Vivien M, Kulbicki M, Lavergne S, Lavorel S, Mouquet N, Paine CET, Renaud J, Thuiller W (2013) Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems. *PLoS Biology* 11(5): e1001569. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569>
- Naranjo-García E (2005) Nota sobre caracoles terrestres de grandes dimensiones. *Amici Molluscarum, Sociedad Malacológica de Chile* 13:19-24
- Naranjo-García E, Thomé JW, Castillejo J (2007) A review of the Veronicellidae from Mexico (Gastropoda: Soleolifera). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 41-50
- Naranjo-García E (2014) Biodiversidad de moluscos terrestres en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: S431-S440
- Naranjo-García E, Castillo-Rodríguez ZG (2017) First inventory of the introduced and invasive mollusks in Mexico. *The Nautilus* 131(2): 107–126
- Nurinsiyah AS, Fauzia H, Hennig C, Hausdorf B (2016) Native and introduced land snail species as ecological indicators in different land use types in Java. *Ecological Indicators* 70: 557-565. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.013>
- Nurinsiyah AS, Hausdorf B (2018) Listing, impact assessment and prioritization of introduced land snail and slug species in Indonesia. *Journal of Molluscan Studies* 85(1): 92-102. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyy062>
- Ponder WF, Lindberg DR, Ponder JM (2020) *Biology and Evolution of the Mollusca, Vol. II*. Taylor & Francis Group, LLC, 834 pp.
- Raut SK, Barker GM (2002) *Achatina fulica* Bowdich and other Achatinidae as pests in tropical agriculture. En: *Molluscs as crop pests*. Barker GM (ed.) CABI International, Wallingford, Reino Unido: 55-114
- Rosin ZM, Lesicki A, Kwiecinski Z, Skórka P, Tryjanowski P (2017) Land snails benefit from

human alterations in rural landscapes and habitats. *Ecosphere* 8: e01874

- Rosenberg G, Auffenberg K, Bank R, Bieler R, Bouchet P, Herbert D, Köhler F, Neubauer TA, Neubert E, Páll-Gergely B, Richling I, Schneider S (2022) Adapting mark-recapture methods to estimating accepted species-level diversity: a case study with terrestrial Gastropoda. *PeerJ* 10: e13139. doi: 10.7717/peerj.13139
- Rueda A, Caballero R, Kaminsky R, Andrews KL (2002) Vaginulidae in Central America, with emphasis on the bean slug *Sarasinula plebeia* (Fischer). En: Barker GM (Ed.) *Molluscs as Crop Pests*. CABI Publishing, New York. [ISBN 9780851993201]. <https://doi.org/10.1079/9780851993201.0115>
- Sysoev A, Schileyko A (2009) *Land snails and slugs of Russia and adjacent countries*. Pensoft Publishers, Sofia/Moscow, 455 pp. [ISBN 9546424749]
- Strong EE, Gargominy O, Ponder WF, Bouchet P (2008) Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 149–166. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9012-6>
- Strong EE, Colgan DJ, Healy JM, Lydeard C, Ponder WF, Glaubrecht M (2011) Phylogeny of the gastropod superfamily Cerithioidea using morphology and molecules. *Zoological Journal of the Linnean Society* 162(1): 43–89. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2010.00670.x>
- Thomé JW (1993) Estado atual da sistemática dos Veronicellidae (Mollusca: Gastropoda) americanos, com comentários sobre sua importância econômica, ambiental e na saúde. *Biociências* 1: 61-75.
- Thompson FG (2011) An annotated checklist and bibliography of the land and freshwater snails of Mexico and Central America. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 50:1-299
- Tinajero R, Partida-Pérez A, Bermúdez-González MP (2018) Primer registro del caracol viajero invasor *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) en San Luis Potosí, México. *Hidrobiológica* 28(3): 349-351. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2018v28n3/Tinajero>
- Tovar-Juárez E, López-Paz VI, Naranjo-García E, Estrada-Santos Y, Negrete-Moreno PM, Espinoza-Toledo A (2020) Variation of the community structure of terrestrial gastropods in different plant associations from the Coatán River watershed, southeastern Chiapas, Mexico. *Acta zoológica mexicana* 36: e3612307. <https://doi.org/10.21829/azm.2020.3612307>
- Vázquez-Reyes CJ, Martínez-Gutiérrez G, Mora-Olivo A, Correa-Sandoval A, Horta-Vega JV, Arriaga-Flores JC, Venegas-Barrera CS (2019) Biodiversity risk from land-cover change in terrestrial priority regions and protected natural areas in northeastern Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 90: e902726
- Vendetti JE, Lee C, LaFollette P (2018) Five New Records of Introduced Terrestrial Gastropods in Southern California Discovered by Citizen Science. *American Malacological Bulletin* 36(2): 232-247. <https://doi.org/10.4003/006.036.0204>
- Venette RC, Larson M (2004) Mini risk assessment giant African snail, *Achatina fulica*, (Bowdich) [Gastropoda: Achatinidae]. Department of Entomology, University of Minnesota, St. Paul. En: <http://www.inhs.illinois.edu/files/4713/4013/9195/afulicapra.pdf> consultado en mayo de 2019

Wiktor A (2000) Agriolimacidae (Gastropoda: Pulmonata) a systematic monograph. *Annales Zoologici* 49: 347-590. URL: http://rcin.org.pl/Content/57364/WA058_74192_P255-T49_Annal-Zool-Nr-4.pdf

Zhou Z, Wu H, Li D, Zeng W, Huang J, Wu Z (2022) Comparison of gut microbiome in the Chinese mud snail (*Cipangopaludina chinensis*) and the invasive golden apple snail (*Pomacea canaliculata*). *PeerJ* 10:e13245 <http://doi.org/10.7717/peerj.13245>