

ISSN 2071-9841 (impresa)
ISSN 2079-0139 (en línea)

Novitates CARIBAEA

Número 19. Enero, 2022

Museo Nacional de Historia Natural "Prof. Eugenio de Jesús Marciano"

Revista científica semestral (enero y julio)



MUSEO
Nacional de
HISTORIA
NATURAL
Prof. Eugenio de Jesús Marciano

Novitates CARIBAEA

Editores

Celeste Mir
c.mir@mnhn.gov.do
Carlos Suriel
c.suriel@mnhn.gov.do

Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marcano”
Calle César Nicolás Penson, Plaza de la Cultura Juan Pablo Duarte,
Santo Domingo, 10204, República Dominicana.
www.mnhn.gov.do

Comité Editorial

Alexander Sánchez-Ruiz	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil. alex.sanchezruiz@hotmail.com
Altagracia Espinosa	Instituto de Investigaciones Botánicas y Zoológicas, UASD, República Dominicana. altagraciaspinosa@yahoo.com
Antonio R. Pérez-Asso	Museo Nacional de Historia Natural, República Dominicana. perezasso@hotmail.com
Carlos M. Rodríguez	Ministerio de Educación Superior, Ciencia y Tecnología, República Dominicana. carlos_rguez96@yahoo.com
Christopher C. Rimmer	Vermont Center for Ecostudies, USA. crimmer@vtcostudies.org
Daniel E. Perez-Gelabert	United States National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, USA. perezd@si.edu
Esteban Gutiérrez	Museo Nacional de Historia Natural de Cuba. esteban@mnhnc.inf.cu
Gabriel de los Santos	Museo Nacional de Historia Natural, República Dominicana. g.delossantos@mnhn.gov.do
Gabriela Nunez-Mir	Department of Biology, Virginia Commonwealth University, USA. gcnunezmir@vcu.edu
Giraldo Alayón García	Museo Nacional de Historia Natural de Cuba. moffly@informed.sld.cu
James Parham	California State University, Fullerton, USA. jparham@fullerton.edu
Jans Morffe Rodríguez	Instituto de Ecología y Sistemática, Cuba. jans@ecologia.cu
José A. Ottenwalder	Museo Nacional de Historia Natural, República Dominicana. biodiversidad@codetel.net.do
José D. Hernández Martich	Escuela de Biología, UASD, República Dominicana. hernandezmartich@yahoo.com
Julio A. Genaro	Museo Nacional de Historia Natural, República Dominicana. polimita@hotmail.com
Luis F. de Armas	Instituto de Ecología y Sistemática, Cuba. luisdearmas1945@gmail.com
Luis M. Díaz	Museo Nacional de Historia Natural de Cuba. luisfromcuba@yahoo.es
Miguel Santiago Núñez	Museo Nacional de Historia Natural, República Dominicana. m.nunez@mnhn.gov.do
Nayla García Rodríguez	Instituto de Ecología y Sistemática, Cuba. nayla@ecologia.cu
Ruth Bastardo	Instituto de Investigaciones Botánicas y Zoológicas, UASD, República Dominicana. r_bastardo@hotmail.com
S. Blair Hedges	Center for Biodiversity, Temple University, Philadelphia, USA. sbh@temple.edu
Sixto J. Incháustegui	Grupo Jaragua, Inc., República Dominicana. sixtojinchaustegui@yahoo.com
Steven C. Latta	National Aviary, USA. steven.latta@aviary.org

Novitates Caribaea (ISSN 2071-9841, versión impresa; ISSN 2079-0139, versión en línea) es una revista científica de revisión por pares del Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marcano”, República Dominicana. Su naturaleza, objetivos y características se explican en el documento “Directrices a los autores” que aparece en esta misma publicación. Es de acceso libre y su versión impresa se distribuye gratuitamente. El contenido de las contribuciones publicadas será siempre responsabilidad de los autores.

Acceso a versión en línea:
novitatescaribaea.do

Para envío de manuscritos y mensajes:
novitatescaribaea@mnhn.gov.do

Diagramación: Rosy Languasco
r.languasco@mnhn.gov.do



WEB OF SCIENCE

BIOSIS Biological Zoological
Previews Abstracts Record



latindex



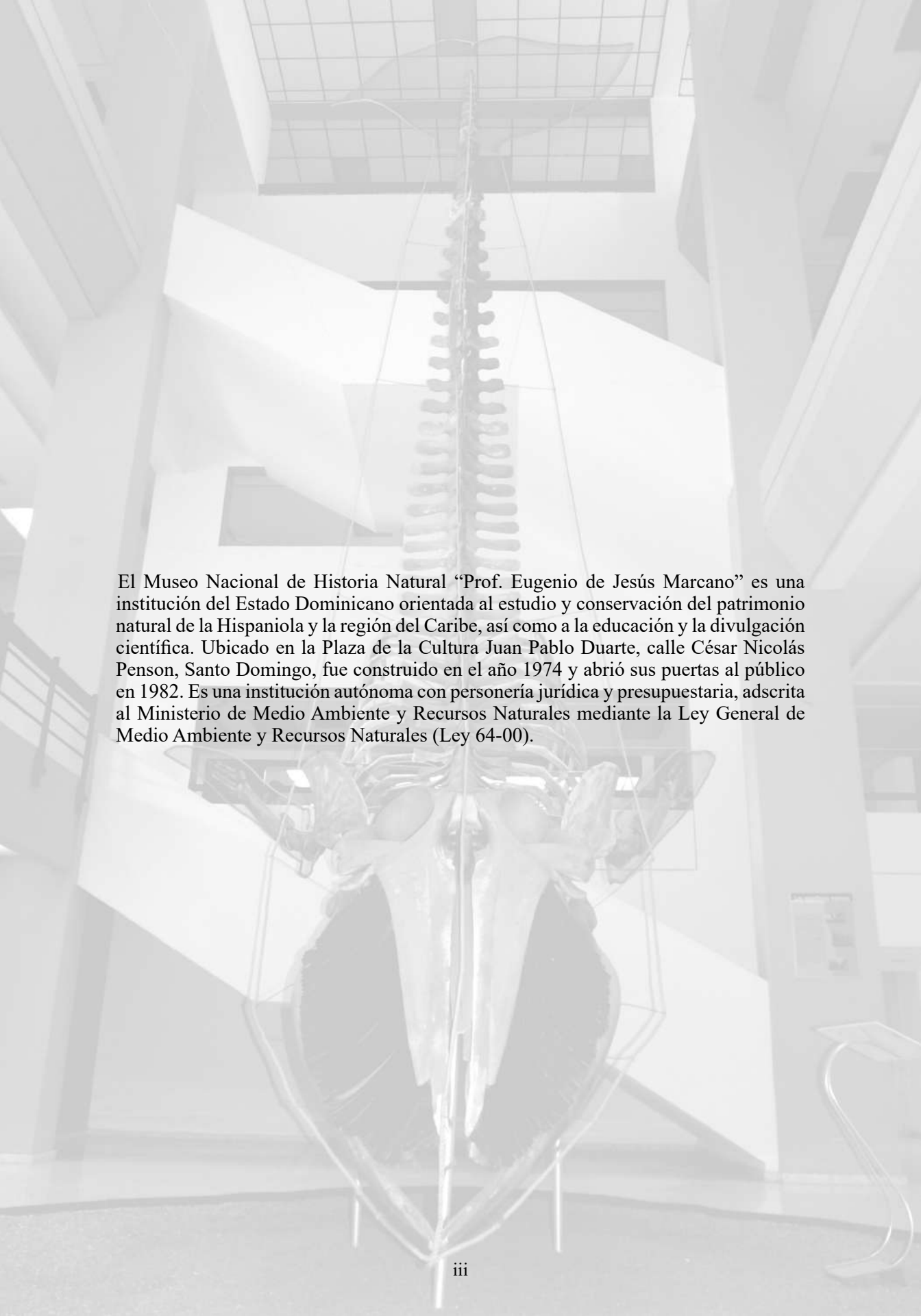
Novitates CARIBAEA

Número 19. Enero, 2022

• ISSN versión impresa: 2071-9841

• ISSN versión en línea: 2079-0139

DOI: <https://doi.org/10.33800/nc.vi19>



El Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marciano” es una institución del Estado Dominicano orientada al estudio y conservación del patrimonio natural de la Hispaniola y la región del Caribe, así como a la educación y la divulgación científica. Ubicado en la Plaza de la Cultura Juan Pablo Duarte, calle César Nicolás Penson, Santo Domingo, fue construido en el año 1974 y abrió sus puertas al público en 1982. Es una institución autónoma con personería jurídica y presupuestaria, adscrita al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales mediante la Ley General de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Ley 64-00).

DESCRIPCIÓN PRELIMINAR DE LAS LLAMADAS DE ANUNCIO DE
ELEUTHERODACTYLUS PATRICIAE (ANURA: ELEUTHERODACTYLIDAE),
EN EL PARQUE NACIONAL VALLE NUEVO, REPÚBLICA DOMINICANA

**Preliminary description of the advertisement calls of *Eleutherodactylus patriciae*
(Anura: Eleutherodactylidae) in Valle Nuevo National Park, Dominican Republic**

Cristian F. Marte-Pimentel¹, Luis M. Díaz² y Sixto J. Incháustegui³

¹Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marcano”, Santo Domingo, República Dominicana. orcid.org/0000-0002-2159-8238. ²Museo Nacional de Historia Natural de Cuba, Obispo #61, Esquina a Oficinos, Habana Vieja. orcid.org/0000-0002-7213-7239, luisfromcuba@yahoo.es. ³Grupo Jaragua. El Vergel #33, El Vergel, Santo Domingo, República Dominicana. orcid.org/0000-0002-7135-0871, sixtojinchaustegui@yahoo.com.
Para correspondencia: c.marte@mnhn.gov.do

[Recibido: 15 de abril, 2021. Aceptado para publicación: 13 de diciembre, 2021]

RESUMEN

La mayoría de las especies del género *Eleutherodactylus* de La Hispaniola carecen de descripciones cuantitativas de sus llamadas de anuncio. Entre tales especies se encuentra *E. patriciae*, una rana endémica de la Cordillera Central de la cual solo se tenía una referencia onomatopéyica de sus vocalizaciones. Se analizaron las grabaciones de 8 machos de *E. patriciae* en dos sabanas de pajón (*Danthonia domingensis*) dentro del Parque Nacional Valle Nuevo, para cada uno de los cuales se midieron siete variables temporales y dos variables espectrales en 20 llamadas respectivas. Las llamadas de anuncio son silbidos con una duración promedio de 0.4 segundos, una tasa de repetición promedio de 16.6 señales/minuto, y una frecuencia dominante promedio de 2.1 kHz. Cada llamada tiene una estructura armónica que se extiende al espectro ultrasónico (>20 kHz).

Palabras clave: análisis bioacústico, variables espectrales, variables temporales, subgénero *Eleutherodactylus*, Hispaniola.

ABSTRACT

Most of the Hispaniolan species of the genus *Eleutherodactylus* lack quantitative descriptions of their advertisement calls. Among such species is *E. patriciae*, an endemic frog of the Central Cordillera of which there was only an onomatopoeic reference of its vocalizations. We recorded 8 males of *E. patriciae* in two savannas covered by “pajón” (*Danthonia domingensis*) in the Valle Nuevo National Park. For each call, we measure seven temporal variables and two spectral variables in 20 respective calls. Advertisement calls are whistles with 0.4 seconds mean duration, a mean repetition rate of 16.6 signals / minute, and a mean dominant frequency of 2.1 kHz. Each call has a harmonic structure that extends to the ultrasonic spectral range (>20 kHz).

Keywords: bioacoustic analysis, spectral variables, temporal variables, subgenus *Eleutherodactylus*, Hispaniola.



INTRODUCCIÓN

En La Hispaniola, los anfibios (76 especies) constituyen el segundo grupo de vertebrados con mayor número de especies endémicas (98 %), destacándose el género *Eleutherodactylus* (Familia Eleutherodactylidae), con 66 especies, todas endémicas. La radiación adaptativa del género ha permitido que se halle representado en una amplia diversidad de ecosistemas, desde los bosques secos hasta las mayores altitudes (Hedges *et al.*, 2008). La mayoría de las especies tienen un alto endemismo local, por lo que la pérdida, fragmentación y deterioro de las condiciones de los hábitats aumenta el riesgo de extinción de estas especies (Pough, 1999; Rueda, 1999; Urbina-Cardona y Pérez-Torres, 2002). Las especies de alta montaña pueden estar entre las más afectadas no solo por las modificaciones antropogénicas del hábitat sino también por el cambio climático global (Foden *et al.*, 2018).

En términos herpetológicos, la Cordillera Central posee uno de los mayores niveles de endemismos conocidos para la República Dominicana, por lo que merecen mucha atención. Uno de los ecosistemas altitudinales más característicos en este sistema montañoso es la sabana de pajón (1350–2950 msnm), son zonas abiertas de gran extensión, suelos muy húmedos y vegetación baja, se encuentran dominadas casi exclusivamente por la especie *Danthonia domingensis*, la cual es conocida comúnmente como “Pajón”, estas sabanas son de suma importancia y un gran número de ellas se encuentran en el Parque Nacional Valle Nuevo (Cassá, 2012). Hasta el momento, estas formaciones vegetales no han sido debidamente consideradas como unidades de vegetación. Hager y Zanoni (1993), incluyen las sabanas como un subtipo de vegetación relacionada al bosque de pinos denominada “sabanas de las montañas altas”. Ante la falta de información relacionada con la herpetofauna asociada al suelo en el ecosistema de sabanas, algunos trabajos resaltan la necesidad de estudiarlas, debido a las peculiaridades que poseen (Núñez *et al.*, 2006), entre las que podríamos destacar que constituyen una fuente importante de agua y la amplia disponibilidad de microhábitats que pueden albergar (Frolich *et al.*, 2003; Guerrero y McPherson, 2002). Conocer aspectos de la ecología de las especies que habitan en estos tipos de vegetación nos ayudará a tomar mejores decisiones para futuros planes de conservación.

La especie *Eleutherodactylus patriciae* Schwartz es endémica de la Cordillera Central. Es una de las representantes del género que vive a mayor altitud en el Caribe insular, por encima de los 2000 metros (Fig. 1). Es una especie terrestre que vive en bosques de pinos y bosques latifoliados. De día se suele encontrar debajo de troncos, rocas y en zonas alteradas debajo de maderas, césped y objetos humanos (Schwartz y Henderson, 1991). Es moderadamente común en hábitats adecuados (Hedges *et al.*, 2004; Stuart *et al.*, 2008). Los machos pueden medir 29 mm y las hembras hasta 35 mm de longitud hocico-cloaca (Schwartz, 1964). La mayor actividad acústica de *E. patriciae* se ha registrado en la noche, cuando los machos se trasladan a la parte alta de la vegetación buscando perchas para vocalizar (Henderson y Powell, 2009). Los machos producen sus llamadas desde el suelo, rocas y la vegetación baja (arbustos, helechos), hasta un metro de altura. Las puestas contienen entre 18–24 huevos y presentan desarrollo directo (Hedges *et al.*, 2004; Stuart *et al.*, 2008). Esta especie se encuentra bajo la categoría En Peligro (EN), tanto en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2014) como en la Lista Roja Nacional del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2011).



Figura 1. *Eleutherodactylus patriciae* (Schwartz, 1964), individuo macho vocalizando.

La generalizada falta de información acerca de la ecología y conducta de las especies del género *Eleutherodactylus*, unido al alto riesgo de extinción que tienen sus poblaciones, hace necesario centrar las investigaciones en esos aspectos, ya que resultan de suma importancia para trazar estrategias de conservación adecuadas (Granda-Rodríguez *et al.*, 2008; Sangermano *et al.*, 2015a, b). La comunicación acústica de los anfibios desempeña una función crucial para la reproducción y delimitación de territorios (Wells, 2007), y es utilizada como herramienta en sistemática, conservación y en manejo de poblaciones naturales (Köhler *et al.*, 2017). Uno de los aspectos más interesantes de la conducta de los anfibios es el repertorio vocal, las emisiones acústicas de estos animales son importantes para su identificación, ya que en la mayoría de los casos son especie-específicos (Díaz y Cádiz, 2008).

Por lo general, las especies de la serie *auriculatus*, grupo *varians*, del subgénero *Eleutherodactylus* (sensu Hedges *et al.*, 2008), son predominantemente arborícolas y suelen producir vocalizaciones audibles en la distancia, debido a su intensidad. La presencia de armónicos ha sido registrada en otras especies de *Eleutherodactylus* de La Hispaniola (Galvis *et al.* 2016a) y Puerto Rico (Ríos-Franceschi y Joglar, 2016), sin que exista una aparente explicación funcional, estudiar el espectro no audible de las vocalizaciones, resulta de interés para estudios conductuales de los anfibios.

OBJETIVOS

- Describir por primera vez algunas de las características espectrales y temporales de las llamadas de anuncio de *Eleutherodactylus patriciae*.
- Caracterizar el entorno ecológico al cual se asocian los machos durante su actividad acústica en las sabanas de pajón.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El Parque Nacional Valle Nuevo se encuentra localizado en la Cordillera Central de la República Dominicana (Fig. 2). Fue declarado área protegida en el año 1983. Posee un área aproximada de 910 km² y está ubicado entre las provincias Monseñor Nouel, La Vega, Azua y San José de Ocoa. Este parque posee una cobertura boscosa aproximada de 390 km², de los cuales los bosques de pinos abarcan la mayor extensión con 244 045 km²,

entre los bosques de coníferas (pinos) se encuentran las sabanas de montañas altas (sabanas de pajón), dominadas casi exclusivamente por la especie endémica *Danthonia domingensis*, seguidos por los bosques nublados, con 124.5 km², parches de bosques latifoliados que cubren una extensión de 16.3 km² y por último pequeños parches cubiertos por manaclas (*Prestoea montana*), (Guerrero y McPherson, 2002). Las áreas donde fueron realizadas las grabaciones y observaciones ecológicas, corresponden a las sabanas conocidas como Sabana de los Frailes o La Lechuga (La Pirámide), en las coordenadas 18°42'25" N; 70°36'11" O, y Sabana de Los Flacos o Nizaito (Sabana de Caamaño), 18°43'19" N; 70°36'16" O; estas fueron escogidas por ser sabanas conservadas, no afectadas por fuegos o actividades agrícolas, cada localidad fue visitada durante una temporada lluviosa y una temporada seca, en los meses de junio-agosto y enero, respectivamente.

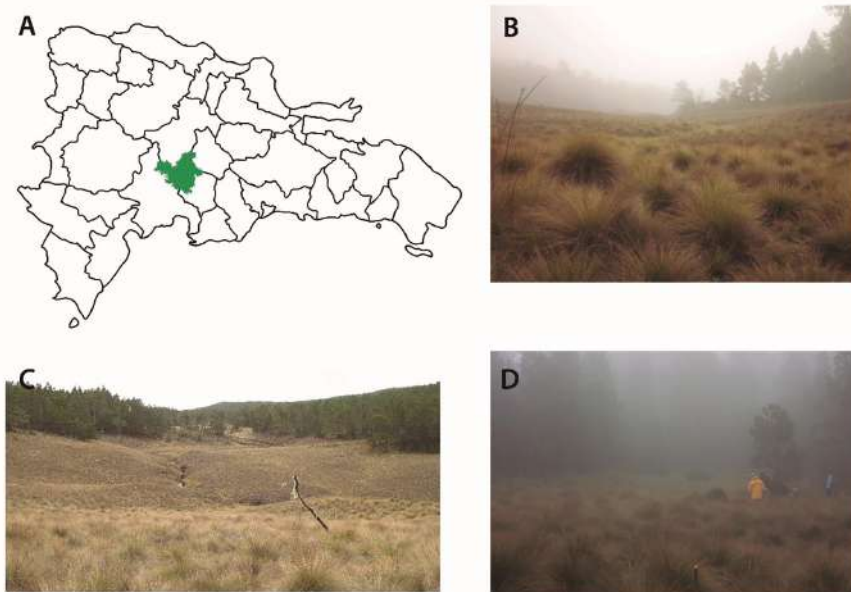


Figura 2. Localidades de observación y registro. A, delimitación del Parque Nacional Valle Nuevo; B-C, vistas de la sabana Los Flacos, o Nizaito (sabana de Caamaño); D, sabana de los Frailes (La Pirámide).

Grabación de las llamadas de anuncio. Las grabaciones se realizaron durante la noche, entre las 20:30 y 1:30 horas. El equipo de grabación fue una grabadora Marantz 660 y un micrófono unidireccional Sennheiser ME 66. Las grabaciones se realizaron con una frecuencia de muestreo de 44 kHz y un tamaño de muestra de 32 bits. Los individuos fueron grabados a una distancia de 0.5–2 m. La descripción acústica se basó en las grabaciones de ocho individuos de *E. patriciae* en dos sabanas de pajón (*Danthonia domingensis*) dentro del Parque Nacional Valle Nuevo, para cada uno de los cuales se midieron siete variables temporales y dos variables espectrales en 20 llamadas. Los ejemplares testigos (Vouchers) fueron depositados en la colección herpetológica del Museo Nacional de Historia Natural “Profesor Eugenio de Jesús Marcano”, Santo Domingo, República Dominicana, bajo los números calcográficos MNHNSD 23.4040–4047. Las grabaciones se acompañaron con la descripción cualitativa del hábitat y condiciones ambientales, las cuales fueron tomadas con el medidor meteorológico portátil Kestrel 3000. Las temperaturas máxima y mínima fueron medidas usando un termómetro digital modelo SN 89212, marca Forestry Suppliers; para el monitoreo de la temperatura a lo largo de dos días y tres noches fueron utilizados los medidores tipo Ibutton Termometer.

Análisis bioacústico. Las variables temporales y espectrales de las emisiones acústicas fueron medidas con el programa Raven Pro 1.4 (Cornell Lab of Ornithology; Ithaca, New York, EEUU). El valor de DFT (Transformada Rápida de Fourier; =FFT, Fast Fourier Transform) para generar los espectrogramas fue de 512 puntos, en ventanas tipo Hanning. Para la caracterización de las llamadas de anuncio se utilizaron las mediciones espectrales y temporales descritas por Köhler *et al.* (2017) y Díaz *et al.* (2018).

Las variables temporales medidas fueron las siguientes (en el oscilograma): (1) duración de la llamada (tiempo comprendido entre el inicio y el final de la llamada), (2) período de llamadas (tiempo entre el inicio de la primera llamada y el inicio de la siguiente), (3) duración de las notas (tiempo comprendido entre el inicio y el final de la nota), (4) intervalo entre notas (espacio comprendido entre el final de una nota y el inicio de la otra), (5) tasa de repetición de las llamadas (número de llamadas por minuto), (6) número de notas por llamada (número de notas por tren de llamadas) y (7) tasa de repetición de notas (número de notas por segundo). Las variables espectrales medidas fueron (en el espectro de potencia): (8) frecuencia dominante (frecuencia donde se halla el pico de máxima intensidad del sonido), y (9) ancho de banda ΔF a un umbral -10 dB por debajo del pico de máxima energía. Para la tabulación de los datos y la extracción de los promedios se utilizó el programa Microsoft Excel.

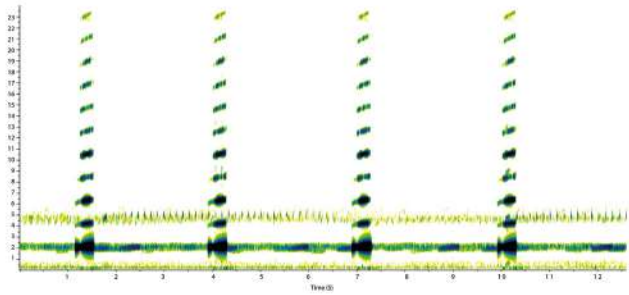
RESULTADOS

Caracterización de las llamadas de anuncio. Cada llamada de anuncio de *E. patriciae* se escucha como un silbido espaciado, las emisiones constan de una única nota, tienen una duración de 0.2–0.5 (\bar{x} = 0.4) segundos y se repiten a razón de 14–21 (\bar{x} = 16.6) señales/minuto. El período de llamadas es 2.3–11.2 (\bar{x} = 3.8) segundos. La frecuencia dominante es 1.9–2.4 (\bar{x} = 2.1) kHz y coincide con la frecuencia fundamental, pero se definen armónicos que abarcan una gama espectral entre 2.1 y 23.9 kHz. Las llamadas incrementan su intensidad gradualmente hasta un pico máximo de amplitud que se alcanza en la mitad posterior de la llamada, desde donde disminuye para terminar abruptamente (Fig. 3). La temperatura ambiental bajo la cual los individuos fueron grabados fue 12–26 °C (\bar{x} = 16 °C).

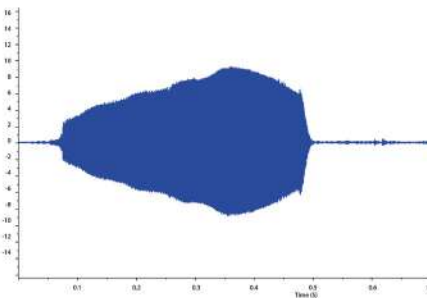
Notas sobre el microhábitat. Las observaciones fueron realizadas en las sabanas dominadas por la especie (*Danthonia domingensis*). En el área de estudio predominó la vegetación arbustiva tupida y las plantas herbáceas, con alturas comprendidas entre 0 y 0.6 metros sobre el suelo, con presencia de árboles jóvenes entre 0.6 y 3.0 m de altura. La densidad de pajones (*Danthonia domingensis*) es alta, 1–2 individuos maduros por metro cuadrado, lo cual se traduce a una cobertura del suelo de 80–100 %.

Notas ecológicas. La mayor actividad acústica de *Eleutherodactylus patriciae* se registró durante la temporada de lluvias. En la seca, la actividad fue baja y se escucharon pocos machos vocalizando. Durante el día, el 90 % de los individuos registrados se encontraron ocultos en la parte interna del pajón, mientras que durante la noche los individuos fueron registrados expuestos en la parte superior de las plantas. Se registraron todas las clases de edades (adultos, 14; juveniles, 21 y puestas, 2), siendo los juveniles proporcionalmente los más frecuentes en los muestreos realizados durante la temporada de lluvias (21), comparados con los adultos (10). Se observaron dos puestas en esta temporada. Durante la temporada seca solo fueron registrados individuos adultos (4).

A



B



C

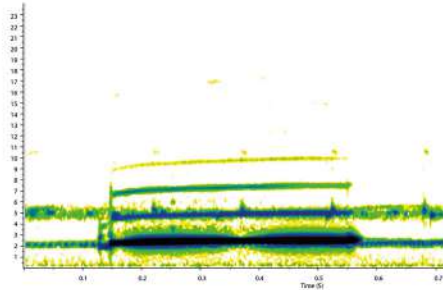


Figura 3. Oscilograma y sonogramas de la llamada de anuncio de *E. patriciae*. A, representación de cuatro llamadas de anuncio, se distinguen los armónicos; B, oscilograma; C, sonograma. Localidad: La Pirámide, Valle Nuevo (12 °C; humedad relativa: 95 %). Foto: Luis Díaz.

Los machos vocalizando se encontraron a una altura de 0–0.6 metros (\bar{x} = 0.4 m) sobre el suelo. La planta más usada como percha para vocalizar fue el pajón, por lo que, las superficies más utilizadas durante las vocalizaciones fueron la parte superior de las plantas jóvenes, entre 0.5 y los 2.0 m del suelo, en las hojas de los pajones (70 %), seguido por las hojas de los helechos (15 %), las plantas de zarzamora (*Rubus ulmifolius*; 5 %), pinos jóvenes (*Pinus occidentalis*) (3 %) y en menor proporción herbáceas, gramíneas, musgos y árboles jóvenes (5 %), superficies como rocas y troncos también fueron utilizados por los individuos (2 %).

Los valores de temperatura fueron fluctuantes, obteniéndose 2.8 °C como la más baja durante la noche y hasta 39 °C como la más alta registrada durante el día (Fig. 4). Durante la temporada seca se observó una disminución importante de la actividad acústica en toda el área, lo que igualmente coincide con los valores de temperatura más bajos registrados 9.1–10.3 °C (\bar{x} = 9.6 °C); en cambio, en la temporada lluviosa hubo un incremento de la actividad y un aumento de temperaturas 11.6–18.4 °C (\bar{x} = 14.5 °C). La velocidad del viento fluctuó entre 2 y 10 km/h (\bar{x} = 3.4 km/h).

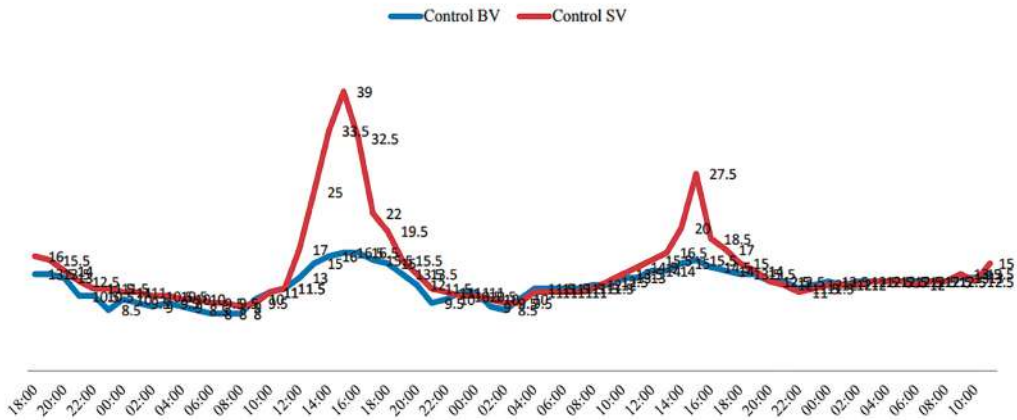


Figura 4. Comparación de la variación de temperatura durante dos días y tres noches en temporada lluviosa. Rojo, en el estrato sobre vegetación; azul, bajo vegetación.

DISCUSIÓN

La única especie que se encontró vocalizando junto a *E. patriciae* en las sabanas de pajón (*Danthonia domingensis*) fue *E. haitianus*. Esta última tiene una talla notablemente menor (machos con 12.4–15.5 mm de longitud hocico cloaca) y produce llamadas constituidas por largos trenes de 19–45 notas, las cuales tienen una duración de 3.6–5.8 segundos; la frecuencia dominante es más alta que en *E. patriciae*, 4.7–5.6 kHz (Díaz *et al.*, 2018), lo que debe estar en relación con su tamaño. De manera que las llamadas de anuncio de ambas especies no son confundibles y existen notables diferencias, tanto espectrales como temporales, que sugieren una fuerte segregación en el nicho acústico (Fig. 5). De las especies dominicanas que se han caracterizado acústicamente, *E. parabates* es la única que emite llamadas de anuncio a manera de silbidos. En este caso, las llamadas tienen dos picos de modulación de amplitud, una tasa de repetición mayor (141 llamadas/minuto) y la frecuencia dominante es más alta (2.6–2.8 kHz) que en *E. patriciae* (Díaz *et al.*, 2018).

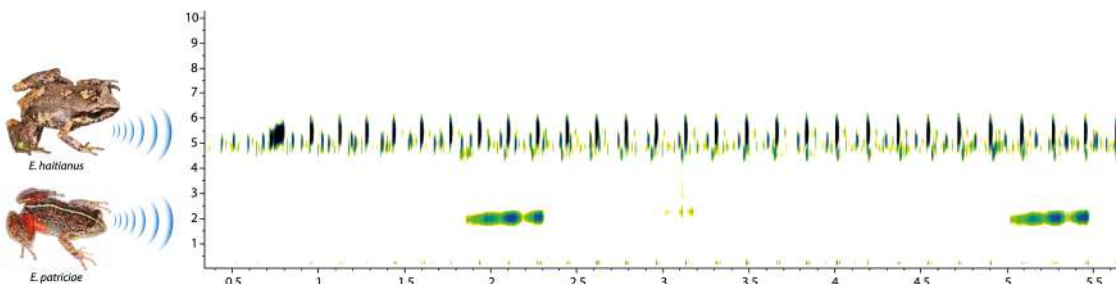


Figura 5. Sonograma de una grabación de *E. haitianus* y *E. patriciae*, en la localidad de La Pirámide, Valle Nuevo (13° C; humedad relativa, 80 %). Se puede apreciar la segregación espectral entre ambas especies.

En *E. patriciae* los armónicos se extienden al espectro ultrasónico (>20 kHz), al igual que fue registrado en *E. brittoni* por Ríos-Franceschi y Joglar (2016). De acuerdo con Akre *et al.* (2014), la producción de armónicos en las llamadas de *Engystomops pustulosus* (Cope) puede estar más relacionada con los procesos biomecánicos de las emisiones acústicas que con cualquier preferencia de las hembras por sonidos espectralmente más complejos. Algunas especies pequeñas de ranas emiten componentes de frecuencia en el espectro ultrasónico, lo cual no implica que estos tengan relevancia biológica (Köhler *et al.*, 2017). En cambio, Narins *et al.* (2004) plantearon que la presencia de armónicos en la rana arbórea asiática *Odorrana tormota* (Wu) permite que la señal emitida sobresalga en el entorno sonoro dominado por torrentes y cascadas, un hábitat totalmente diferente al de *E. patriciae*. Sin embargo, Feng y Narins (2008) y Shen *et al.* (2008) sugirieron que en *O. tormota* la producción de armónicos evolucionó hacia una audición diferencial de los machos, pero no desencadena respuestas por parte de las hembras. Todo lo anteriormente expuesto abre nuevas perspectivas para estudios de la comunicación acústica de *E. patriciae*, en que la emisión de armónicos puede o no tener relevancia para la comunicación de la especie.

AGRADECIMIENTOS

Al FONDOCYT, por el financiamiento para la realización del proyecto “Ecología asociada al suelo en la Sabana de pajón del Parque Nacional Juan Bautista Pérez Rancier (Valle Nuevo) y su respuesta a los impactos de la agricultura y fuego”, este se llevó a cabo durante los años 2010–2012 a través del Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marcano”, en coautoría con el Instituto de Investigaciones Botánicas y Zoológicas de la Universidad Autónoma de Santo Domingo. También al FONDOCYT por el proyecto “Caracterización y Ecología de la Flora y la Fauna en las sabanas de las Montañas Altas de la Cordillera Central y Sierra de Neiba” el cual se llevó a cabo a través del Instituto de Investigaciones Botánicas y Zoológicas de la Universidad Autónoma de Santo Domingo en coautoría con el Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marcano”, durante los años 2014–2016. Contó, así mismo, con información de campo registrada en la base de datos sobre los anfibios de República Dominicana, producida con la participación de los autores. Estos datos fueron generados por el proyecto FONDOCYT “Anfibios en Peligro y Cambio Climático en la República Dominicana RANA RD”. Se agradece igualmente a quienes brindaron apoyo durante el proyecto de tesis: Gabriel de los Santos, Carlos Suriel, Ruth Bastardo, Solanlly Carrero Jiménez, Alexis Hilario, América Sánchez Rosario, Robert Ortiz, Eveling Gabot, Arturo León, Francisco Paz y al cuerpo de guardaparques del Parque Nacional Valle Nuevo.

LITERATURA CITADA

- Akre, K. L., X. Bernal, A. S. Rand y M. J. Ryan. 2014. Harmonic calls and indifferent females: no preference for human consonance in an anuran. *Proceedings of the Royal Society B*, 281: 20140986. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.0986>
- Cassá, C. 2012. *Valle Nuevo: el parque Juan B. Pérez Rancier y su altiplano*. Editora: Archivo General de la Nación (vol. CLXIV), ISBN:978-9945-074-54-3. Editora Búho, S.R.L. 229 pp.

- Díaz, L. M. y A. Cádiz. 2008. Guía taxonómica de los anfibios de Cuba. *Abc TAXA*, vol: 4. 294 pp.
- Díaz, L. M., S. J. Incháustegui, C. Marte, G. Köhler, A. Cádiz y M. Rodríguez. 2018. A new frog of the *Eleutherodactylus abbotti* species group (Anura: Eleutherodactylidae) from Hispaniola, with bioacoustic and taxonomic comments on other species. *Novitates Caribaea*, 12: 25–42.
- Feng, A. S. y P. M. Narins. 2008. Ultrasonic communication in concave-eared torrent frogs (*Amolops tormotus*). *Journal of Comparative Physiology A* 194, 159–167. <https://doi.org/10.1007/s00359-007-0267-1>
- Foden, W., B. Young, R. Akçakaya, R. Garcia, A. Hoffman, B. Stein, C. Thomas, C. J. Wheatley, D. Bickford, J. Carr, D. Hole, T. Martin, M. Pacifici, J. W. Pearce-Higgins, P. J. Platts, P. Visconti, J. Watson, B. Huntley. 2018. Climate change vulnerability assessment of species. *WIREs Climate Change*. e551. ISSN 1757-7799.
- Frolich, L. M., N. Schultz, D. Almeida, y F. Nogales. 2003. *Las Ranas de Los Andes Norte de Ecuador: Cordillera Oriental*. Quito-Ecuador: Ediciones Abya Yala, 78 pp.
- Galvis, P., A. V. Zaffaroni-Caorsi, S. J. Sánchez-Pacheco y M. Rada. 2016. The advertisement calls of three *Eleutherodactylus* species from Hispaniola (Anura: Eleutherodactylidae). *Bioacoustics*, 12 pp.
- Granda-Rodríguez, H. D., A. del Portillo-Mozo y J. M. Renjifo. 2008. Uso de hábitat en *Atelopus laetissimus* (Anura: Bufonidae) en una localidad de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Herpetotropicos*, 4 (2): 87–93.
- Guerrero, A. y M. M. McPherson. 2002. Historia Integrada de la región del Parque Nacional Juan Bautista Pérez Rancier (Valle Nuevo), 147 Pp. *En: Evaluación Ecológica Integrada Parque Nacional Juan B. Pérez Rancier (Valle Nuevo)*, Editor: Francisco Núñez. Secretaria de Estado de Medio Ambiente y Recurso Naturales / Fundación Moscoso Puello, 80–90.
- Hager, J. y T. Zaroni. 1993. La vegetación natural de la República Dominicana. Una nueva clasificación. *Moscosoa*, 7: 39–81.
- Hedges, S. B., S. J. Incháustegui y R. Powell. 2004. *Eleutherodactylus patriciae*. In: IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>.
- Hedges, S. B., W. E. Duellman y M. P. Heinicke. 2008. New World direct-developing frogs (Anura: Terrana): molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa*, 1737: 1–182.
- Henderson, R. W. y R. Powell. 2009. *Natural history of West Indian reptiles and amphibians*. University press of Florida, Gainesville, 495 pp.
- Köhler, J., M. Jansen, A. Rodríguez, P. J. R. Kok, L. F. Toledo, M. Emmrich, F. Glaw, C. F. B. Haddad, M. O. Rödel y M. Vences. 2017. The use of bioacoustics in anuran taxonomy: theory, terminology, methods and recommendations for best practice. *Zootaxa*, 4251 (1): 1–124. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4251.1.1>

- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2011. Lista de Especies de Fauna en Peligro de Extinción, Amenazadas o Protegidas de la República Dominicana (Lista Roja Nacional), Santo Domingo, República Dominicana, 44 pp.
- Narins, P. M., A. S. Feng, W. Lin, H. U. Schnitzler, A. Denzinger, R. A. Suthers y C. Xu. 2004. Old World frog and bird vocalizations contain prominent ultrasonic harmonics. *Journal of the Acoustical Society of America*, 115 (2): 910–913. <https://doi.org/10.1007/BF00612008>
- Núñez, F., N. Ramírez, M. McPherson y F. Portorreal. 2006. *Plan de Conservación, Parque Nacional Juan Bautista Pérez Rancier (Valle Nuevo)*. Editora Amigo del hogar. Santo Domingo, República Dominicana, 87 pp.
- Pough, H. F. 1999. Salamanders, anurans and caecilians. *En*: Pough, H. F., C. M. Janis y J. B. Heiser (eds.). *Vertebrate Life. Fifth Edition*, Prentice Hall, New Jersey, 773 pp.
- Ríos-Franceschi, A. y R. L. Joglar. 2016. Harmonics: Rediscovering *Eleutherodactylus* Vocalizations. *Life: The Excitement of Biology*, 5 (4): 173–180.
- Rueda, J. V. 1999. Anfibios y reptiles amenazados de extinción en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Física y Naturales*, 23: 475–497.
- Sangermano, F. L., P. Galvis, R. E. Gullison, J. Hardner y G. S. Ross. 2015a. Habitat suitability and protection status of four species of amphibians in the Dominican Republic. Elsevier Ltd, 55–65.
- Sangermano, F. L., P. Galvis, R. E. Gullison, J. Hardner y G. S. Ross. 2015b. Forest baseline and deforestation map of the Dominican Republic through the analysis of time series of MODIS data. Elsevier Ltd, 363–367.
- Schwartz, A. 1964. Two new species of *Eleutherodactylus* from the eastern Cordillera Central of the Dominican Republic. *Caribbean Journal of Science*, 4: 473–484.
- Schwartz, A. y R. W. Henderson. 1991. *Amphibians and reptiles of the West Indies. Descriptions, distributions and natural history*. University of Florida Press. Gainesville, 720 pp.
- Shen, J. X., A. S. Feng, Z. M. Xu, Z. L. Yu, V. S. Arch, X. J. Yu y P. M. Narins. 2008. Ultrasonic frogs show hyperacute phonotaxis to female courtship calls. *Nature Letters*, 453: 914–917. <https://doi.org/10.1038/nature06719>
- Stuart, S. N., M. Hoffmann, J. S. Chanson, N. A. Cox, R. J. Berridge, P. Ramani y B. E. Young. (eds.) 2008. *Threatened amphibians of the World*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain; IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA, 758 pp.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2014. 3. <http://www.iucnredlist.org>. Última actualización 30 de mayo del 2017.

Urbina-Cardona, J. N. y J. Pérez-Torres. 2002. Dinámica y preferencias de microhabitats en dos especies del género *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) de bosque andinos, 278–285.

Wells, K. D. 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press. Chicago, Illinois, U.S.A.

Cómo citar: Marte-Pimentel, C. F., Díaz, L. M., & Incháustegui, S. J. (2022). Descripción preliminar de las llamadas de anuncio de *Eleutherodactylus patriciae* (Anura: Eleutherodactylidae), en el Parque Nacional Valle Nuevo, República Dominicana. *Novitates Caribaea*, (19), 1–11. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.286>. Artículo científico original.

ACTIVIDAD DIARIA Y CICLO ANUAL DE *TROPIDOPHIS MELANURUS*
(SQUAMATA: TROPIDOPHIIDAE) EN EL JARDÍN BOTÁNICO
DE CIENFUEGOS, CUBA

**Daily activity and annual cycle of *Tropidophis melanurus* (Squamata: Tropidophiidae)
in the Botanical Garden of Cienfuegos, Cuba**

Alejandro Hernández Dauval^{1*} y Daylon Fundora Caballero^{2*}

¹Empresa de Flora y Fauna de Cienfuegos, Cuba. Carretera a Rodas, km 3½, Paraíso, Cienfuegos; orcid.org/0000-0002-9592-2256, aledauval@nauta.cu. ²Delegación Territorial del CITMA de Ciego de Ávila, Cuba. Calle 4, No 30^a entre Serafina y Hermanos González, Morón, Ciego de Ávila; orcid.org/0000-0003-0386-3453.
*Para correspondencia: daylonfc22@gmail.com

[Recibido: 9 de septiembre, 2021. Aprobado para publicación: 20 de octubre 2021]

RESUMEN

La ecología de los ofidios no ha sido casi estudiada en la región de las Antillas. Además, se conoce muy poco sobre los patrones de actividad diaria de las especies que habitan dicha área, así como la forma en que factores ambientales, como la temperatura, las precipitaciones y la disponibilidad de alimento, afectan su actividad. El Jardín Botánico de Cienfuegos posee una abundante población de *Tropidophis melanurus* (Schlegel, 1837). Para este estudio, se realizaron recorridos al azar de 1 km de largo por cuatro metros de ancho. Los muestreos se efectuaron con una frecuencia mensual durante un año y se tomaron varios datos de los individuos observados, como la actividad o inactividad de estos, la longitud total y el sexo. Los datos de actividad diaria fueron agrupados en bloques de 2 meses para facilitar su análisis. Para comparar la abundancia de los individuos entre las épocas de seca y lluvia se utilizó la prueba *chi cuadrado* (X^2). Los mayores números de individuos activos se registraron en las primeras horas de la noche. Los meses de mayor actividad fueron agosto y septiembre mientras que en los meses de abril y mayo se registraron la menor cantidad de individuos. La actividad de la especie en los períodos de lluvia y seca fue muy semejante, y factores como la temperatura parecen no tener especial relevancia en dicho comportamiento. No obstante, las precipitaciones parecen tener una mayor influencia en la actividad en la especie.

Palabras clave: actividad, ofidios, precipitaciones, temperatura.

ABSTRACT

The ecology of ophidians has not widely studied in the Antilles region. Besides, is not well known about the daily activity patterns of species that inhabit this area, as well as the way in which environmental factors such as temperature, rainfall and food availability affect their activity. Cienfuegos Botanical Garden has an abundant population of *Tropidophis melanurus* (Schlegel, 1837). For this study, random transect of 1 km long by four meters of width were made.



The samplings were carried out with a frequency of a monthly visit to the studying area, extending over a year, and various data were taken from the individuals observed, such as their activity or inactivity, total length and sex. The daily activity data was grouped in 2 month blocks to facilitate their analysis. The *chi cuadrado* (X^2) test was used to compare the abundance of the species between the dry and rainy seasons. The highest numbers of active individuals were recorded in the first hours of the night. The months of greatest activity were august and september, while the lowest activity was recorded during the months of april and may. The activity of the species in the rainy and dry periods was very similar, and factors such as temperature seem not to have special relevance in such behavior. However, rainfall seems to have a greater influence on activity in the species.

Keywords: activity, ophidians, rainfall, temperature.

INTRODUCCIÓN

Los ofidios constituyen el segundo grupo en importancia ecológica dentro de los reptiles con 3921 especies descritas (Uetz y Hallermann, 2021). Sin embargo, en las Antillas los estudios de ecología de serpientes han sido muy escasos y la mayoría se han realizado con especies de la familia Boidae (Blanco y Fong, 2011). En el 62 % de las especies no se han realizado investigaciones detalladas y no existe información sobre la historia natural de muchos de los taxones (Henderson y Powell, 2009).

Las serpientes cubanas están representadas por 43 especies, de las cuales 39 son endémicas (Hedges, 2018). A ellas pertenecen cuatro familias, de las cuales la de mayor diversidad es Tropidophiidae. Las serpientes del género *Tropidophis*, conocidas comúnmente como “Boas enanos” presentan una distribución neotropical (Rodríguez-Cabrera *et al.*, 2017). Estas incluyen cinco especies de América del Sur y veintisiete de las islas del Caribe, donde Cuba tiene la mayor diversidad dentro del género con 17 especies (Curcio *et al.*, 2012; Díaz y Cádiz, 2020) y un alto nivel de endemismos (Schwartz y Henderson, 1991). Por lo general el período reproductivo está comprendido entre marzo y septiembre, y en primavera tienden a aumentar la actividad, debido a que ocurren las cópulas. Las hembras pueden tener entre una y quince crías, en dependencia del tamaño y la madurez del animal (Domínguez y Moreno, 2003).

Tropidophis melanurus (Schlegel, 1837), conocida comúnmente como “majá amarillo o bobo”, es considerada como la de mayor tamaño dentro del género, y también la más abundante (Domínguez y Moreno, 2003). Posee una amplia distribución en toda la isla de Cuba, que incluye varios cayos Rodríguez Schettino *et al.* (2013). Como casi todas las especies de *Tropidophis*, *T. melanurus* es una cazadora nocturna (Henderson y Powell, 2009), pero puede estar activa durante el día en lugares sombreados (Rodríguez-Cabrera *et al.*, 2017). Estas serpientes emplean como estrategias de alimentación tanto la búsqueda activa de la presa o forrajeo, como la pasiva de *sentarse y esperar*, “sit and wait”, (Rodríguez-Cabrera *et al.*, 2017). Los ámbitos de caza frecuentemente se localizan en la vegetación, grandes rocas y construcciones humanas.

El Jardín Botánico de Cienfuegos posee una de las mayores poblaciones de *Tropidophis melanurus* de toda la región central de Cuba, sin embargo, esta ha sido muy poco estudiada (Rodríguez-Cabrera, *com. pers.*). De manera general, existen muy pocos estudios poblacionales de la especie (Blanco y Fong, 2011). Se conoce que *T. melanurus* es de hábitos nocturnos (Henderson y Powell, 2009) pero se desconocen sus patrones de actividad durante distintos momentos de la noche y en los diferentes meses y estaciones del año (Blanco y Fong, 2011).

Existen autores que plantean que las variables climáticas influyen en la actividad de los ofidios (Murphy y Schlager, 2003); mientras que otros manifiestan que dicha actividad es independiente de las variables climáticas y están más influenciados por factores como las necesidades tróficas (Torello-Viera y Marques, 2017). En nuestro caso de estudio si las condiciones climáticas como las precipitaciones y la humedad relativa aumentan, debería incrementarse también la actividad de la especie.

OBJETIVOS

- Caracterizar la actividad diaria de *Tropidophis melanurus* en el Jardín Botánico de Cienfuegos.
- Determinar y describir las variaciones en la actividad diaria y el ciclo de actividad anual de *Tropidophis melanurus* en las estaciones de lluvia y seca en el área.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Jardín Botánico de Cienfuegos se encuentra situado a unos 15 km del municipio Cienfuegos, enclavado en áreas aledañas al Central Pepito Tey, en la carretera que conduce a Trinidad. De las 97 hectáreas de las que consta el jardín, 7 son de bosque natural preservado. El centro exhibe una flora tropical leñosa con 1611 especies, 117 familias botánicas y 669 géneros, destacándose el porte arbóreo y arbustivo de sus especies y la madurez de las mismas que le confieren una apariencia de bosque natural (López, 2017). Es el Jardín Botánico más importante de la red de jardines botánicos existente en Cuba por ser el más antiguo y poseer las colecciones de plantas más completas. Fue declarado Monumento Nacional el 20 de octubre de 1989.

Se realizaron recorridos al azar de 1km de largo por cuatro metros de ancho que abarcaron la zona desde la entrada del Jardín Botánico hasta el Ranchón, teniendo en cuenta no repetir el mismo recorrido todo el tiempo de muestreo en esa noche. Esta técnica de muestreo ha demostrado ser la más efectiva para el muestreo de ofidios según Cacciali (2013). Los muestreos se realizaron desde las 7:00 p.m. hasta las 6:00 a.m. y se estandarizaron a una hora de duración con intervalos del mismo tiempo entre cada muestreo. Este horario se seleccionó debido a que *T. melanurus*, como casi todas las especies del género es una cazadora nocturna (Henderson y Powell, 2009). Las visitas al área de estudio se realizaron con una frecuencia mensual, extendiéndose durante un año en el período comprendido entre abril del 2018 hasta marzo del 2019.

Se contaron en cada recorrido todos los individuos de la especie y se tomaron datos de la longitud total (LT), el sexo, el estado de actividad del animal, así como el sustrato y/o refugio en el que se encontraban. Para medir la LT del animal, se utilizó una cinta métrica de 1 metro y medio de longitud y se midió desde la punta de la cabeza hasta la punta de la cola. Para determinar el sexo, se ejerció una ligera presión con el dedo pulgar justo debajo de la cloaca y se observó si se proyectaban o no los hemipenes. El estado de actividad se dividió en activo e inactivo, y se tomaron como inactivos aquellos individuos que se encontraban ocultos o parcialmente ocultos en algún refugio. Se tomó como refugio aquellas oquedades, grietas o agujeros en troncos y rocas donde se avistaron individuos escondidos que no mostraban ningún tipo de actividad. La variable sustrato se dividió en tronco, curujey, roca, hojarasca y suelo.

Los datos de actividad diaria fueron agrupados en grupos de 2 meses para facilitar su análisis teniendo representados todos los momentos de la noche en un mismo gráfico. Para demostrar que los datos tenían una distribución normal se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Para comparar la abundancia de la especie entre épocas climáticas (seca y lluvia) se utilizó la prueba *chi cuadrado* (X^2). La estación lluviosa inicia en mayo y finaliza en octubre; mientras que la época de seca abarca desde noviembre hasta abril. El nivel de significación empleado en la prueba *chi cuadrado* (X^2) fue del 5 %. Los datos estadísticos fueron procesados en el software Statistica V10.0.

RESULTADOS

De los 271 avistamientos de individuos en el estudio, 240 estaban sobre el sustrato tronco, 7 sobre curujey, 5 sobre rocas, 11 en la hojarasca y 8 fueron vistos en el suelo. Los individuos machos fueron más abundantes en todos los meses que las hembras, con un 65 % del total de individuos observados. Durante el año de muestreo solo se observaron 2 juveniles y la media de LT de todos los individuos fue 55 cm.

Se encontró un mayor número de individuos activos que inactivos en la mayoría de los recorridos nocturnos. Se registró un total de 137 individuos activos durante la estación de seca y 134 individuos activos durante la estación de lluvia, por lo que se puede decir que la actividad se mantuvo muy semejante en ambas estaciones. Los horarios en que se registraron los mayores números de individuos activos durante el año de muestreo fueron los comprendidos en los recorridos de 8 p.m. a 1 a.m., con 34 a 36 individuos, generalmente.

En los meses de abril y mayo (Fig. 1A) se puede observar la existencia de 4 picos de alta actividad en los horarios de 9–10 p.m., 12–1 a.m., 2–3 a.m. y 4–5 a.m. También, se aprecian 3 picos de baja actividad donde no se avistaron individuos activos en los horarios de 8–9 p.m., 10–11 p.m. y 3–4 a.m. Además, se observó un promedio de tres individuos activos por noche para estos meses. En el caso de los avistamientos de individuos inactivos se mantienen en bajo número y relativamente constante, excepto en los horarios comprendidos entre las 7–8 p.m., 9–10 p.m., 11 p.m. y las 2 a.m., así como de 5–6 a.m. donde no se avistó ningún individuo inactivo.

Los datos recopilados en junio y julio (Fig. 1B) arrojaron una alta actividad de manera general, destacándose 2 picos de máxima actividad en los horarios de 11–12 a.m. y 1–2 a.m. Hubo 2 picos de actividad mínima donde solo se avistó un ejemplar activo en los horarios de 8–9 p.m. y 3–4 a.m. La media de avistamientos de individuos activos en este periodo fue de 4 aproximadamente. Además, solo se avistaron 2 individuos inactivos, uno de ellos en el horario de 10–11 p.m. y otro en el horario de 2–3 a.m. Entre los pares de meses junio–julio y abril–mayo no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre la cantidad de avistamientos de individuos activos ($= 24.44$, $p = 0.2235$) ni entre los avistamientos de individuos inactivos ($= 4.27$, $p = 0.2329$).

Agosto y septiembre (Fig. 1C) por su parte, presentaron 2 picos marcados de alta actividad en los horarios de 8–9 p.m. y 11–12 a.m. También existe un descenso de la actividad en el horario de 12–1 a.m., que se mantiene hasta el horario de las 3–4 a.m. donde ocurre un incremento de ejemplares activos. En esta ocasión, la media de avistamientos individuos activos observados fue de 6 aproximadamente. Los individuos inactivos avistados se mantuvieron

entre 0 y 3 individuos a lo largo de la noche. Entre los pares de meses agosto-septiembre y abril-mayo no se encontraron diferencias significativas entre la cantidad de avistamientos de individuos activos ($= 24.44$, $p = 0.6578$) ni entre los avistamientos de individuos inactivos ($= 14.27$, $p = 0.1129$). Además, al comparar los pares de meses agosto-septiembre y junio-julio, tampoco se arrojaron diferencias estadísticas significativas entre la cantidad de individuos activos ($= 36.97$, $p = 0.3779$) ni entre los individuos inactivos ($= 5.23$, $p = 0.1551$).

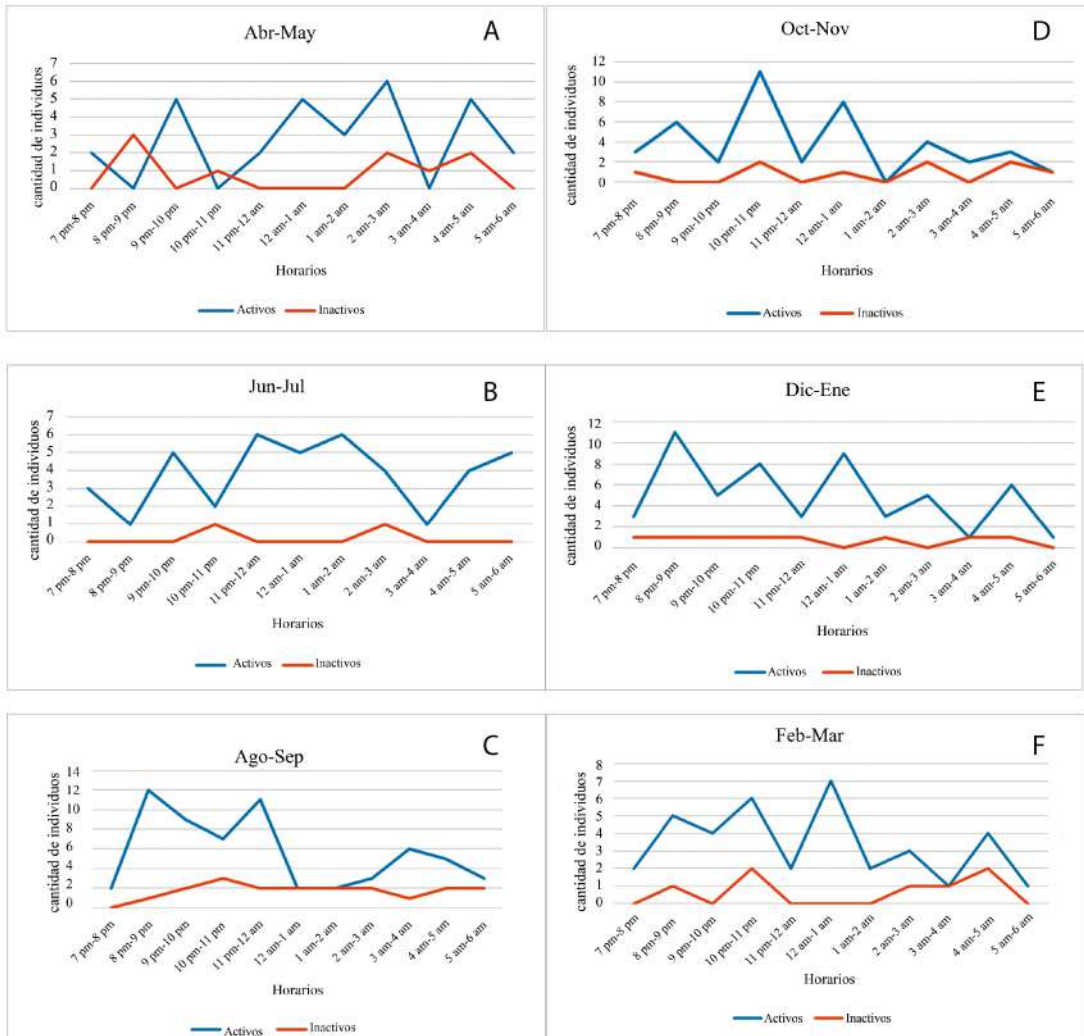


Figura 1. Actividad diaria de *Tropicodopsis melanurus* registrada durante todos los meses de muestreo en el Jardín Botánico de Cienfuegos. A, abril y mayo del 2018; B, junio y julio del 2018; C, agosto y septiembre del 2018; D, octubre y noviembre del 2018; E, diciembre del 2018 y enero del 2019; F, febrero y marzo del 2019.

Los meses, de octubre y noviembre, (Fig. 1D), tienen la peculiaridad de mantener la actividad muy variable, encontrándose 2 picos de actividad en los horarios de 10–11 p.m. y 12 m.–1 a.m. Se registró también un pico de 0 actividad en el horario de 1 a.m.–2 a.m. La media de individuos activos avistados fue de 6 aproximadamente al igual que en los 2 meses anteriores.

De igual manera, los avistamientos de individuos inactivos se mantuvieron en cantidades bajas y constantes en cada horario. Cabe resaltar que luego de comparar octubre-noviembre tanto con el par de meses de agosto-septiembre, como con el par junio-julio no se mostraron diferencias significativas en la cantidad de individuos activos: 16.87, $p = 0.1332$, y 26.67, $p = 0.2164$. De igual manera ocurrió con los resultados de las comparaciones entre los mismos pares de meses pero para individuos inactivos: 46.12, $p = 0.2136$, y 32.77, $p = 0.4323$.

Por otro lado, en los meses de diciembre y enero (Fig. 1E) se observa un marcado comportamiento en zigzag de la actividad. Existió un máximo de actividad con 11 avistamientos en el horario de 8–9 p.m. y un mínimo de actividad con 1 avistamiento en el horario de 3–4 a.m. La media de avistamientos de individuos activos se vuelve a repetir, manteniéndose alrededor de 6. Como en los meses anteriores, los individuos inactivos observados se mantienen en bajos números. Tras aplicar la prueba estadística entre los pares de meses octubre-noviembre y diciembre-enero, no se encontraron diferencias significativas entre la cantidad de individuos activos ($= 48.88$, $p = 0.2159$) ni entre los avistamientos de individuos inactivos ($= 4.27$, $p = 0.1177$). De igual forma sucedió al comparar los pares de meses diciembre-enero y agosto-septiembre, para los individuos activos ($= 28.11$, $p = 0.1339$) y para los inactivos ($= 5.78$, $p = 0.1228$). Además, al comparar los pares de meses diciembre-enero con junio-julio y con abril-mayo, respectivamente, tampoco se arrojaron diferencias estadísticas significativas entre la cantidad de individuos activos: 16.44, $p = 0.1422$, y 4.76, $p = 0.1882$; ni entre los individuos inactivos: 4.86, $p = 0.1466$, y 21.34, $p = 0.2336$.

En los meses de febrero y marzo (Fig. 1F) se observan 4 picos de una mayor actividad en los horarios de 8–9 p.m., 10–11 p.m., 12–1 a.m. y 4–5 a.m. Los picos de mínima actividad ocurrieron en los horarios de 3–4 a.m. y 5–6 a.m. en los cuales solo se avistó un individuo activo. En estos meses, la media fue de 4 individuos activos avistados. Los ejemplares inactivos avistados se mantuvieron en números bajos, apareciendo un máximo de 2 avistamientos en los horarios de 10–11 p.m. y 4–5 a.m. Entre los pares de meses octubre-noviembre y febrero-marzo no se encontraron diferencias significativas entre la cantidad de individuos activos avistados ($= 51.63$, $p = 0.1463$) ni entre los avistamientos de individuos inactivos ($= 9.28$, $p = 0.0542$). Además, al comparar los pares de meses diciembre-enero y febrero-marzo tampoco se evidenciaron diferencias estadísticas significativas entre la cantidad de individuos activos ($= 57.75$, $p = 0.0121$) ni entre los individuos inactivos avistados ($= 0.91$, $p = 0.6323$). Asimismo ocurrió al comparar febrero-marzo con agosto-septiembre y con junio-julio. En el primer caso los resultados de la prueba para individuos activos fueron de ($= 42.36$, $p = 0.5244$) y para los inactivos ($= 0.62$, $p = 0.3622$); mientras que para la comparación con junio-julio los individuos activos e inactivos arrojaron valores igualmente no significativos: 34.71, $p = 0.2824$, y 24.11, $p = 0.4823$.

El ciclo anual de actividad durante el año de estudio se muestra en la Figura 2, donde, en los meses de agosto-septiembre se avistaron hasta 12 individuos y en los meses de abril-mayo y octubre-noviembre no se avistaron individuos en algunos recorridos. La media anual de avistamientos fue de 4. Cabe resaltar que los mayores valores de individuos observados comprendieron los períodos de finales de la temporada lluviosa e inicios de la temporada seca. Además, no existen diferencias de significación entre los individuos activos avistados durante los meses del periodo de seca y durante los del periodo lluvioso ($= 92.95$, $p = 0.6784$).

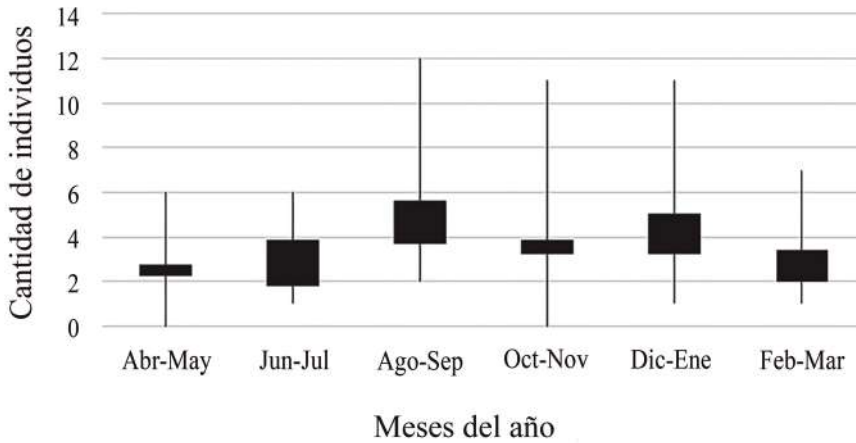


Figura 2. Avistamientos de individuos activos de *Tropicodphis melanurus* registrados entre los meses de abril del 2018 y marzo del 2019 en el Jardín Botánico de Cienfuegos.

El comportamiento de los individuos inactivos a lo largo del año de muestreo (Fig. 3) se mantiene en muy bajos números, llegándose a observar un máximo de 3 avistamientos en los meses de abril-mayo y agosto-septiembre. Sin embargo, la media de individuos inactivos observados en el año de estudio fue de solo uno por mes. Además, se aprecia que en todos los meses dentro del período de muestreo existieron horarios donde no se advirtió inactividad en la especie. Tras comparar los avistamientos de individuos inactivos con la prueba estadística, no mostraron diferencias significativas entre los meses del periodo de seca y de lluvia ($= 11.13$, $p = 0.0844$).

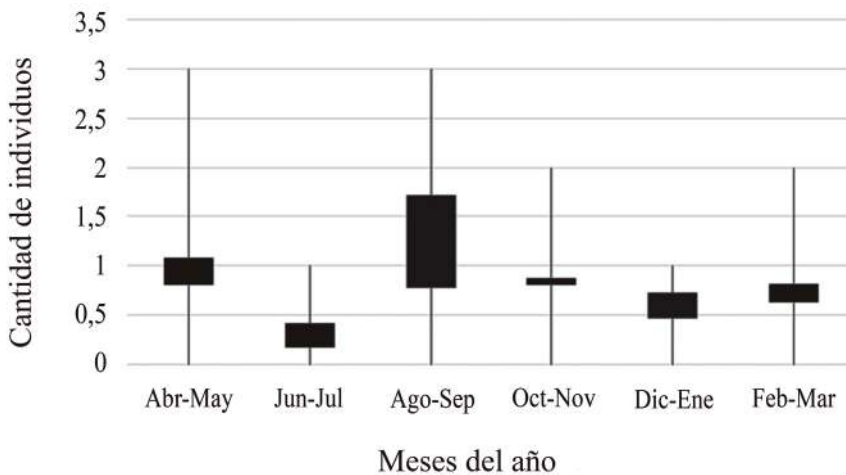


Figura 3. Avistamientos de individuos inactivos de *Tropicodphis melanurus* registrados entre los meses de abril del 2018 y marzo del 2019 en el Jardín Botánico de Cienfuegos.

DISCUSIÓN

Los números de individuos manejados en este estudio solo pueden ser usados para medir la actividad de la especie en el lugar, sería incorrecto emplearlos para estimar el tamaño de la población u otros parámetros. Esto se debe a que un mismo ejemplar pudo haber sido contado en varios meses, incluso puede haber sido registrado el mismo individuo más de una vez (en menor medida) en una misma noche. El hecho de que haya sido divisado un número mucho mayor de individuos activos que inactivos en los horarios trabajados es debido a que esta especie posee una actividad mayoritariamente nocturna (Henderson y Powell, 2009). Los horarios más tempranos de la noche, donde se observaron más individuos coincide con lo encontrado por Torello-Viera y Marques (2017) para las especies *Apostolepis assimilis* (Reinhardt, 1861) y *Dipsas mikanii* (Schlegel, 1837). Como plantean los mismos autores, esto puede deberse a que en dicho horario la temperatura es más cálida que en el resto de la madrugada, lo que favorecería la actividad.

La elevada cantidad de individuos avistados en el sustrato tronco puede ser debido, a que la especie prefiere utilizar los troncos de mediana altura de los árboles existentes en el área para cazar. Por otra parte, por las características del área de estudio y la elevada vegetación se dificultaba mucho la observación de individuos en el suelo, por tal razón, los individuos que se encontraban sobre troncos a una mediana altura eran más fáciles de ser observados. De igual forma, el bajo número de individuos juveniles avistados puede corresponder a su pequeño tamaño y dificultad para visualizarlos, y no necesariamente significar que los individuos adultos y más grandes presentan una actividad mucho mayor en el área.

La disminución de la actividad de la especie al acercarse el amanecer y el aumento al caer la noche coincide con lo observado por Blanco y Fong (2011) los cuales realizaron un trabajo donde analizaban la actividad diurna de *Tropidophis melanurus* y obtuvieron que existía mayor actividad en las primeras horas de la mañana y en el crepúsculo. Además, el 65 % de los individuos que avistaron eran inactivos, mientras que en el presente trabajo el número de individuos inactivos avistados fue solo del 15 %. Esto último corrobora lo planteado por Domínguez y Moreno (2003) y Henderson y Powell (2009) que afirman que la especie es mayoritariamente nocturna, aunque pueden verse algunos individuos durante las horas del día. Es válido aclarar, que los números de individuos activos manejados por Blanco y Fong (2011) son muy inferiores a los encontrados en este trabajo, lo cual puede deberse a la hora del día en que fue realizado y a la diferencia en la densidad poblacional existente entre los lugares elegidos para realizar los estudios.

En los meses de abril-mayo ocurrieron precipitaciones durante las primeras horas de la noche y se registraron 30 individuos, lo que constituye el menor número de *Tropidophis melanurus* activos, si lo comparamos con la media de entre 34 y 36 animales por noche. Por otro lado, la mayor cantidad de observaciones ocurrieron después de las 12:00 a.m., cuando ya había terminado la lluvia, lo que difiere con el patrón general registrado durante el año, del mayor número de avistamientos encontrados durante las primeras horas de la noche. Este comportamiento de una mayor actividad seguida de la lluvia, coincide con lo ocurrido durante el muestreo realizado en septiembre. En este mes llovió en horas de la tarde y durante las primeras horas del muestreo se registró la mayor actividad de la especie; además coincide con lo expresado por Carl *et al.* (2012).

En los muestreos realizados durante los meses de junio-julio existía una elevada temperatura, alrededor de 28 °C. No obstante, los números de individuos activos son muy similares a los encontrados durante los meses más fríos del año como diciembre-enero, durante los cuales se registró incluso una mayor actividad. Esto pudiera indicar que para esta especie, y en el área de estudio, la temperatura no constituye un factor de relevante importancia en la actividad, y la misma puede estar influenciada por factores como la abundancia de sus recursos tróficos o la búsqueda activa de pareja.

En contraste con los meses de abril-mayo, durante agosto-septiembre se registró la mayor cantidad de avistamientos de individuos activos, incluso duplicando en número a los muestreados durante los meses citados con anterioridad. Por ello, se supone que en el lugar de estudio, la ocurrencia de precipitaciones pudiera determinar el momento en el que ocurre la actividad de la especie, pero no determina una mayor o menor cantidad de individuos activos. Lo anterior, pudiera deberse al aumento de la actividad de las presas de la especie durante los meses donde aumentan las precipitaciones.

Los meses de octubre-noviembre también presentaron un elevado número de avistamientos, solo superado por el par de meses anteriores. Sin embargo, casi la totalidad de los individuos observados en estos meses se encontraban sobre el sustrato tronco, por lo que las condiciones de vegetación elevada en el terreno antes mencionadas pueden haber influido con mayor fuerza sobre el número de individuos observados en estos meses. Además, la propia coloración y tamaño promedio de la especie y de la generalidad de los individuos encontrados en este estudio, pudiesen aumentar las posibilidades de visualización en el área.

Durante los meses de febrero-marzo fue donde único se observaron individuos alimentándose de ranas, a pesar de no existir en el área demasiada humedad, como en otros meses. Quizás, esto se debe a que la especie priorice la alimentación durante este tiempo, con vistas a prepararse para la temporada de cópulas en los meses siguientes. Investigaciones como las de Allen y Ullrey (2004) han demostrado que la alimentación en reptiles es crucial para el desarrollo de óvulos y espermatozoides así como para el correcto desarrollo de los embriones.

De manera general, la actividad de la especie en el área de estudio es contraria a lo esperado, pues presenta los menores números de avistamientos en los meses de abril-mayo y junio-julio. Esto difiere con lo expresado por Domínguez y Moreno (2003) pues según estos autores, la actividad de la especie debía aumentar durante la primavera por ser esta la temporada de cópulas. Por otro lado, el hecho de que el mayor número de avistamientos haya podido observarse en los meses que comprenden el final de la temporada de lluvia y el inicio de la temporada de seca puede ser relevante por dos razones. Primeramente, por las propias condiciones climáticas de estos meses, o bien, por estar comprendido este periodo dentro de su etapa reproductiva, que se extiende de marzo a septiembre. Esto último es explicado por (Murphy y Schlager, 2003), que plantean que en muchas serpientes los patrones de actividad anuales están estrechamente relacionados con los ciclos ováricos y testiculares o con los periodos de cortejo y cópula.

Por otro lado, el hecho de que el factor temperatura no haya influido en la actividad de la especie en el área de estudio, coincide con lo planteado por (Vitt y Caldwell, 2014) acerca de que alternativamente podría ocurrir una intensa actividad con independencia de la temperatura siempre que esta actividad traiga una ganancia importante para el animal. Contrario a esto (Murphy y Schlager, 2003), indican que en varias especies los patrones de actividad cambian

con la temperatura media diaria. *Thamnophis radix* y algunas serpientes de cascabel son diurnas durante las bajas temperaturas de la primavera temprana y el otoño tardío, pero durante los días más calurosos del verano estas se vuelven nocturnas.

Los bajos avistamientos de individuos inactivos de manera general a lo largo del año de muestreo, pueden deberse al horario en que se realizó este trabajo, teniendo en cuenta la condición nocturna de la especie. Albrecht y Gotelli (2001) expresan que los patrones de actividad diaria pueden estar influenciados por una variedad de factores tales como la estación del año, la evasión de depredadores, la biogeografía y la influencia antropogénica. Varios de estos factores serían plausibles para explicar los bajos números de individuos inactivos en el área de estudio durante los horarios nocturnos de muestreo, debido a que tanto por la acción del hombre, como por la de especies exóticas que fungen como mascotas, los individuos de *T. melanurus* incrementarían su inactividad en los horarios diurnos donde los factores antes mencionados representarían un mayor impacto para ellos.

También, la media reducida de individuos inactivos puede estar dada por la dificultad de los mismos para ser observados, debido a tomarse como inactividad de estos, que estuviesen ocultos en sus refugios. Asimismo, varios de los individuos inactivos observados parecían haber ingerido alimento hacia poco tiempo, por lo que lo que se tomó como inactividad en este trabajo, pudiera deberse a que se encontraban en estado postprandial.

CONCLUSIONES

Las primeras horas de la noche son las de mayor actividad para *Tropidophis melanurus* en el Jardín Botánico de Cienfuegos durante el tiempo de muestreo. La actividad anual de la especie tuvo su pico máximo durante finales de la temporada de lluvia y principios de la temporada de seca. Por consiguiente, el periodo de menor actividad fue a finales de la temporada de seca e inicios de la temporada lluviosa. No obstante, la actividad de la especie en los periodos de lluvia y seca fue muy semejante. Además, se comprobó que los eventos de precipitaciones pueden afectar el momento de actividad de la especie, pero no la cantidad de individuos activos. La temperatura parece no ser un factor de relevante importancia en la actividad de la especie dentro del área de estudio y el periodo estudiado.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a todo el personal científico y de vigilancia del Jardín Botánico de Cienfuegos por permitirnos el acceso al área. Además, quisiéramos agradecer a Tomás Michel Rodríguez Cabrera (Sociedad Cubana de Zoología) y al Dr. C. Ángel Arias Barreto (Centro de Estudios y Servicios Ambientales de Villa Clara), por sus revisiones y aclaraciones para la conformación final de este documento.

LITERATURA CITADA

- Albrecht, M. y N. J. Gotelli. 2001. Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. *Oecologia*, 126 (1): 134–141.
- Allen, M. E. y D. E. Ullrey. 2004. Relationships among nutrition and reproduction and relevance for wild animals. *Zoo Biology*, 23 (6): 475–487.


- Blanco, J. y A. Fong. 2011. Hábitat, Actividad diurna y morfometría de cuatro especies de ofidios (Reptilia: Squamata) de Cuba. *Novitates Caribaea*, (4): 91–99.
- Cacciali, P. 2013. Diversidad y selección de hábitat de la fauna de serpientes en Kangüery (área para parque San Rafael). *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural de Paraguay*, 17 (1): 29–39.
- Carl, H. E., M. O. John, R. C. Terry, F. L. Arndt y D. H. Traci. 2012. Annual and daily activity cycles of snakes in northern Virginia, USA. *Herpetological Bulletin*, 121 (5): 23–28.
- Curcio, F. F., P. M. Sales, A. J. Suzart y M. Trefault. 2012. Taxonomy of the South American dwarf boas of the genus *Tropidophis* Bibron, 1840, with the description of two new species from the Atlantic Forest (Serpentes: Tropidophiidae). *Herpetological Monographs*, 26: 80–121.
- Díaz, L. M. y A. A. Cádiz. 2020. New species of *Tropidophis* (Squamata: Tropidophiidae) and molecular phylogeny of the Cuban radiation of the genus. *Novitates Caribaea*, 16: 1–19.
- Domínguez, M. y L. V. Moreno. 2003. Serpientes del suelo, en *Anfibios y Reptiles de Cuba*, pp. 98–109.
- Hedges, B. 2018. Caribherp Amphibians and Reptiles of Caribbean Islands [en línea][Consulta].
- Henderson, R. W. y R. Powell. 2009. *Natural History of West Indian Reptiles and Amphibians*, Ed. Univ. Press Florida, Gainesville, 496 pp.
- López, L. G. 2017. Propuesta de acciones estratégicas para el logro de sinergismos agroecológicos entre el agroecosistema Jardín Botánico de Cienfuegos y agroecosistema municipal, Tesis de Maestría. Universidad Carlos Rafael Rodríguez de Cienfuegos, 87 pp.
- Murphy, J. B. y N. Schlager. 2003. *Grzimek's Animal Life Encyclopedia*, Ed. Gale Group, Farmington Hills, 571 pp.
- Rodríguez Schettino, L., C. A. Mancina y V. Rivalta. 2013. Reptiles of Cuba: Checklist and Geographic Distribution. *Smithsonian Herpetological Information Service*, 144: 1–98.
- Rodríguez-Cabrera, T. M., J. Rosado, R. Marrero y J. Torres. 2017. Birds in the Diet of Snakes in the Genus *Tropidophis* (Tropidophiidae): Do Prey Items in Museum Specimens Always Reflect Reliable Data? *Reptiles & Amphibians*, 24 (1): 61–64.
- Schwartz, A. y R. W. Henderson. 1991. *Amphibians and reptiles of the West Indies: descriptions, distributions, and natural history*, Ed. University of Florida Press, Gainesville, 720 pp.
- Torello-Viera, N. F. y O. A. V. Marques. 2017. Daily Activity of Neotropical Dipsadid Snakes. *South American Journal of Herpetology*, 12 (2): 128–135.
- Uetz, P. y J. Hallerman. 2021. New species and updates. The Reptile Database.reptarium.cz [en línea].

Vitt, L. J. y J. P. Caldwell. 2014. *Herpetology, An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. Elsevier 4ta, Oklahoma, 147 pp.

Cómo citar: Hernández-Dauval, A., & Fundora-Caballero, D. (2022). Actividad diaria y ciclo anual de *Tropidophis melanurus* (Squamata: Tropidophiidae) en el Jardín Botánico de Cienfuegos, Cuba. *Novitates Caribaea*, (19), 12–23. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.287>. Artículo científico original.

ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN ENSAMBLAJE DE AVES
ASOCIADAS AL RÍO MAIMÓN, REPÚBLICA DOMINICANA**Structure and composition of bird assemblages associated
with the Maimón river, Dominican Republic**

Hodali Almonte-Espinosa

Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marcano”. Calle César Nicolás Penson, Plaza de la Cultura Juan Pablo Duarte, 10204, Santo Domingo, República Dominicana;  orcid.org/0000–0002–4151–7175.
h.almonte@mnhn.gov.do

[Recibido: 4 de agosto, 2021. Aprobado para publicación: 21 de octubre, 2021]

RESUMEN

Se analizó la composición y estructura de un ensamblaje de aves asociadas a cuatro localidades ubicadas en los márgenes del río Maimón: confluencia del río Maimón con río Yuna, carretera Maimón Piedra Blanca, Piedra Blanca y Los Plátanos. Se registró un total de 598 individuos pertenecientes a 51 especies y 28 familias de aves. La localidad de Maimón Piedra Blanca registró los valores más altos de diversidad usando el índice de Shannon ($H' = 3.36$), igualmente fue la estación con mayor abundancia y riqueza: 217 individuos y 43 especies respectivamente. Por el contrario, la estación ubicada en Los Plátanos presentó la menor diversidad de acuerdo con el índice de Shannon ($H' = 2.92$). Además, esta estación mostró la menor riqueza: 29 especies. Se registraron siete gremios y 15 categorías tróficas. Los carnívoros y omnívoros fueron los grupos más diversos y abundantes. Se registraron diferencias significativas en la abundancia relativa de aves por gremios tróficos y por área de estudio ($X^2 = 43.32$, $df = 18$, $p = \leq 0.01$). No se encontró diferencia en la riqueza de especies por gremio trófico ($X^2 = 6.67$, $df = 18$, $p = 0.99$). El número de categorías tróficas fue similar en las zonas evaluadas ($X^2 = 39.34$, $df = 42$, $p = 0.58$). Se concluye que el ensamblaje de aves asociado al río Maimón se distribuye de forma equitativa. Además, tanto su composición como estructura están compuestas principalmente, por especies generalistas de hábitats y de amplia distribución. Finalmente, a pesar de que las áreas de estudio están muy fragmentadas, constituye un importante refugio para aves residentes y migratorias.

Palabras clave: abundancia, bosque ribereño, categorías tróficas, diversidad, gremios tróficos, riqueza.

ABSTRACT

The composition and structure of avian assemblage were analyzed at four localities located on the banks of Maimón River: confluencia Maimón river with Yuna river, highway Maimon-Piedra Blanca, Piedra Blanca y Los Plátanos. A total of 598 individuals belonging to 51 species and 28 families of birds were recorded. The Maimón-Piedra Blanca locality have registered the highest values of the Shannon index with $H' = 3.36$, it was also the station with the highest avian abundance and species richness with 217 individuals and 43 species respectively.



In contrast, the station located in Los Plátanos presented the lowest diversity and species richness with $H' = 2.92$ and 29, respectively, and the lowest abundance with 118 individuals. Seven trophic guilds and 15 trophic categories were registered. The carnivores and omnivores were the most diverse and abundant guilds. Significant differences were recorded on the relative abundance of birds by trophic guilds and between the studies areas ($X^2 = 43.32$, $df = 18$, $p = < 0.01$). Species richness by trophic guild were not statistically different among studies areas ($X^2 = 6.67$, $df = 18$, $p = 0.99$). Significant differences were not recorded between trophic category by studies areas ($X^2 = 39.34$, $df = 42$, $p = 0.58$). Our results suggested that the avian assemblage associated at the Maimón River is equitable distributed. In addition, the bird's assemblage was mainly composed for wide-ranging and habitat generalist's species. Finally, although the studies areas were highly fragmented, they are an important refuge for resident and migratory birds.

Keywords: abundance, riparian forest, trophic categories, species diversity, trophic guilds, richness.

INTRODUCCIÓN

Los bosques ribereños se caracterizan por estar formados por un cuerpo de agua con vegetación asociada a sus márgenes, y constituyen zonas ecotonaes, es decir, son áreas de transición entre los ambientes acuáticos y la vegetación circundante (Gómez *et al.*, 2016). Estos bosques se distribuyen en franjas delgadas, debido a esto son muy escasos y sensibles a los disturbios antropológicos (Kauffman y Krueger, 1984; Arcos-Torres *et al.*, 2008; Gómez *et al.*, 2016). A pesar de esto, los bosques ribereños destacan por presentar una diversidad biológica única y de alta importancia. Entre la biodiversidad presente en estos ambientes se encuentra una alta diversidad de plantas y animales silvestres, así como una alta variedad de hábitats, lo cual favorece el establecimiento de especies especialistas de bosque húmedo (Arcos-Torres *et al.*, 2008).

Los bosques ribereños presentes en áreas productivas, donde la agricultura y la ganadería son los principales usos de la tierra, funcionan como corredores biológicos, al permitir el desplazamiento y flujo genético entre parches remanentes de la vegetación nativa, y a veces como único hábitat para la fauna silvestre (Arcos-Torres, 2005; Nores *et al.*, 2005; Arcos-Torres *et al.*, 2008). Estos bosques sirven como refugio de alimentación y de reproducción para una gran variedad de fauna, además sirven como agentes reguladores de contaminantes y nutrientes que provienen de zonas cercanas (Gómez *et al.*, 2016). Adicionalmente, son más complejos que los ambientes que los rodean, tanto estructural como funcionalmente, favoreciendo de esta forma una mayor riqueza y abundancia, lo cual está asociado a la disponibilidad del recurso agua, complejidad de hábitat, alta disponibilidad de recursos alimenticios y beneficios asociados a los efectos de borde (Rosetti y Giraudo, 2003; López-Barrera, 2004; Peña-Becerril *et al.*, 2005; Palmer y Bennett, 2006; Guichón y Cassini, 2007; Arcos-Torres *et al.*, 2008).

En el caso de la avifauna asociada a los bosques ribereños, numerosos estudios han documentado la importancia de estos ambientes para las poblaciones de aves (Arcos, 2005; Nores *et al.*, 2005; Palmer y Bennett, 2006; Arcos-Torres *et al.*, 2008;). Palmer y Bennett (2006) encontraron que la composición poblacional de las aves en estos ecosistemas es de mayor riqueza, diversidad y abundancia que en áreas vecinas. Gómez *et al.* (2016), resaltan la importancia de estos bosques como refugio para las aves migratorias y residentes. Además, Arendt *et al.* (2012), destacan la relevancia de estos ambientes como refugio para aves frugívoras, insectívoras y nectarívoros, así como para aves dependientes de estos hábitats.

Con base a este contexto, el presente trabajo pretende aportar información acerca de algunos aspectos ecológicos de la avifauna asociada a cuatro localidades ubicadas en la ribera del río Maimón, específicamente, se persigue conocer cómo se estructura y compone el ensamblaje de aves asociado a los bosques ribereños de este río. También, se busca generar información que sirva como línea base para la realización de estudios diversos sobre el ensamblaje de aves asociadas a este ecosistema.

OBJETIVOS

- Analizar la estructura y composición del ensamblaje de aves presente en cuatro localidades del río Maimón, República Dominicana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El río Maimón se localiza entre las provincias Monseñor Nouel y Sánchez Ramírez, en la región norte de República Dominicana. Este río nace en el parque nacional Loma la Humeadora, en la provincia Monseñor Nouel y se extiende a través de los municipios de Piedra Blanca y Maimón, hasta su confluencia con el río Yuna en la provincia Sánchez Ramírez (Fig. 1). Posee una extensión de 33.62 km de longitud y cubre un área de 99.49 km² (Torres-Pineda, 2019).

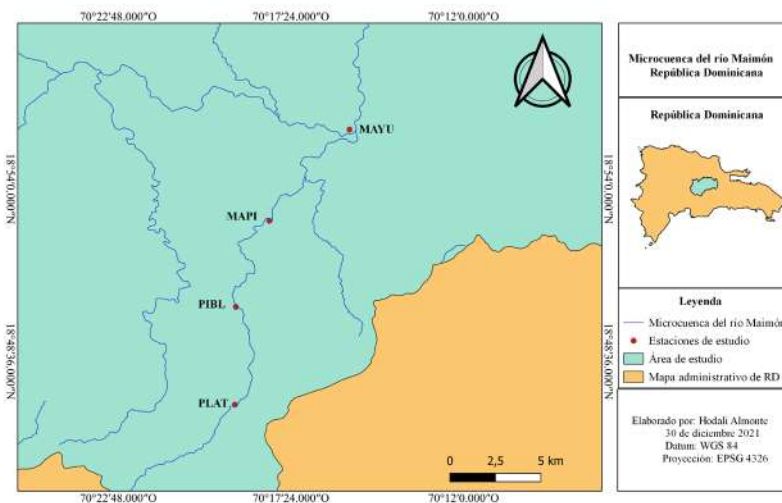


Figura 1. Localización del área de estudio. MAYU = confluencia del río Maimón con río Yuna; MAPI = carretera Maimón-Piedra Blanca; PIBL = Piedra Blanca; PLAT = Los Plátanos.

Dentro de los bosques asociados a este río se estudiaron cuatro estaciones ubicadas en las comunidades: la confluencia del río Maimón con río Yuna (MAYU), carretera Maimón Piedra Blanca (MAPI), Piedra Blanca (PIBL), y Los Plátanos (PLAT). La estación MAYU se ubica el curso bajo del río Maimón, en la zona de influencia de los ríos Maimón y Yuna, la cual es una extensa área de tierras destinada a la agricultura, específicamente al cultivo de plátano (*Musa paradisiaca*) y guineo (*Musa sapientum*), así como a la ganadería. La estación PIBL corresponde al curso medio–alto del río Maimón, ubicada en el área urbana del municipio Piedra Blanca (Fig. 2). Esta estación constituye una delgada franja de bosque de menos de 30 metros de ancho, impactada por asentamientos humanos en su ribera, áreas agropecuarias y el paso de

caminos vecinales. En el caso de la estación MAPI, está se ubica en el curso medio-bajo del río. Se caracteriza por presentar un importante remanente del bosque ribereño original con parches de bosques que se extienden a más de 1.5 km y un ancho de franja de más de 50 m de longitud, a este remanente de bosque se asocian cultivos como el cacao (*Teobroma cacao*) y frutales de mandarina (*Citrus reticulata*) y naranja dulce (*Citrus sinensis*), (Torres-Pineda, 2019) (Fig. 2). Finalmente, la estación PLAT se ubica en la comunidad Los Plátanos y se encuentra ubicada en el curso alto del río Maimón, en el distrito municipal de Juan Adrián, paraje Los Plátanos. Al igual que en la estación PIBL, el área muestreada constituye una delgada franja de bosque de menos 20 metros de ancho, impactada por asentamientos humanos en su ribera, áreas agropecuarias y el paso de caminos vecinales y carretera.

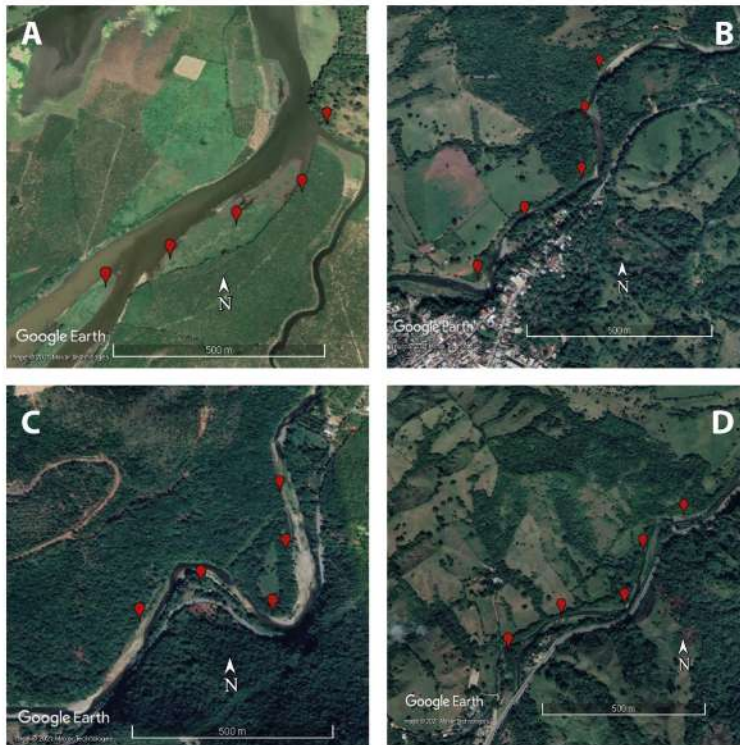


Figura 2. Imágenes satelitales de las estaciones de muestreo. A = confluencia del río Maimón con río Yuna; B = carretera Maimón-Piedra Blanca; C = Piedra Blanca; D = Los Plátanos. Símbolos rojos = estaciones de muestreos.

Métodos. Con el objetivo de caracterizar el ensamblaje de aves se utilizó el método de transectos en franjas (Ralph *et al.*, 1995, 1996). Este método se caracteriza porque se aplica en línea recta divididas en estaciones de diferentes longitudes y tiene la particularidad de que el observador registra las aves detectadas mientras camina (Ralph *et al.*, 1995, 1996). En cada una de las localidades de estudio se estableció un transecto de 1 km; cada uno fue dividido en cinco estaciones de 200 metros de longitud y 50 metros de ancho (Fig. 2). Se registraron todos los individuos observados o escuchados durante un lapso de 60 minutos por transectos (Ralph *et al.*, 1995, 1996).

Los muestreos se realizaron entre los meses de diciembre del 2016 y mayo del 2017. El levantamiento de la información de campo se efectuó entre las 0600 h y las 1000 h y entre las 1600h y 1800h. En cada una de las estaciones se realizaron dos muestreos, durante dos días seguidos. La identificación visual de las especies se realizó con binoculares Nikon 10 x 42 (10 de aumento y los objetivos de 42 mm de diámetro), siguiendo a Latta *et al.* (2006).

Para la organización y el ordenamiento taxonómico se siguió el sistema de clasificación The North American Classification Committee (NACC, Chesser *et al.*, 2020).

Análisis de los datos. La abundancia relativa de las especies presentes en cada transecto fue estimada dividiendo el número de individuos de cada especie entre el número total de individuos registrado por transecto y multiplicado por 100, mediante la fórmula $P_i = (n_i/\Sigma n) \times 100$; donde P_i representa la abundancia relativa de las especies presentes en las zonas de estudio, n_i el número de individuos de cada especie i y Σn la sumatoria del número total de individuos (Pettingill, 1969). Adicionalmente, se siguió a Salgado-Ortiz (1999), para establecer cuatro categorías de abundancia: especies raras (0.08–1.9), especies poco común (2.0–4.9), especie común (5.0–9.9) y abundante (10–24.5).

Para conocer mejor la ecología de las comunidades de aves estudiadas, se estimaron varios índices de diversidad y equidad de especies: índice de diversidad de Shannon (H'), índice de Equidad de Pielou (J'), índice de Dominancia de Simpson (λ) y recíproco de Simpson ($D-1$), (Moreno, 2001). Con el objetivo de conocer los gremios alimentarios de las comunidades de aves en estudio, las especies registradas fueron agrupadas en gremios y categorías tróficas de acuerdo con su dieta y sustrato de forrajeo, siguiendo a González-Salazar *et al.* (2014); estos mismos autores evaluaron 25 categorías tróficas, sin embargo, para fines de esta investigación solo se evaluaron 15 categorías debido a que en algunos casos estas se solapaban o no tenían representantes dentro de las comunidades de aves estudiada.

Mediante la prueba de Chi-cuadrado se determinó que tan similar fue la estructura trófica de las comunidades evaluada. Tanto los análisis de diversidad como la estructura trófica del ensamblaje de aves fueron analizados con el software Past 4.06b (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Abundancia. Se registró un total de 598 individuos, pertenecientes a 28 familias, 48 géneros y 51 especies de aves (Tabla I). Las familias con mayor riqueza de especies fueron Parulidae (7 especies: 14 %), Ardeidae (6 especies: 11.76 %) y Columbidae (4 especies: 7.84 %). La abundancia absoluta de individuos varió por estación encontrándose que la estación próxima a la carretera Maimón Piedra Blanca (MAPI) registró la mayor abundancia de individuos con 217, mientras que la estación ubicada en la comunidad de Los Plátanos (PLAT) presentó la menor, con 120 individuos (Tabla I). La riqueza de especies observadas fue más alta para la estación MAPI, con 43 especies, a diferencia de la estación PLAT que reportó los valores más bajos con 29 (Tablas I y II).

A pesar de que las áreas estudiadas corresponden a franjas estrechas de bosques ribereños conectados a agropaisajes, estas conservan una alta riqueza de aves, con 51 especies, lo cual constituye aproximadamente el 17 % del total de especies reportadas para la isla, que ha sido 300 (Latta *et al.*, 2006; Latta y Wallace, 2012). También, incluye algunas especies amenazadas para República Dominicana como: la perdiz colorada (*Geotrygon montana*) y el carrao (*Aramus guarauna*), ambas especies amenazadas por factores como la cacería ilegal, depredación por especies introducidas y pérdida de sus hábitats (Latta *et al.*, 2006). Además, destaca la presencia en estas áreas de la cigüita del río (*Parkesia motacilla*), la cual es considerada como de importancia para la conservación, debido a que es un buen indicador de la salud de los sistemas dulceacuícolas (Mattsson y Cooper, 2006; Almonte-Espinosa y Latta, 2011).

Tabla I. Composición del ensamblaje de aves presentes en el bosque ribereño de cuatro estaciones situadas en los márgenes del río Maimón, República Dominicana

Especies	Nombre común	Abundancia absoluta					Abundancia relativa (%)											
		MAYU	PIBL	MAPI	PLAT	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT					
<i>Anas bahamensis</i>	Pato	10								6.62								
<i>Columbina passerina</i>	Rolita	6	2	8	1					4.00	1.57	3.70						0.853
<i>Geotrygon montana</i>	Perdiz colorada			5								2.31						
<i>Zenaida asiática</i>	Tórtola Aliblanca	3	6	5						1.98	4.72	2.311						
<i>Zenaida macroura</i>	Rabiche	2	3	3	1					1.32	2.36	1.40						0.85
<i>Crotophaga ani</i>	Judío	4		5						2.65		2.31						
<i>Coccyzus longirostris</i>	Pájaro Bobo	2		2						1.32		0.92						
<i>Cypseloides niger</i>	Vencejo Negro			4	5							1.85						4.24
<i>Tachornis phoenicobia</i>	Vencejito Palmar	3	5	2	12					1.99	3.94	0.92						10.17
<i>Anthracoceros dominicus</i>	Zumbador Grande	1	1	1	2					0.66	0.79	0.462						0.02
<i>Mellisuga minima</i>	Zumbadorcito	1	2	2	1					0.66	1.57	0.9						0.85
<i>Aramus guarauna</i>	Carrao	2			1					1.32								0.85
<i>Charadrius vociferus</i>	Tiito	6	2	5	1					4.00	1.57	2.31						0.85
<i>Actitis macularia</i>	Playero Manchado	2	3	5	1					1.32	2.36	2.31						0.85
<i>Tringa flavipes</i>	Patas Amarillas Menor	2	4	6	2					1.32	3.15	2.78						1.69
<i>Ardea alba</i>	Garza Real	5	10	19	15					3.31	7.87	8.80						13.00
<i>Egretta thula</i>	Garza de Rizo	2		9						1.32		4.17						
<i>Butor ibis</i>	Garza Gamadera	20	6	17	8					13.00	4.72	7.87						6.78

Tabla I. Continuación

Especies	Nombre común	Abundancia absoluta				Abundancia relativa (%)			
		MAYU	PIBL	MAPI	PLAT	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT
<i>Butorides virescens</i>	Cra-cra	2	2	3	2	1.32	1.57	1.39	1.69
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Rey Congo			1				0.46	
<i>Nyctanassa violacea</i>	Yáboa			2				0.933	
<i>Cathartes aura</i>	Aura Tiñosa	20	3	5	5	13.25	2.36	2.31	4.24
<i>Pandion haliaetus</i>	Águila Pescadora	1	1	1	1	0.66	0.79	0.46	0.85
<i>Buteo jamaicensis</i>	Guaraguao	2		2		1.32		0.92	
<i>Todus subulatus</i>	Barrancoí	2	2	3	1	1.32	1.57	1.39	0.85
<i>Megasceryle alcyon</i>	Martin Pescador	1	1	1	1	0.66	0.79	0.46	0.85
<i>Nesocittes micromegas</i>	Carpinterito de Sierra			5				2.31	
<i>Melanerpes striatus</i>	Carpintero	10	5	15	10	6.62	4.00	6.94	8.47
<i>Falco sparverius</i>	Cuyaya	2	1	2	1	1.32	0.79	0.92	0.85
<i>Myiarchus stolidus</i>	Manuelito			1				0.46	
<i>Tyrannus dominicensis</i>	Petigre	2	1		2	1.32	0.79		1.69
<i>Contopus hispaniolensis</i>	Maroíta			3				1.39	
<i>Vireo altiloquus</i>	Julián Chiví	2	2	2		1.32	1.57	0.92	
<i>Progne dominicensis</i>	Golondrina Grande				3				2.54
<i>Turdus plumbeus</i>	Chua-Chúa		2	2			1.57	0.92	
<i>Mimus polyglottos</i>	Ruiseñor	2	3	4	2	1.32	2.36	1.85	1.69

*MAYU= confluencia del río Maimón con río Yuna; PIBL= Piedra Blanca; MAPI= carretera Maimón-Piedra Blanca; PLAT= Los Plátanos.

Especies	Nombre común	Abundancia absoluta					Abundancia relativa (%)						
		MAYU	PIBL	MAPI	PLAT	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT
<i>Dulus dominicus</i>	Cigua Palmera	24	29	30	24	16.60	23.62	13.89	21.19				
<i>Passer domesticus</i>	Gorrion Doméstico		3				2.36						
<i>Phaenocophilus palmarum</i>	Cuatro Ojos	2	2	4	5	1.32	1.57	1.85	5.08				
<i>Quiscalus niger</i>	Chinchilin		5		3		4.00		2.54				
<i>Seturus aurocapilla</i>	Cigüita Saltarina		2	2			1.57	0.92					
<i>Parkesia motacilla</i>	Cigüita del Río	1	2	3	1	0.66	1.57	1.39	0.85				
<i>Mniotilta varia</i>	Pegapalo	1	1	4		0.66	0.79	1.85					
<i>Geothlypis trichas</i>	Cigüita Enmascarada	1		1		0.66		0.462					
<i>Setophaga tigrina</i>	Cigüita Tigrina	1	2	3		0.66	1.57	1.39					
<i>Setophaga americana</i>	Cigüita Parula	1	1	1		0.66	0.79	0.46					
<i>Setophaga ruticilla</i>	Candelita	1	1	1	2	0.66	0.79	0.46	1.69				
<i>Setophaga caeruleascens</i>	Cigüita Azul Garganta Negra			3				1.39					
<i>Coereba flaveola</i>	Cigüita Común	2	6	10	4	1.32	4.72	4.63	3.39				
<i>Tiaris olivaceus</i>	Cigüita de la Hierba		5		1		4.72		0.85				
<i>Melopyrrha violacea</i>	Gallito Prieto			5				2.31	0.85				
Total general	51	152	128	217	120	100	100	100	100	100	100	100	

*MAYU= confluencia del río Maimón con río Yuna; PIBL= Piedra Blanca; MAPI= carretera Maimón-Piedra Blanca; PLAT= Los Plátanos.

Los valores de riqueza observada y de abundancia registrada (Tablas I y II), indican que estas áreas presentan una alta riqueza de especies y abundancia de aves. Estos resultados concuerdan con lo reportado en varios estudios realizados en los trópicos, los cuales destacan la importancia de la vegetación ribereña para las poblaciones de aves (Lock y Naiman, 1998; Skagen *et al.*, 1998), notando que la composición poblacional de aves en estos ecosistemas es de mayor riqueza y abundancia de especies que en áreas vecinas a los bosques ribereños, sin embargo, estas diferencias pueden variar mucho, según el contexto del paisaje en que se encuentren y las características del área misma (Lock y Naiman, 1998; Skagen *et al.*, 1998). Un ejemplo de esto es lo observado en las estaciones de estudio, donde se registró que la riqueza y abundancia de aves variaron según el grado de transformación de los ambientes, para citar un ejemplo, la estación MAPI presentó la mayor riqueza y abundancia de aves (Tablas I y II), posiblemente debido a que esta área presenta un importante remanente de la vegetación nativa, cuyo ancho de franja es mayor 50 m de ancho a ambos lados del río. En el lado opuesto tenemos la estación PLAT, la cual mostró una menor abundancia y riqueza, probablemente esto se relaciona con el grado de fragmentación que se registra en esta estación, ya que el bosque ribereño se encuentra muy impactado por la presencia de asentamientos humanos, infraestructura de carretera y actividades agropecuarias.

La abundancia relativa fue similar por estación, encontrándose que la cigua palmera (*Dulus dominicus*), fue la especie más abundante en las cuatro estaciones (MAYU= 16.55 % PIBL = 24.59 %; MAPI = 12.07 %; PLAT = 12.71 %), (Tabla II). Seguido del carpintero (*Melanerpes striatus*) con (MAYU= 6.62 %; PIBL= 6.55 %; MAPI = 6.76 %; PLAT = 8.47 %) y la garza real (*Ardea alba*) (MAYU = 4.63 %; PIBL = 4.09 %; MAPI = 3.86 %; PLAT = 12.71 %). De acuerdo con las categorías de abundancias evaluadas, solo la cigua palmera puede ser considerada como una especie abundante en las cuatro estaciones de estudio, debido a que su abundancia relativa se encontró dentro del rango 10–24.5 % del total de aves registradas (Tabla I), mientras que el carpintero fue una especie común, con rango entre 5.0–9.9 % de abundancia relativa, en las cuatro áreas (Tabla I).

En ese mismo sentido, la abundancia relativa de algunas especies varió por estación, por ejemplo, la garza real y la garza ganadera fueron abundantes en la estación MAYU y la estación MAPI, en que la abundancia relativa fue de 13 % para ambas estaciones, mientras que en las estaciones de PIBL y PLAT estas especies son consideradas como comunes y poco comunes, con rango de abundancia entre 2.0–4.9 y 5.0–9.9 % (Tabla I). Finalmente, se encuentran especies con abundancia relativa entre los rangos 0.08–1.9 % consideradas como raras para esta investigación por los valores de abundancia relativa registrados (Tabla I).

La alta abundancia de especies, como la cigua palmera y el carpintero se debe a sus hábitos de vida ya que, probablemente, son las aves de mayor distribución y abundancia en la isla (Latta *et al.*, 2006); además, tienden a ser abundantes en áreas agropecuarias, donde hay plantas de palmeras, frutales y pequeños remanentes de bosques o matorrales. Estos son utilizados por ambas especies para anidar y forrajear, ya que generalmente son fuentes importantes de frutas e insectos (Arcos-Torres, 2005; Arcos *et al.*, 2008; Gómez *et al.*, 2016). En el caso de la garza real, es importante aclarar que esta especie es dependiente de ambientes ribereños o acuáticos, debido a que se alimenta de una amplia variedad de macroinvertebrados y vertebrados asociados a cuerpos de agua, lo cual favorece la presencia y abundancia de esta especie en ambientes ribereños (Arendt *et al.*, 2012; McCrimmon *et al.*, 2020). En cambio, las aves reportadas como raras corresponden a especies de hábitos específicos y que por lo general suelen ser afectadas por la fragmentación y transformación de hábitats, como es el caso de *Myiarchus stolidus* (Latta *et al.*, 2006; Arcos-Torres *et al.*, 2008; Joseph, 2020), (Tabla I).

Diversidad. La diversidad de especies varió ligeramente por estación, encontrándose que las estaciones de la carretera río Maimón-Piedra Blanca y Piedra Blanca mostraron los valores más altos del índice de Shannon: $H' = 3.36$ y $H' = 3.03$. La estación ubicada en la carretera Maimón-Piedra Blanca presentó el valor más bajo de dominancia de especies ($\lambda = 0.04$), siendo su recíproco ($D-1$) 0.95, mientras que la confluencia del río Maimón con río Yuna y la comunidad de Piedra Blanca presentaron el más alto ($\lambda = 0.08$) y su recíproco fue 0.92 (Tabla II). Se encontró que los valores de equidad de Pielou fueron más altos para la estación de la carretera Maimón-Piedra Blanca, $J = 0.90$, mientras que el valor más bajo lo registró la estación de la confluencia del río Maimón con río Yuna, $J = 0.83$. Los índices de diversidad analizados indican que la comunidad de aves en las cuatro localidades de estudio se distribuye de forma equitativa, lo cual se puede apreciar tanto en los valores del índice de Shannon y como del índice de equidad de Pielou (Tabla II). Sin embargo, a pesar de los altos valores de diversidad registrados de acuerdo con el índice de dominancia de Simpson y el índice de equidad de Pielou, estas comunidades se ven ligeramente afectadas por la dominancia de especies abundantes, como la cigua palmera (*Dulus dominicus*), el carpintero (*Melanerpes striatus*) y la garza real (*Ardea alba*) (Tablas I y II). La alta abundancia de estas especies es explicada por sus hábitos de vida y condiciones ambientales de los hábitats estudiados, los cuales favorecen su presencia y abundancia.

Tabla II. Datos ecológicos del ensamblaje de aves asociado a cuatro estaciones del río Maimón, República Dominicana

	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT
Riqueza observada	37	31	43	29
Índice de entropía de Shannon	2.97	3.03	3.36	2.92
Equidad de Pielou	0.83	0.87	0.90	0.87
Dominancia Simpson	0.08	0.08	0.04	0.07
Recíproco de Simpson	0.92	0.92	0.95	0.93

*MAYU = confluencia del río Maimón con río Yuna; PIBL = Piedra Blanca; MAPI = carretera Maimón-Piedra Blanca; PLAT = Los Plátanos.

Gremios tróficos. Las especies registradas fueron agrupadas en siete gremios tróficos y 15 categorías tróficas. Los gremios tróficos encontrados fueron: carnívoros, frugívoros, granívoros, insectívoros, nectarívoros, carroñeros y omnívoros (Tablas III y IV, Figs. 3 y 4). Los carnívoros fueron el grupo más diverso, con 15 especies, siendo los carnívoros acuáticos los mejor representados con 8 especies (Fig. 2), seguido de los omnívoros, con 14 especies, de las cuales 12 son omnívoros arbóreos. Luego, tenemos los insectívoros con diez especies, siendo los insectívoros excavadores y recolectores de superficies los más diversos, con tres especies (Tabla I). La alta variedad de gremios sugiere que tanto la composición como estructura trófica de estas comunidades de aves, podría ser atribuido al efecto de borde que tienen los ecosistemas

ribereños, debido a su forma lineal y estrecha (Marateo y Arturi, 2013; Núñez e Infante-Rivero, 2019), pudiendo beneficiarse de los diferentes recursos alimenticios que ofrecen los ambientes ribereños, como lo son: una gran diversidad de macroinvertebrados acuáticos, pequeños vertebrados y de frutos, semillas, insectos y otros invertebrados asociados a la vegetación ribereña que se extiende a lo largo de las zonas evaluadas (Núñez e Infante-Rivero, 2019).

La alta riqueza de especies en el gremio de los carnívoros, se asocia a que los ambientes ribereños proporcionan una amplia variedad de hábitats, debido a que son más complejos, tanto de forma estructural como funcional que los ambientes que los rodean, lo que favorece una mayor riqueza y abundancia de aves, lo cual está relacionado con la disponibilidad del recurso agua, complejidad de hábitats, alta disponibilidad de recursos alimenticios (Rosetti y Giraud, 2003; López-Barrera, 2004; Guichón y Cassini, 2007; Palmer y Bennett, 2006; Arcos-Torres *et al.*, 2008; Salas-Correa y Mancera-Rodríguez, 2018). Además, la conexión de las áreas de estudio con agropaisajes favorece el establecimiento de especies oportunistas, como son los miembros del gremio de los carnívoros, los cuales ocupan una amplia variedad de nichos. Por ejemplo, la cuyaya (*Falco sparverius*) y el guaraguao (*Buteo jamaicensis*) son carnívoros generalistas que cazan al vuelo o en los árboles de áreas abiertas, mientras que por otro lado, tenemos carnívoros dependientes de cuerpos de agua, como el guincho (*Pandion haliaetus*) y las garzas: garza de rizos (*Egretta thula*), garza real (*Ardea alba*) y el rey congo (*Nyctanassa violacea*), los cuales consumen una amplia variedad de organismos acuáticos, tales como peces, anfibios pequeños y macroinvertebrados. Adicionalmente, se pueden mencionar la garza ganadera (*Bubulcus ibis*), la cual es un ave asociada a zonas agropecuarias, que se alimenta de invertebrados y pequeños vertebrados.

Se registraron diferencias significativas en la abundancia relativa de aves por gremios ($X^2 = 43.32$, $df = 18$, $p < 0.01$), (Tabla III; Figs. 3 y 4). Encontrándose que las aves omnívoras fueron el gremio trófico más abundante en las cuatro estaciones de estudio, así como el segundo grupo en diversidad de especies, debido a que estas aves generalmente se asocian a zonas agrícolas y ganaderas, ya que estos hábitats presentan una gran variedad de recursos de alimentación, por lo que se ven beneficiadas por la fragmentación del ecosistema (López-Barrera, 2004; Mastrangelo y Gavin, 2012). Otro factor que beneficia la abundancia y diversidad del gremio de los omnívoros es que aprovechan pequeñas franjas de vegetación ribereña asociadas a las áreas productivas para forrajear y anidar (Arcos-Torres *et al.*, 2008; Mastrangelo y Gavin, 2012). Esta tendencia se puede observar en las áreas evaluadas, ya que en todos los casos la vegetación remanente corresponde a franjas de bosques ribereños fragmentadas que se conectan con agropaisajes o zonas suburbanas.

No se encontró diferencia en la riqueza de especies por gremio trófico ($X^2 = 6.67$, $df = 18$, $p = 0.99$). Tampoco se encontraron diferencias significativas por categorías tróficas en las zonas evaluadas ($X^2 = 39.34$, $df = 42$, $p = 0.58$). La similitud en la composición de especies por gremio trófico se relaciona con el grado de fragmentación que presentan los hábitats analizados, específicamente a que las estaciones de estudio presentan grados de fragmentación similares, por ejemplo, tanto la estación PIBL como la estación PLAT presentan áreas de cultivos y asentamientos humanos en su periferia, mientras que las estaciones MAYU y MAPI (Fig. 2), se encuentran en áreas agropecuarias, con la salvedad de que la estación MAPI conserva un importante remanente de la vegetación nativa o típica de ambientes ribereños mezclada con plantaciones de cacao y frutales, lo cual favorece una alta riqueza de especies y abundancia de aves dependientes de cuerpos de agua y diversas especies de bosque, como los insectívoros, frugívoros, nectarívoros y omnívoros.

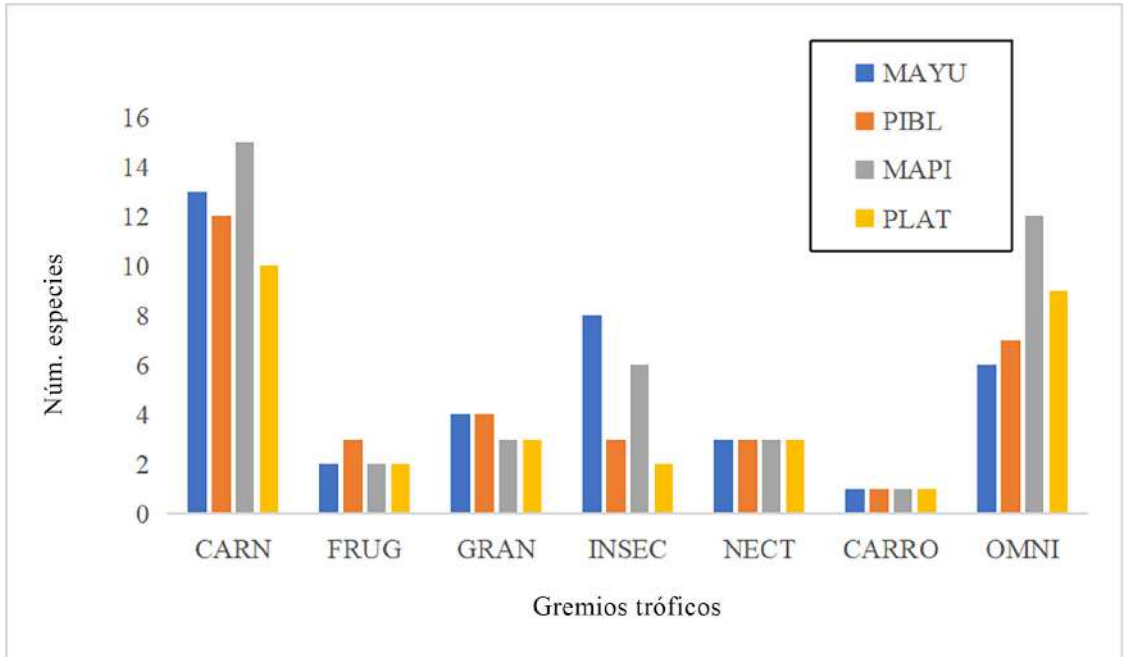


Figura 3. Estructura trófica del ensamblaje de aves presente en cuatro estaciones del río Maimón, República Dominicana. MAYU = confluencia del río Maimón y río Yuna; PIBL = comunidad de Piedra Blanca; MAPI = carretera Maimón-Piedra Blanca; PLAT = Los Plátanos. CARN = carnívoros; FRUG = frugívoros; GRAN = granívoros; INSEC = insectívoro; NECT = nectarívoro; CARRO = carroñeros; OMNI= omnívoros.

Tabla III. Estructura trófica del ensamblaje de aves estudiado en cuatro estaciones del río Maimón, República Dominicana

GREMIO TRÓFICO	Núm. especies				Abundancia de individuos				Abundancia relativa (%)			
	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT	MAYU	PIBL	MAPI	PLAT
Carnívoros	13	12	15	10	26	20	40	20	17.20	15.74	23.15	16.95
Frugívoros	2	3	2	2	20	30	30	15	12.30	23.42	13.88	12.71
Granívoros	4	4	3	3	16	11	30	2	10.60	9.00	15.30	1.69
Insectívoros	8	3	6	2	25	20	40	34	17.00	15.73	13.88	28.81
Nectarívoros	3	3	3	3	4	9	13	7	2.70	7.00	4.63	5.93
Carroñeros	1	1	1	1	20	3	5	10	13.20	2.34	2.31	8.48
Omnívoros	6	7	12	9	40	30	58	30	26.50	26.77	26.85	25.43

*MAYU = confluencia del río Maimón con río Yuna; PIBL = Piedra Blanca; MAPI = carretera Maimón-Piedra Blanca; PLAT = Los Plátanos.

Los gremios insectívoros, frugívoros y nectarívoros estuvieron presentes en menor proporción (Tabla III), debido posiblemente a que son especies con requerimientos específicos de hábitats y se asocian con una mayor heterogeneidad y mejor calidad ecológica, por lo tanto, su riqueza y abundancia dependen de las condiciones de conservación de los hábitats (Shahabuddin y Kumar, 2006; Reales *et al.*, 2009; Ribeiro y Melo, 2012). Por ejemplo, los insectívoros fueron el tercer grupo más diverso y abundante, sin embargo, las especies registradas son aves de amplia distribución que tienden a ser abundantes en zonas abiertas y dependientes de cuerpos de agua, que aprovechan franjas de bosques ribereños para forrajear en los bordes de la vegetación y ambiente acuático.

Los granívoros, a pesar de ser reconocidos en la literatura como un grupo abundante en áreas agrícolas y ganaderas, ocuparon el cuarto lugar en abundancia, lo que difiere de lo encontrado por Chace y Walsh (2004), Reales *et al.* (2009) y Ding *et al.* (2015), quienes sugieren que los ambientes fragmentados tienden a favorecer estas especies. Una posible explicación es que estas aves tienden a ocupar áreas más abiertas y utilizan los bosques ribereños de forma ocasional, debido a que en estas áreas las semillas no son tan abundantes. En este mismo sentido, la baja abundancia y riqueza del gremio de los carroñeros, se explica debido a que en la isla el aura tiñosa (*Cathartes aura*), es el único miembro de dicho gremio y hasta cierto punto fue una especie abundante por lo menos para las estaciones adyacentes a zonas ganaderas como fueron las estaciones de la confluencia del río Maimón con río Yuna y Los Plátanos (Tablas I y III).

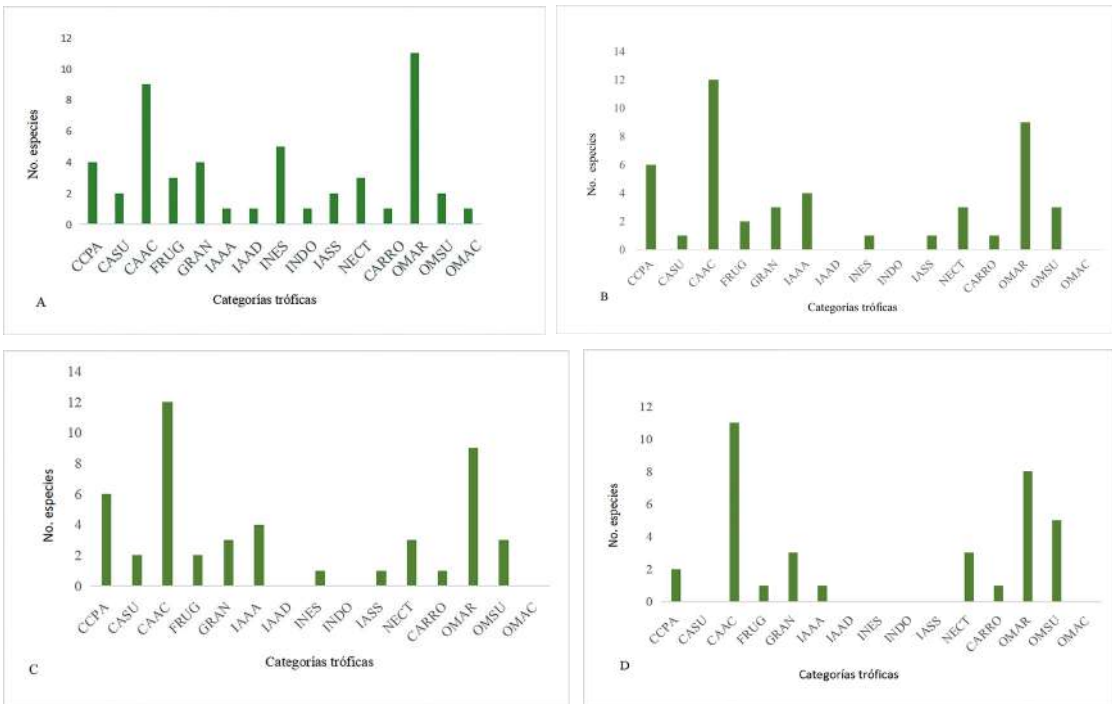


Figura 4. Categorías tróficas del ensamblaje de aves presente en cuatro localidades del río Maimón. A = confluencia del río Maimón con río Yuna; B = Piedra Blanca; C = carretera Maimón-Piedra Blanca; D = Los Plátanos. CCPA = carnívoros cazadores de presas que se alimentan al vuelo y presas arbóreas; CASU = carnívoros de suelo; CAAC = carnívoros acuáticos; FRUG = frugívoros; GRAN = granívoros; IAAA = insectívoros que se alimentan en el aire; IAAD = insectívoros que se alimentan sobre el dosel; INES = insectívoros excavadores, recolectores de insectos en superficie de hojas y troncos; INDO = insectívoros de suelo; IASS = insectívoros de subdosel y sotobosque; NECT = nectarívoros; CARRO = carroñeros; OMAR = omnívoros arbóreos; OMSU = omnívoros de suelo; OMAC = omnívoros acuáticos.

Tabla IV. Composición trófica del ensamblaje de aves presente en el bosque ribereño de cuatro estaciones situadas en los márgenes del río Maimón, República Dominicana

Especies	Nombre común	Categoría trófica
<i>Anas bahamensis</i>	Pato	OMAC
<i>Columbina passerina</i>	Rolita	OMSU
<i>Geotrygon montana</i>	Perdiz Colorada	OMSU
<i>Zenaida asiatica</i>	Tórtola Aliblanca	OMSU
<i>Zenaida macroura</i>	Rabiche	GRAN
<i>Crotophaga ani</i>	Judío	OMAR
<i>Coccyzus longirostris</i>	Pájaro Bobo	CCPA
<i>Cypseloides niger</i>	Vencejo Negro	INAR
<i>Tachornis phoenicobia</i>	Vencejito Palmar	INAR
<i>Anthracothorax dominicus</i>	Zumbador Grande	NECT
<i>Mellisuga minima</i>	Zumbadorcito	NECT
<i>Aramus guarana</i>	Carrao	CAAC-CASU
<i>Charadrius vociferus</i>	Tiíto	CASU
<i>Actitis macularius</i>	Playerito Manchado	CAAC
<i>Tringa flavipes</i>	Patas Amarillas Menor	CAAC
<i>Ardea alba</i>	Garza Real	CAAC
<i>Egretta thula</i>	Garza de Rizo	CAAC
<i>Bubulcus ibis</i>	Garza Ganadera	CASU
<i>Butorides virescens</i>	Cra-cra	CAAC
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Rey Congo	CAAC
<i>Nyctanassa violacea</i>	Yaboa	CAAC
<i>Cathartes aura</i>	Aura Tiñosa	CARR
<i>Pandion haliaetus</i>	Águila Pescadora	CAAC
<i>Buteo jamaicensis</i>	Guaraguo	CCPA
<i>Todus subulatus</i>	Barrancolí	INES
<i>Megaceryle alcyon</i>	Martín Pescador	CAAC
<i>Nesocites micromegas</i>	Carpinterito de Sierra	AMAR
<i>Melanerpes striatus</i>	Carpintero	OMAR
<i>Falco sparverius</i>	Cuyaya	CAAR
<i>Myiarchus stolidus</i>	Manuelito	IAAD
<i>Tyrannus dominicensis</i>	Petigre	IAAA
<i>Contopus hispaniolensis</i>	Maróita	IASO
<i>Vireo altiloquus</i>	Julián Chiví	OMAR
<i>Progne dominicensis</i>	Golondrina Grande	INES
<i>Turdus plumbeus</i>	Chua-Chuá	OMSO
<i>Mimus polyglottos</i>	Ruiseñor	OMAR

Tabla IV. Continuación

Especies	Nombre común	Categoría trófica
<i>Dulus dominicus</i>	Cigua Palmera	FRUG
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión Doméstico	GRAN
<i>Phaenicophilus palmarum</i>	Cuatro Ojos	OMAR
<i>Quiscalus niger</i>	Chinchilín	OMAR-OMSU
<i>Seiurus aurocapilla</i>	Cigüita Saltarina	OMSO
<i>Parkesia motacilla</i>	Cigüita del Río	CAAC
<i>Mniotilta varia</i>	Pegapalo	IAAD
<i>Geothlypis trichas</i>	Cigüita Enmascarada	CASU
<i>Setophaga tigrina</i>	Cigüita Tigrina	OMAR-INAR
<i>Setophaga americana</i>	Cigüita Parula	OMAR-INAR
<i>Setophaga ruticilla</i>	Candelita	IAAA
<i>Setophaga caerulescens</i>	Cigüita Azul Garganta Negra	INES-OMAR
<i>Coereba flaveola</i>	Cigüita Común	NECT
<i>Tiaris olivaceus</i>	Cigüita de la Hierba	GRAN
<i>Melopyrrha violacea</i>	Gallito Prieto	FRUG
Total general	51	15

*CCPA = carnívoros cazadores de presas que se alimentan al vuelo y presas arbóreas; CASU = carnívoros de suelo; CAAC = carnívoros acuáticos; FRUG = frugívoros; GRAN = granívoros; IAAA = insectívoros que se alimentan en el aire; IAAD = insectívoros que se alimentan sobre el dosel; INES = insectívoros excavadores, recolectores de insectos en superficie de hojas y troncos; INDO = insectívoros de suelo; IASO = insectívoros de subdosel y sotobosque; NECT = nectarívoros; CARRO = carroñeros; OMAR = omnívoros arbóreos; OMSU = omnívoros de suelo; OMAC = omnívoros acuáticos.

CONCLUSIONES

La estructura y composición del ensamblaje de aves presentes en los bosques ribereños asociados al río Maimón son dominados por especies de amplia distribución y generalistas de hábitats. Tanto la estructura como la composición de este ensamblaje es propiciada por las características de los ambientes evaluados, los cuales se encuentran muy fragmentados por las actividades agropecuarias y por la urbanización. A pesar de esto, las comunidades de aves presentes en las zonas de estudio se distribuyen de forma equitativa y presentan una alta riqueza de especies.

Los gremios tróficos más abundantes fueron los carnívoros y omnívoros, esto se debe a que los bosques ribereños, al ser áreas de transición o ecotonos, tienden a tener una alta variedad de hábitats; debido a esto brindan un mayor número de nichos y recursos para las especies dependientes de estos ecosistemas, lo que a su vez beneficia la presencia de diversos gremios tróficos y favorece la diversidad y abundancia de grupos oportunistas. Por ejemplo, los carnívoros ocuparon varios hábitats, como son ambientes acuáticos y áreas abiertas ubicadas en la periferia del bosque ribereño de las estaciones de estudio. Asimismo, las aves omnívoras fueron el segundo grupo más diverso y el de mayor abundancia, debido también a que la abundancia y riqueza de estas aves son favorecidas por los factores mencionados anteriormente, y porque los bosques ribereños son un excelente refugio de anidación y forrajeo.

A pesar de que las áreas estudiadas presentan un alto grado de fragmentación y se conectan a agropaisajes, son un importante refugio para aves residentes y migratorias. Entre los grupos de aves favorecidos en estos ambientes se encuentran especies dependientes de cuerpos de agua como: *Tringa flavipes*, *T. solitaria*, *Actitis macularius*, *Pandion haliaetus*, *Megaceryle alcyon* y *P. motacilla*. Mientras que entre las especies de bosques se pueden mencionar: *Setophaga caeruleascens*, *Seiurus aurocapilla*, *Setophaga americana*, *Myiarchus stolidus*, *Todus subulatus* y *Geotrygon montana*. La relevancia de estos ecosistemas para las aves se explica debido a que en zonas fragmentadas los bosques ribereños generalmente son pequeños parches, que constituyen el único sitio de anidación y forrajeo, debido también a la gran disponibilidad de recursos de hábitats y de alimentación que ofrecen para las comunidades de aves presentes.

Los resultados presentados en este trabajo son una aproximación al conocimiento de la avifauna asociada al río Maimón y una línea base para el estudio de diversos aspectos ecológicos, de comportamiento y biología del ensamblaje de aves presentes en este ambiente. Debido a esto, se recomienda realizar un mayor esfuerzo de muestreo, para conocer ampliamente cómo se estructura y está compuesto el ensamblaje de aves asociadas al río Maimón.

AGRADECIMIENTOS

A Cristian Marte, Katihusca Rodríguez, Gabriel de los Santos, Francisco Paz y Patricia Torres, por su colaboración en los viajes de campo. Al Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marcano” por el financiamiento y todo el apoyo a esta investigación. A los revisores anónimos por las pertinentes correcciones y sugerencias hechas al manuscrito.

LITERATURA CITADA

- Almonte-Espinosa, H. y S. Latta. 2011. Aspectos del comportamiento de forrajeo de la cigüita del río *Parkesia motacilla* (Aves: Passeriformes: Parulidae) en época no reproductiva. *Novitates Caribaea*, 4: 100–108.
- Arcos-Torres, I. 2005. Efecto del ancho de los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. CATIE, Turrialba (Costa Rica). (No. Thesis A675e). Consultado 10 de junio 2021. <http://hdl.handle.net/11554/4888>.
- Arcos-Torres, I., F. Jiménez, C. Harvey y F. Casanoves. 2008. Riqueza y abundancia de aves en bosques ribereños de diferentes anchos en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. *Revista de Biología Tropical*, 56 (1): 355–369.
- Arendt, W. J., M. Tórrez y S. Vilchez. 2012. Diversidad de aves en agropaisajes en la región norte de Nicaragua. *Ornitología Neotropical*, 23: 113–131.
- Chace, J. F. y J. J. Walsh. 2004. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74: 46–79.
- Chesser, R. T., S. M. Billerman, K. J. Burns, C. Cicero, J. L. Dunn, A. W. Kratter, I. J. Lovette, N. A. Mason, P. C. Rasmussen, J. V. Remsen, Jr., D. F. Stotz y K. Winker. 2020. Checklist of North American Birds (online). American Ornithological Society. Consultado el 10 de junio 2021. <http://checklist.aou.org/taxa>.

- Ding, Z., K. J. Feeley, H. Hu y P. Ding. 2015. Bird guild loss and its determinants on subtropical land-bridge islands, China. *Avian Research*, 6 (1): 1–9.
- González-Salazar, C., E. Martínez-Meyer y G. López-Santiago. 2014. Clasificación jerárquica de gremios tróficos para aves y mamíferos de Norteamérica. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85 (3): 931–941.
- Gómez, M. D., L. O. Rivera, N. Politi y R. A. Ruggera. 2016. Avifauna de los bosques ribereños de las selvas pedemontanas del noroeste argentino. *Ornitología Neotropical*, 27: 47–57.
- Guichón, M. L. y M. H. Cassini. 2007. Riparian wildlife richness along the Luján River. *Ecología Austral*, 17: 81–87.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electrónica*, 4 (1): 9 pp.
- Joseph, L. 2020. Stolid Flycatcher (*Myiarchus stolidus*), version 1.0. In: Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.stoffly1.01>
- Kauffman, J. B., y W. C. Krueger. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications a review. *Journal of Range Management*, 37 (5): 430–438.
- Latta, S., C. Rimmer, A. Keith, J. Wiley, H. Raffaele, K. Mcfarland y E. Fernández. 2006. *Aves de la República Dominicana y Haití*. Princeton University Press. VII+258 pp.
- Latta, S. y K. Wallace. 2012. *Ruta Barrancolí*. National Aviary, 241 pp.
- Lock, P. A. y R. J. Naiman. 1998. Effects of stream size on bird community structure in coastal temperate forests of the Pacific Northwest, USA. *Journal of Biogeography*, 25 (4): 773–782.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes y bosques. *Ecosistemas*, 13: 67–77.
- Marateo, G. y M. Arturi. 2013. Dinámica estacional y variación local de gremios tróficos de aves de una selva en galería y un palmar subtropical de sudamérica. *Ornitología Neotropical*, 24: 213–223.
- Mastrangelo, M. E. y M. C. Gavin. 2012. Trade-offs between cattle production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology*, 26 (6): 1040–1051.
- Mattsson, B. y R. Cooper J. 2006. Louisiana waterthrushes (*Seiurus motacilla*) and Habitat Assessments as Cost-effective Indicators of Instream Biotic Integrity. *Freshwater Biology*, 51 (10): 1941–1958.
- Moreno, C. E. 2001. Método para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- McCrimmon Jr., D. A., J. C. Ogden, G. T. Bancroft, A. Martínez-Vilalta, A. Motis, G. M. Kirwan y P. F. D. Boesman. 2020. Great Egret (*Ardea alba*), version 1.0. In: Birds of the World (S. M. Billerman, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.greegr.01>.

- Nores, M., M. M. Cerana y D. A. Serra. 2005. Dispersal of forest birds and trees along the Uruguay River in southern South America. *Diversity and distributions*, 11 (3): 205–217.
- Núñez, L. y E. Infante-Rivero. 2019. Composición y abundancia de la avifauna de un bosque seco tropical intervenido del Municipio Mara, Estado Zulia, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 53 (1): 15–37.
- Palmer, G. C. y A. F. Bennett. 2006. Riparian zones provide for distinct bird assemblages in forest mosaics of south-east Australia. *Biological Conservation*, 130: 447–457.
- Peña-Becerril, J. C., A. Monroy-Ata, F. J. Álvarez-Sánchez y M. S. Orozco-Almanza. 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Tip Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 8 (2): 91–98.
- Pettingill, O. S. Jr. 1969. *Ornithology in laboratory and field*. Burgess, Minneapolis, Minnesota.
- Ralph, C. J., S. Droege y J. R. Sauer. 1995. Managing and Monitoring Birds Using Point Counts: Standards and Applications, 161–168 pp. En: C. J. Ralph, J. R. Sauer, y S. Droege, Eds. *Monitoring Bird Populations by Point Counts*, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, General Technical Report PSW-GTR-149.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martín, D. F. DeSante y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Services, U. S. Department of Agriculture, 46 pp.
- Reales, C. F., G. Urich, N. Deshayes, J. J. Medrano, V. G. Alessio, E. J. León y M. A. Quiroga. 2009. Contribución al conocimiento de los gremios tróficos en un ensamble de aves de cultivo del Paraná medio. *Revista FAVE Sección Ciencias Veterinarias*, 8 (1): 57–65.
- Ribeiro, M. D. y T. A. Melo. 2012. Dinâmica Populacional de Garças-Vaqueiras (*Bubulcus ibis*; Ciconiiformes: Ardeidae) no Nordeste do Estado de São Paulo. *Revista Biotécnicas*, 17 (2): 25–32.
- Rosetti, M. A. y A. R. Giraud. 2003. Comunidades de aves de bosques fluviales habitados y no habitados por el hombre en el río Paraná medio, Argentina. *El Hornero*, 18: 89–96.
- Salas-Correa, A. D. y N. Mancera-Rodríguez. 2018. Relaciones entre la diversidad de aves y la estructura de vegetación en cuatro etapas sucesionales de bosque secundario, Antioquia, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 21 (2): 519–529.
- Salgado-Ortiz, J. 1999. Avifauna terrestre del estado de Campeche: riqueza, abundancia y distribución de especies en los principales biomas del estado. Universidad Autónoma de Campeche. Programa de Ecología Aplicada y Manejo de Ambientes Terrestres ecomat. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. H324. México, DF. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfH324.pdf>
- Shahabuddin, G. y R. Kumar. 2006. Influence of anthropogenic disturbance on bird communities in a tropical dry forest: role of vegetation structure. *Animal conservation*, 9 (4): 404–413.

Skagen, S. K., C. P. Melcher, W. H. Howe y F. L. Knopf. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology*, 12 (4): 896–909.

Torres-Pineda, P., C. M. Rodríguez-Peña, O. Lasso-Alcalá y A. Marmolejo. 2019. Estructura poblacional del pez endémico *Limia zonata* (Cyprinodontiformes: Poeciliinae) en el río Maimón, República Dominicana. *Novitates Caribaea*, 13: 22–38. <https://doi.org/10.33800/nc.v0i13.190>

Cómo citar: Almonte-Espinosa, H. (2022). Estructura y composición de un ensamblaje de aves asociadas al río Maimón, República Dominicana. *Novitates Caribaea*, (19), 24–42. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.288>. Artículo científico original.

DIVERSIDAD DE LOS PECES DULCEACUÍCOLAS
EN RESBALADERO, HOLGUÍN, CUBA

Diversity of freshwater fishes in Resbaladero, Holguin, Cuba

Enrique Reynaldo de la Cruz^{a*}, David F. Hernández Marrero^b,
Jacobó Urbino Rodríguez^c y Roberto Ayra Cedeño^d

Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales de Holguín. Calle 18 e/1ra y Maceo, Rpto. El Llano. Apartado Postal 80100. Holguín, Cuba. ^aorcid.org/0000-0003-3790-9843; ^borcid.org/0000-0001-6963-3875, david@cisat.cu; ^corcid.org/0000-0001-6519-8394, jacobou@cisat.cu; ^dorcid.org/0000-0002-8619-797X, rayrac49@gmail.com. *Para correspondencia: ereynaldodelacruz@gmail.com

[Recibido: 21 de julio, 2021. Aprobado para publicación: 10 de noviembre, 2021]

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar la diversidad de los peces dulceacuícolas en diferentes épocas del año en Resbaladero, Holguín, Cuba. Nueve especies fueron registradas en ambos periodos del año, ubicados en tres órdenes, seis familias y ocho géneros. Las especies que presentaron las mayores densidades en ambas épocas del año fueron *Girardinus denticulatus* (9.85 y 5.34 ind/m²) y *Gambusia puniculata* (9.36 y 6.17 ind/m²), densidades correspondientes a las épocas de seca y lluvia. El sitio con la mayor riqueza de especies en ambos periodos fue presa de Colorado con siete especies en seca y seis en lluvia. A diferencia de pozo Urbano Pérez con una sola especie en ambos periodos del año. En relación a la equitatividad en ambas épocas, los sitios con los mayores valores fueron arroyo Claro Bajo 2 y arroyo Claro Bajo. La dominancia ecológica fue mayor en ambas épocas del año en pozo Urbanos Pérez. Presa Colorado fue el sitio de mayor diversidad en ambos periodos, con valores de 1.17 y 1.44, respectivamente. Presa Colorado fue el lugar que presentó menos intercambio de especies con el resto de los sitios, siendo significativo en la época de seca con pozo Los Ninos (1.0) y época de lluvia con arroyo Claro Bajo (0.75). Se estableció que las comunidades ictiológicas en Resbaladero están estructuradas por el remplazamiento entre especies. El análisis de similitud permitió conformar tres grandes grupos en época de seca y dos en lluvia. Las especies que más contribuyeron en la disimilitud fueron *Girardinus denticulatus*, *G. puniculata* y *G. punctata*.

Palabras clave: ecosistemas, índices ecológicos, periodos del año.

ABSTRACT

The objective of this study was to determine the diversity of freshwater fish at different times of the year in Resbaladero, Holguin, Cuba. Nine species were recorded in both periods of the year, located in three orders, six families and eight genera. The species with the highest densities at both times of the year are *Girardinus denticulatus* (9.85 and 5.34 ind/m²) and *Gambusia puniculata* (9.36 and 6.17 ind/m²), densities corresponding to the dry and rainy season.



The site with the highest species richness in both periods was Colorado dam with seven species in dry and six in rainy. Unlike the Urbano Pérez water well with only one species in both periods of the year. In relation to fairness in both periods, the sites with the highest values were Claro Bajo 2 stream and Claro Bajo stream. Colorado dawn was the site with the greatest diversity in both periods, with values of 1.17 and 1.44, respectively. Colorado dam was the place that presented the least number of replacements among species in the dry season with the Los Ninos (1.0) water well and in the rainy season with the Claro Bajo stream (0.75). The gamma diversity allowed to establish that the replacement between species predominates in this set of communities. The similarity analysis made it possible to form three large groups in the dry season and two in the rainy season. The species that contributed the most to the dissimilarity were *G. denticulatus*, *G. punctulata* and *G. punctata*.

Keywords: ecosystems, ecological indices, periods of the year.

INTRODUCCIÓN

En Cuba se han identificado 57 especies de peces dulceacuícolas. De ellas, 30 se clasifican como estrictas de agua dulce y 23 endémicas (Ponce de León *et al.*, 2014). Para la provincia de Holguín se reportan 25 especies, comprendidas en la clase Actinopterygii, ubicadas en ocho órdenes, 13 familias y 20 géneros, para un 36 % de endemismo; 11 estrictamente de agua dulce. La familia Poeciliidae es la de mayor riqueza. Los géneros mejor representados son *Gambusia*, *Girardinus* y *Nandopsis* (Vega *et al.*, 2017).

Las principal problemática que atenta contra la conservación de las especies ícticas dulceacuícolas en Cuba es la acción sinérgica de múltiples estresores: contaminación, represamiento, reducción de nutrientes, degradación de los hábitats, cambio climático, sobrepesca, etc. Estos factores provocan la disminución de los peces en Cuba. Representando un peligro mayor la introducción de especies de peces exóticos en reservorios naturales, ocasionando en la fauna autóctona la extinción y deterioro de su hábitat (Quammen, 1996), constituyendo la principal problemática en Cuba cuyo efecto no está bien documentado aún (Ponce de León *et al.*, 2014; Reynaldo *et al.*, 2016, 2021; Vega *et al.*, 2017). Además del desconocimiento generalizado de su historia de vida (Ponce de León y Rodríguez, 2010).

En la provincia de Holguín, las especies exóticas con mayor distribución son *Poecilia reticulata*, *Oreochromis aureus*, *Ctenopharyngodon idella* y *Clarias gariepinus* (Reynaldo *et al.*, 2016, 2021; Vega *et al.*, 2017). En Cuba, se desconoce en su mayoría el estado de conservación de las poblaciones de los peces dulceacuícolas (Ponce de León y Rodríguez, 2010). La contribución al conocimiento de la ictiofauna dulceacuícola de Resbaladero se encuentra limitada a observaciones puntuales. Además de la diversidad ictiológica y su variabilidad en diferentes épocas del año.

OBJETIVOS

- Determinar la diversidad y similitud de los peces dulceacuícolas en diferentes épocas del año en Resbaladero, Holguín, Cuba.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se enmarca desde Presa Colorado (N 20° 59' 45.4"; W 076° 08' 07.0") hasta arroyo Claro Bajo 2 (N 20° 59' 31.8"; W 076° 10' 20.5"), (Fig. 1). Los muestreos se realizaron en dos épocas del año 2019 (seca y lluvia). El área de trabajo comprendió casi toda la totalidad de Resbaladero, localizado en el municipio de Rafael Freyre, en la provincia de Holguín. Se seleccionaron seis sitios de muestreo (Fig. 1; Tabla I). Cada estación fue georeferenciada con Sistema de Posicionamiento Global, GPS (Garmin 12XL). Los organismos capturados se preservaron en pomos con etanol al 90 % y en formol al 10 %, a 4 °C, identificados posteriormente según: Ponce de León y Rodríguez (2010) y Vega *et al.* (2017).

Diseño de muestreo. Las estaciones fueron seleccionadas siguiendo las dimensiones de sus caudales y la confluencia de los mismos. Se realizó un muestreo puntual, dentro de cada reservorio de agua, empleando un jamo de 3 mm de luz de malla (45 x 50 x 180 mm) para los peces de menor tamaño y una red de 2 m de longitud y 1 m de cuerpo con lastre inferior para los peces de mayor talla en los meses de febrero y septiembre del 2019. Para homogenizar la fuerza de muestreo se hizo 10 lances con cada arte de pesca.

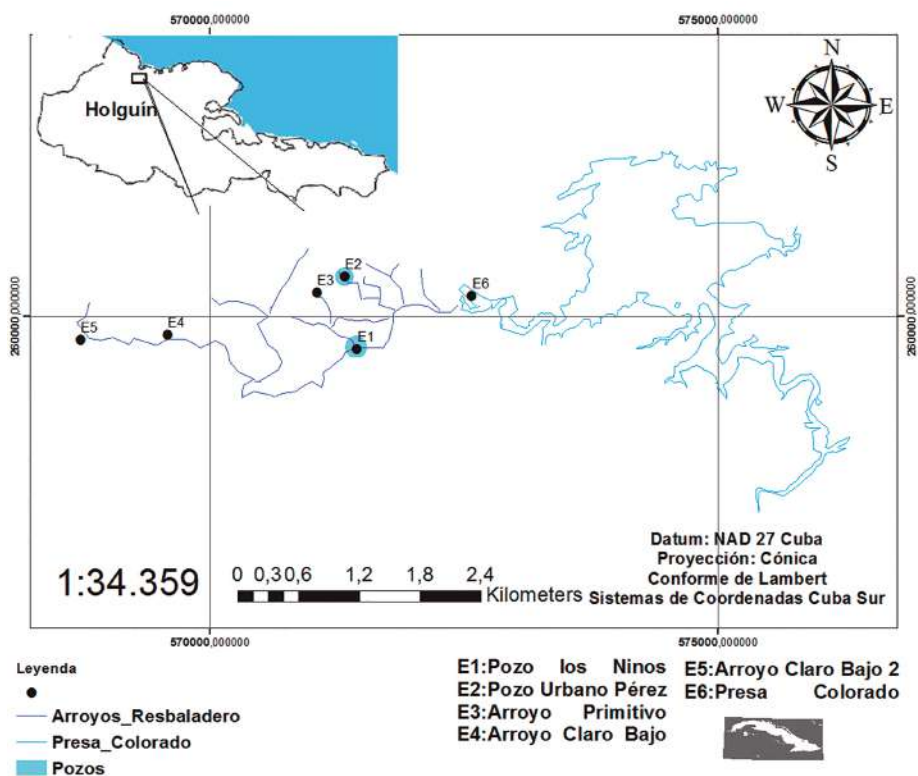


Figura 1. Ubicación geográfica de las comunidades ictiológicas en Resbaladero, Holguín, Cuba.

Tabla I. Localidades de muestreos y coordenadas geográficas

Localidades	Estaciones	Latitud (gg mm ss)	Longitud (gg mm ss)
Pozo los Ninos	E1	20° 53' 21.6"	076° 16' 31.4"
Pozo Urbano Pérez	E2	20° 53' 31.6"	076° 10' 39.4"
Arroyo Primitivo	E3	20° 59' 46.7"	076° 08' 59.7"
Arroyo Claro Bajo	E4	20° 59' 33.3"	076° 09' 50.8"
Arroyo Claro Bajo 2	E5	20° 59' 31.8"	076° 10' 20.5"
Presa Colorado	E6	20° 59' 45.4"	076° 08' 07.0"

Análisis de los datos. Se determinó la abundancia numérica de cada especie (ind. /m²), para el análisis de la estructura de las comunidades ictiológicas, contando número de individuos capturados por especies para un transecto de 1 m². Se estimó la riqueza de especies ictiológicas (S) se estableció contando el número de especies por sitio. La equitatividad se estimó por Equidad de Pielou, índice que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1.0 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988). La dominancia de las especies se determinó por el índice de dominancia-D (Magurran, 1988). Se estableció la diversidad a nivel de comunidad con el índice de diversidad de Shannon (Moreno, 2001).

La diversidad beta fue determinada por el índice de Whittaker, (1972) este índice establece la diversidad entre hábitats y el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales. La diversidad Gamma se obtuvo siguiendo los criterios, Diversidad gamma = alfa promedio + beta, a partir de la riqueza de especies (Landen, 1996):

$$\text{Beta} = \sum_j q_j(ST - S_j) \dots\dots(1)$$

donde:

Beta = Diversidad Beta

q_j = peso proporcional de la comunidad *j*, basado en su área o cualquier otra medida de importancia relativa.

ST = Número total de especies registradas en el conjunto de comunidades.

S_j = Número de especies registradas en la comunidad *j*.

Se comparó los índices ecológicos, a partir de la prueba de permutación de diversidad con 999 replazamientos (Harper, 1999). En todos los análisis de diversidad se realizó el procesamiento de Bootstrap N = 10 000, tipo centrado, intervalo de confianza del 95 %.

Se empleó un análisis de agrupamiento para representar las asociaciones de peces utilizando como medida de similitud el índice de Bray-Curtis. Este análisis constituye uno de los modelos más utilizados para cuantificar la semejanza entre comunidades a partir de datos cuantitativos.

Para determinar las diferencias estadísticas entre los agrupamientos (40 % de similitud), se realizó un análisis de similaridades (ANOSIM) empleando 10 000 permutaciones y una prueba SIMPER para establecer la contribución de la abundancia de las especies que más influyeron en la disimilitud entre los grupos (Clarke, 1993). El programa utilizado fue Past. 4.06b (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Densidades en diferentes épocas del año. Se determinó un total de nueve especies en ambos periodos del año, ubicados en tres órdenes, seis familias y ocho géneros. Del total de especies, tres son endémicas y autóctonas respectivamente y el resto constituye especies introducidas. Las especies que presentaron las mayores densidades en ambas épocas del año en el área de estudio fueron *Girardinus denticulatus* (9.85 ind/m², lluvia) y (5.34 ind/m², seca) y *Gambusia punctulata*, 9.36 y 6.17 ind/m² en ambos periodos del año respectivamente. La especie con mayores densidades en el periodo de seca en relación con la época de lluvia es *G. punctata*, especie endémica de Cuba, 2.47 y 1.34 ind/m² respectivamente. *Ctenopharyngodon idella*, pez invasor, fue la especie con menor densidad, 0.3 ind/m² en época de seca, no reportándose en la de lluvia, al igual que *O. aureus* con densidad de (0.83 y 1.24 ind/m²) en ambos periodos del año (Fig. 2).

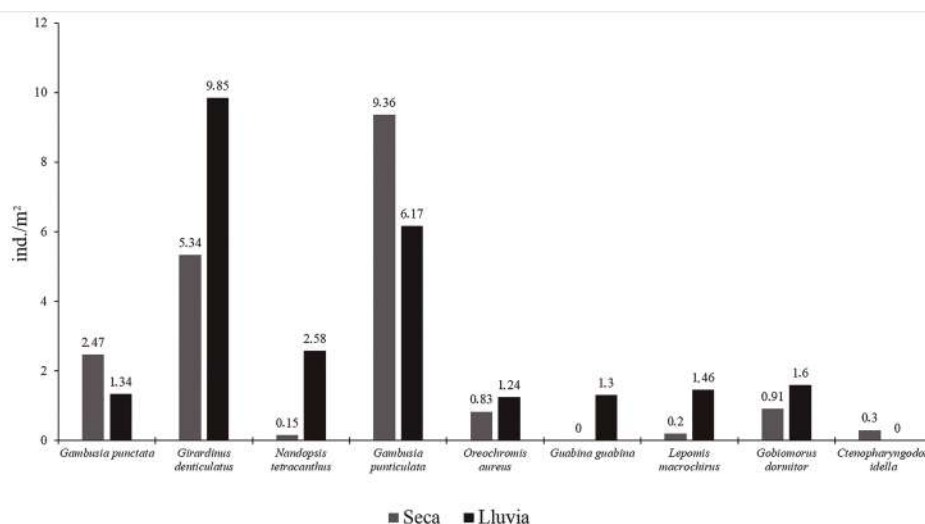


Figura 2. Densidad de las especies en diferentes épocas del año.

Análisis de los índices ecológicos. El sitio con la mayor riqueza de especies en ambos periodos del año fue presa de Colorado, con siete especies en el periodo de seca y seis en lluvia; a diferencia de pozo Urbano Pérez, con una sola especie en ambos periodos del año: *G. denticulatus* con densidades en época de seca 4.30 ind/m² y lluvia 9.85 ind/m² respectivamente. Al igual que pozo los Niños y arroyo Primitivo, que presentaron una sola especie en el periodo de seca: *G. punctata* (2.24 ind/m²) y *G. denticulatus* (1.04 ind/m²), respectivamente, ambas especies endémicas de Cuba. Destacando que las dos últimas especies mencionadas no fueron registradas en la época de lluvia en los sitios donde se reportaron en el periodo de seca. Para la riqueza de especies, se encontró diferencias estadísticas significativas durante el periodo de seca, entre pozo Los Niños y arroyo Primitivo ($p = 0.0001$) y en ambos periodos del año entre presa Colorado y pozo Urbano Pérez ($p = 0.0001$), (Fig. 3).

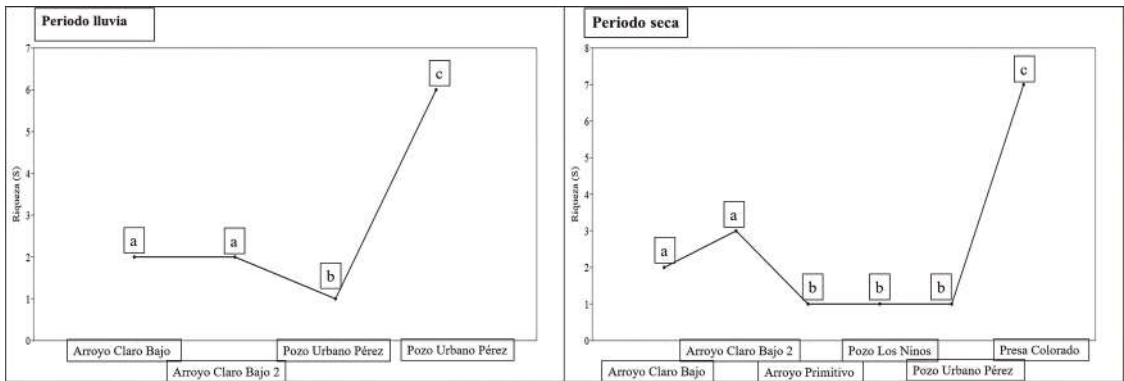


Figura 3. Riqueza de especies entre sitios en diferentes épocas del año. Letras diferentes entre grupos significan diferencias estadísticas a partir de la prueba Permutación de Diversidad para 999 remplazamientos.

En relación a la equitatividad para el período de seca, los sitios con los mayores valores fueron arroyo Claro Bajo 2 (0.69) y arroyo Claro Bajo (0.58). Las especies que influyeron en estos valores de igualdad ecológica en ambos sitios fueron *G. punctata* y *G. denticulatus*, además de *Nandopsis tetracanthus* presente en arroyo Claro Bajo 2, especies con abundancias similares. A diferencia de los pozos Urbanos Pérez, Los Niños y arroyo Primitivo que no presentaron equitatividad. Para la época de lluvia, arroyo Claro bajo (0.93), arroyo Claro Bajo 2 (0.80) y presa Colorado (0.80), constituyen los sitios de mayor equitatividad ecológica. A diferencia de pozo Urbano Pérez que no presentó equidad (Fig. 4).

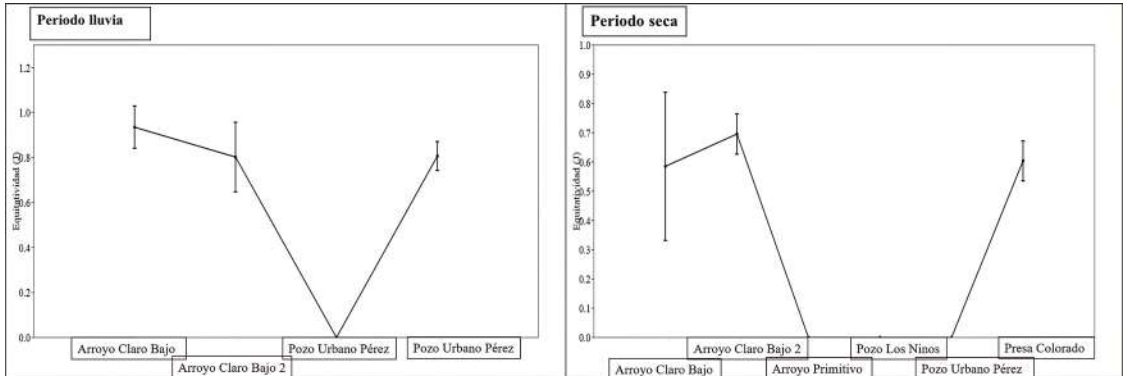


Figura 4. Equitatividad (J) de especies entre sitios en diferentes épocas del año.

La dominancia ecológica fue mayor en el periodo de seca en los sitios: arroyo Primitivo, pozos Los Niños y Urbanos Pérez, este último en ambos periodos del año, cada sitio con valores de uno respectivamente. A diferencia de presa Colorado, que presentó los más bajos valores en ambas épocas del año, 0.4 y 0.28 respectivamente para seca y lluvia, al igual que arroyo Claro Bajo 2 en la época de poca lluvia (0.50). Las principales diferencias estadísticas fueron encontradas en el periodo de seca entre arroyo Claro Bajo 2 con arroyo Primitivo; pozo los Niños y Urbano Pérez. Además de presa Colorado con los sitios de mayor abundancia ($p = 0.0001$). En la época de lluvia destacó presa Colorado y arroyo Claro Bajo con pozo Urbano Pérez ($p = 0.0001$) con las mayores diferencias estadísticas (Fig. 5).

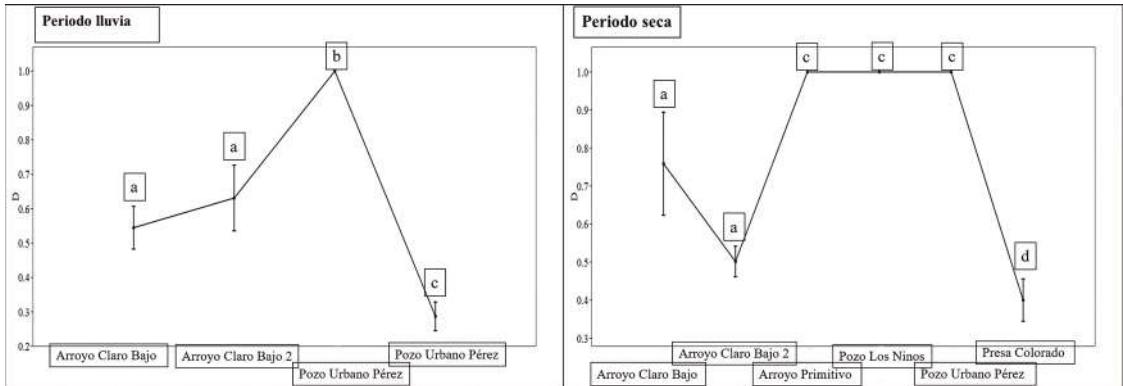


Figura 5. Dominancia (D) de especies entre sitios en diferentes épocas del año. Letras diferentes entre grupos significan diferencias estadísticas a partir de la prueba Permutación de Diversidad para 999 replazamientos.

Presa Colorado fue el sitio de mayor diversidad ictiológica en el periodo poco lluvioso (1.17). Seguido de arroyo Clara Bajo (0.76). La diversidad fue extremadamente baja en pozos los Niños, Urbano Pérez y arroyo Primitivo. En el periodo lluvioso coincidió presa Colorado como el sitio de mayor diversidad (1.44), seguido de arroyo Claro Bajo (0.64) y arroyo Claro Bajo 2 (0.55), (Fig. 6).

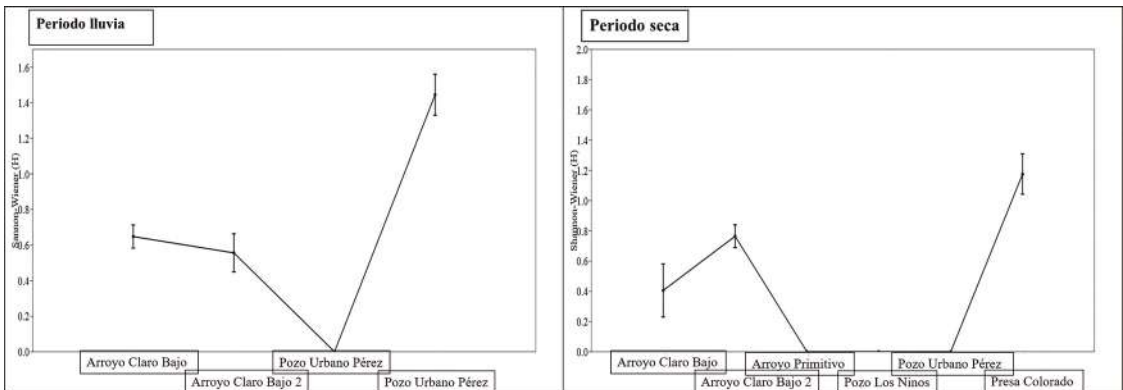


Figura 6. Diversidad de Shannon (H) de especies entre sitios en diferentes épocas del año.

Diversidad Beta. Se obtuvo un valor de replazamiento entre las comunidades de peces dulceacuícolas de 2.6 para la época de seca. Las comunidades ictiológicas que no presentaron intercambio ictiológico fueron pozo Los Niños con presa Colorado; arroyo Primitivo y pozo Urbano Pérez (1.0) respectivamente entre cada par de sitios. Presa Colorado también presentó bajos índices de replazamiento con el resto de los sitios, destacando con arroyo Claro Bajo 2 (0.80) y arroyo Claro Bajo (0.77). Encontrando los mayores replazamientos de especies entre los arroyos Claro Bajo y Claro Bajo 2 (0.2). Además de arroyo Claro Bajo con arroyo Primitivo, pozos los Niños y Urbano Pérez con un valor de 0.33 respectivamente para cada sitio (Tabla II).

En la época de lluvia se obtuvo un índice de remplazamiento de 1.55 entre las comunidades ictiológicas, encontrando los más bajos remplazamientos entre presa Colorado con los arroyos Claro Bajo y Claro Bajo 2, valores de 0.75 respectivamente entre cada sitio. Las comunidades que compartieron mayor número de especies en esta época del año fueron arroyo Claro Bajo y arroyo Claro Bajo 2 con pozo Urbano Pérez (0.33), respectivamente para cada par de sitios (Tabla III).

Tabla II. Diversidad Beta de las comunidades ictiológicas en época de seca

Localidades	Arroyo Claro Bajo	Arroyo Claro Bajo2	Arroyo Primitivo	Pozo los Ninos	Pozo Urbano Pérez	Presa Colorado
Arroyo Claro Bajo	0	0.2	0.33	0.33	0.33	0.77
Arroyo Claro Bajo 2	0.2	0	0.5	0.5	0.5	0.8
Arroyo Primitivo	0.33	0.5	0	1	0	0.75
Pozo los Ninos	0.33	0.5	1	0	1	1
Pozo Urbano Pérez	0.33	0.5	0	1	0	0.75
Presa Colorado	0.77	0.8	0.75	1	0.75	0

Tabla III. Diversidad Beta de las comunidades ictiológicas en época de lluvia

Localidades	Arroyo Claro Bajo	Arroyo Claro Bajo2	Pozo Urbano Pérez	Presa Colorado
Arroyo Claro Bajo	0	0	0.33	0.75
Arroyo Claro Bajo 2	0	0	0.33	0.75
Pozo Urbano Pérez	0.33	0.33	0	0.71
Presa Colorado	0.75	0.75	0.71	0

Diversidad Gamma. En la época de seca se obtuvo una diversidad gamma igual a 7.37. La diversidad alfa comprendió el 34.01 % y la diversidad beta el 65.98 % de la diversidad gamma del paisaje. Para el periodo lluvioso se estableció una diversidad gamma de 6.89, comprendiendo la diversidad alfa el 39.91 % y diversidad beta el 60.08 % de las diversidades del conjunto de comunidades (Fig. 7).

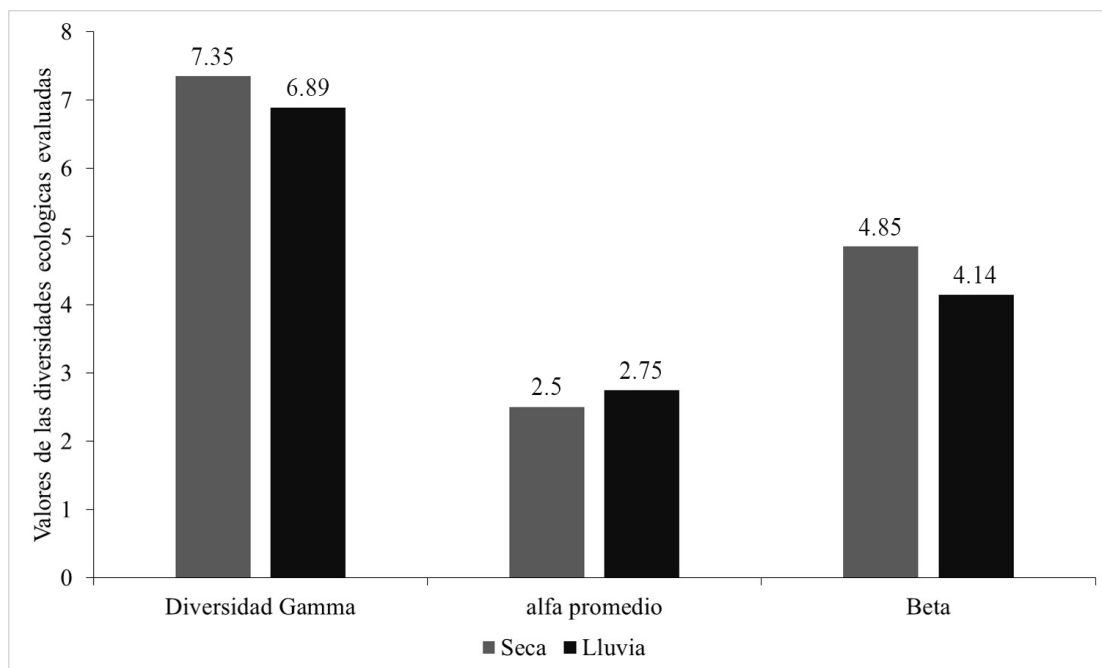


Figura 7. Diversidad gamma entre épocas del año.

Análisis de Similitud Ictiológica. Se obtuvieron tres grandes grupos en el periodo de seca a un 40 % de similitud, para un 97 % de correlación cofenética. El grupo I conformado por presa Colorado con un 100 % de confiabilidad y presentando el más bajo porcentaje de similitud con pozo Los Ninos (0 %) y arroyo Claro Bajo 2 (29 %). El grupo II constituido por la mayoría de los sitios para un 65 % de robustez. Obteniéndose dentro de este grupo las mayores similitudes entre arroyo Primitivo con arroyo Claro Bajo 2 (87.6 %) y arroyo Claro Bajo 2 con pozo Los Ninos (79 %). El tercer grupo lo constituyó arroyo Claro Bajo 2, para un nivel de confiabilidad del 65 % y 39 % de similitud con los sitios del grupo II (Fig. 8).

Los tres grupos conformados en el periodo de seca en el análisis de similitud presentaron diferencias estadísticas con una fuerza de los factores sobre las muestras $R = 0.20$ y un nivel de significación $p = 0.0131$. Siendo significativas entre grupo I con grupo II ($R = 0.42$ y $p = 0.0013$) y grupo I con grupo III ($R = 0.37$ y $p = 0.011$). No se encontró diferencias entre grupo II con el grupo III (Fig. 8).

Para la época de lluvia se obtuvieron dos grandes grupos a un 45 % de similitud, para un 97 % correlación cofenética. El grupo I, conformado por arroyo Claro Bajo, para un 100 % de robustez en la distribución de similitudes del dendrograma. Presentando arroyo Claro bajo la mayor similitud con arroyo Claro Bajo 2, 87.1 %, y la menor similitud con presa Colorado 41.8 %. El grupo II está conformado por el resto de los sitios con un nivel de confiabilidad del 95 %. Se obtuvieron las mayores similitudes entre pozo Urbano Pérez y presa Colorado 84 %. Se obtuvo diferencias estadísticamente significativas entre los dos grupos estructurados en el dendrograma de similitud, en el periodo de lluvia con una fuerza de los factores sobre las muestras $R = 0.41$ y nivel de significación $p = 0.0022$ (Fig. 8).

Las especies que más contribuyeron en la disimilitud entre los tres grupos formados en el dendrograma de similitud para la época de seca fueron: *G. denticulatus* (30.39 %), *G. punctulata* (13.61 %) y *G. punctata* (11.46 %). A diferencia de *L. macrochirus* (0.28 %) y *C. idella* (0.14 %) como las especies que menos contribuyeron a la disimilitud (Tabla IV). Para el periodo de lluvia, las especies que más contribuyen en la disimilitud son: *G. punctulata* (13.71 %), *G. punctata* (9.38 %) y *G. denticulatus* (6.22 %). Presentando una menor contribución en esta época del año la especie *L. macrochirus* (0.85 %), (Tabla V).

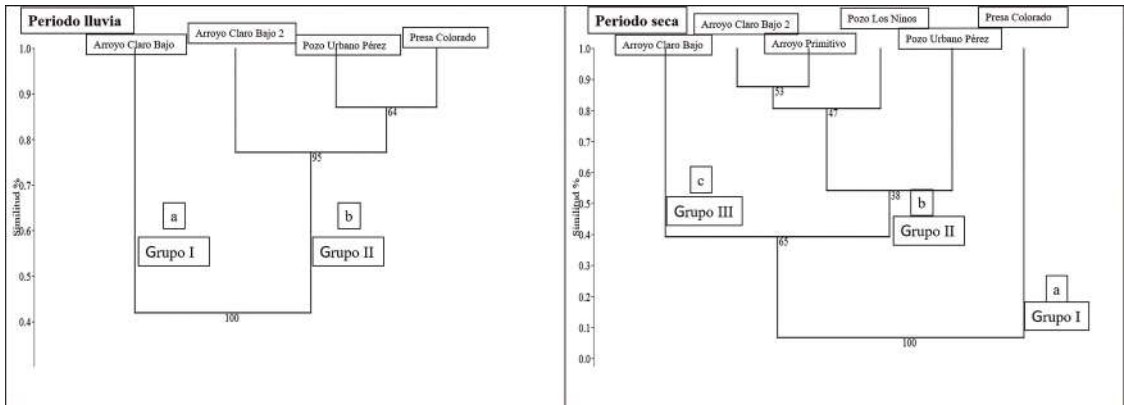


Figura 8. Dendrograma de similitud (%) de los sitios de muestreo para cada época del año, a partir de la abundancia de las especies de peces. Correlación cofenética = 0.97 en ambos periodos. Letras diferentes entre grupos significan diferencias estadísticas a partir de la prueba ANOSIM. Época de lluvia la fuerza de los factores sobre las muestras, $R = 0.41$ y nivel de significación $p = 0.0022$. Época de seca la fuerza de los factores sobre las muestras, $R = 0.20$ y nivel de significación $p = 0.0131$.

Tabla IV. Especies que más contribuyeron en la disimilitud entre los grupos formados en el análisis de similitud por el índice de Bray-Curtis en el periodo de seca. Promedio de disimilitud general 59.83

Especies	Promedio de disimilitud	Contribución (%)	Acumulación (%)
<i>Girardinus denticulatus</i>	30.39	50.8	50.8
<i>Gambusia punctulata</i>	13.61	22.74	73.54
<i>Gambusia punctata</i>	11.46	19.16	92.7
<i>Guavina guavina</i>	1.82	3.04	95.75
<i>Gobiomorus dormitor</i>	0.98	1.64	97.39
<i>Nandopsis tetracanthus</i>	0.57	0.96	98.36
<i>Oreochromis aureus</i>	0.56	0.93	99.3
<i>Lepomis macrochirus</i>	0.28	0.46	99.77
<i>Tenopharyngodon idella</i>	0.14	0.23	100

Tabla V. Especies que más contribuyeron en la disimilitud entre los grupos formados en el análisis de similitud por el índice de Bray-Curtis en el periodo de lluvia. Promedio de disimilitud general 38.75

Especies	Promedio de disimilitud	Contribución (%)	Acumulación (%)
<i>Gambusia puncticulata</i>	13.71	35.38	35.38
<i>Gambusia punctata</i>	9.38	24.23	59.61
<i>Girardinus denticulatus</i>	6.22	16.07	75.68
<i>Gobiomorus dormitor</i>	3.64	9.39	85.07
<i>Oreochromis aureus</i>	2.78	7.18	92.26
<i>Nandopsis tetracanthus</i>	2.14	5.52	97.79
<i>Lepomis macrochirus</i>	0.85	2.21	100

DISCUSIÓN

Densidades en diferentes épocas del año. El total especies encontradas en el presente estudio representan el 15 % de las 57 reportadas para Cuba (Ponce de León *et al.*, 2014). En relación a la provincia de Holguín constituyen un 36 % de las 25 especies reportadas (Vega *et al.*, 2017). El endemismo ictiológico en Resbaladero es extremadamente bajo. Al ser reportadas solamente tres especies endémicas, estas representan un 13 % de las 23 encontradas en Cuba y un 33 % para las nueve especies registradas en Holguín (Ponce de León *et al.*, 2014; Vega *et al.*, 2017). Es importante destacar la pérdida de especies endémicas en esta región. Vega *et al.* (2017) reportaron la ausencia de *G. metallicus* de los arroyos de esta localidad, anteriormente abundante en todos ellos. Además de *Limia vittata* especie encontrada en el 2015 en presa Colorado (Vega *et al.*, 2017).

La especie *Gambusia punctata* es endémica, con amplia distribución en todos los arroyos y reservorios de aguas en Resbaladero. En el presente trabajo se observó una disminución de sus densidades en época de seca (2.47 ind/m²) y lluvia (1.34 ind/m²), encontrándose solamente en pozo Los Niños, arroyo Claro Bajo y arroyo Claro Bajo 2.

Se encontró un total de tres especies introducidas, representando un 15 % del total registradas para Cuba (Ponce de León *et al.*, 2014). Encontrando un nuevo registro de especie introducida, *Lepomis macrochirus* (pez sol) en presa Colorado. Es importante resaltar que no se logró la captura de *Claria gariepinus* en los sitios estudiados. Especie de amplia distribución en Cuba (Ponce de León *et al.*, 2014), la misma capturada en elevadas cantidades por pescadores en presa Colorado, no así a partir del año 2019, producto a la muerte masiva de las mismas por causas desconocidas (Reynaldo y Hernández, 2019).

La especie *Girardinus denticulatus* es la que presenta las mayores densidades en ambos periodos del año y la de más amplia distribución. En el periodo de seca estuvo presente en cinco sitios y en lluvia en cuatro puntos de muestreo. Este resultado indica que esta especie cuenta con las mejores estrategias de adaptación en el área de estudio. Esta especie es endémica de Cuba, con distribución restringida solo a los macizos montañosos del centro y de Oriente. Se encuentra en zonas poco profundas de arroyos y ríos limpios, donde la corriente no es muy fuerte.

Forma grupos grandes y se alimenta preferiblemente de algas y detrito, incluyendo invertebrados. Generalmente, convive con *G. punctata* (Ponce de León y Rodríguez, 2010). Ambas especies fueron detectadas conviviendo juntas en arroyo Claro y arroyo Claro Bajo 2 (Reynaldo y Hernández, 2019).

La especie *Gambusia pumtilulata* es la segunda con mayores densidades en ambas épocas del año y con una distribución restringida, registrada únicamente en presa Colorado. Es una especie antillana muy abundante en la mayoría de los cuerpos de agua cubanos, capaz de tolerar elevadas concentraciones de sales y contaminación. Se alimenta, principalmente, de insectos y larvas (Fong *et al.*, 1997), aunque también incluye material vegetal en su dieta (Poey, 1854). Es muy abundante en estuarios y zonas cercanas al mar, además en zanjas albañales y en ríos eutrofizados (Ponce de León y Rodríguez, 2010).

Las especies que presentaron las densidades más bajas fueron: *C. idella* (0.3 ind/m²) en época de seca, no registrada en el periodo de lluvia, y *O. aureus*, con densidad de 0.83 y 1.24 ind/m² en periodos de seca y lluvia, respectivamente. Ambas especies fueron detectadas únicamente en presa Colorado y constituyen especies exóticas invasoras. Las especies exóticas son aquellas que el hombre ha llevado fuera de su área natural de distribución, por razones económicas o de cualquier otra índole. Generalmente, tienen estrategias ecológicas diferentes a las especies autóctonas, lo que determina su éxito o fracaso adaptativo en diferentes ecosistemas. Interactúan con las especies nativas como depredadores o al establecer relaciones de competencia por los recursos del hábitat, ya sean alimentarios o de otro tipo. Muchas presentan determinadas adaptaciones reproductoras que limitan el éxito de las especies nativas. Algunas pueden ser dañinas, convirtiéndose en verdaderas plagas (Ponce de León y Rodríguez, 2010).

La reducida distribución de ambas especies exóticas en el área de estudio se debe a que constituyen especies que habitan en reservorios de aguas de elevada profundidad y sitios con mayor disponibilidad de alimento. El único lugar que cumple con ambos requisitos es presa de Colorado. Las bajas densidades de las especies en presa Colorado es producto a la pesca intensiva. Margalef (1995) y De Grado (1997) señalan que la práctica de pesca hace disminuir la densidad y diversidad específica de una comunidad dada.

La especie *Oreochromis aureus* es de origen africano que ha sido introducida en diferentes partes del mundo, principalmente en el trópico (Lovshin y Popma, 1995). Las especies exóticas en Cuba se han introducido para su cultivo en embalses, sin embargo, en muchos lugares han escapado de los centros de acuicultura, prosperando en ríos y presas, donde compiten por los recursos con muchas especies autóctonas, dada su resistencia, voracidad y elevada tasa de crecimiento (Rodríguez *et al.*, 1993). En el caso de *L. macrochirus* (Pez sol), constituyen un nuevo registro para la provincia de Holguín. Es un pez introducido desde E.U.A, especie carnívora que altera la distribución y abundancia de los peces nativos, al igual que *C. idella*, de origen asiático (Reynaldo *et al.*, 2016).

Análisis de los índices ecológicos. Conocer la diversidad biológica es uno de los objetivos más importantes de la biología (Serrato *et al.*, 2013). Presa Colorado fue el sitio con la mayor riqueza de especies de peces en ambas épocas del año. Registrando dentro de este lugar todas las especies exóticas invasoras de la región, dos especies en cada periodo respectivamente *O. aureus*, *C. idella* y *L. macrochirus*. Estas especies presentan adaptaciones reproductoras y de alimentación superior a las autóctonas de la región (Ponce de León y Rodríguez, 2010).

Los sitios que presentaron la más baja riqueza de especies fueron pozo los Niños y arroyo Primitivo, con una sola especie en la época de seca y ninguna especie en la de lluvia. La pérdida de especies en la época de lluvia es producto del periodo prolongado de seca. Esto es acentuado por la modificación estructural del hombre en ambos sitios: remoción de los sedimentos del fondo para la mayor retención de agua. Las especies ausentes en ambos sitios son *G. punctata* en los Niños y en arroyo Primitivo *G. denticulatus*.

Pozo Urbano Pérez presentó una sola especie en ambas épocas del año *G. denticulatus*. Especies endémicas de Cuba y de la región Oriental. Las sequías extremas constituyen el principal factor en reducir el número de especies de peces (Dahl, 1960). Sumado a este factor la acción del hombre, específicamente en esta región la construcción de la presa Colorado, la misma bloquea y limita el paso del agua hacia los arroyos y pequeñas escorrentías presentes en Resbaladero.

Las diferencias estadísticas en relación con la riqueza de especies están fuertemente relacionadas al tipo de ecosistema donde se encuentran. La menor riqueza fue encontrada en pozos artesanales, los mismos limitan la movilidad de los peces, además de reforzar la competencia interespecífica, desplazando la especie mejor adaptada al resto de las especies. Esta pudiera ser una de las razones de encontrar solamente una especie por cada pozo muestreado. El resto de los sitios fueron arroyos de pequeño caudal e intermitentes.

En los últimos decenios, la acrecentada influencia de la sequía ha dado lugar a que se le considere como uno de los mayores desastres naturales del mundo, el más frecuente y persistente, de mayores efectos negativos y con impactos adversos reales sobre el medio ambiente. Para Cuba, el impacto negativo de los persistentes y significativos eventos de sequía de corto y largo período acaecidos durante las últimas décadas han afectado significativamente la riqueza de especies dulceacuícolas (Ponvert-Delisle, 2016).

Las mayores equitatividades fueron encontradas en arroyo Claro Bajo 2 y Arroyo Claro Bajo, debido a las abundancias similares de *G. punctata*, *G. denticulatus* y *N. tetracanthus*, especies endémicas de Cuba, las dos últimas con distribución restringida. Es importante destacar que estas especies, a pesar de no estar en alguna categoría de amenaza, sí presentan altas probabilidades de desaparecer de Resbaladero, producto a las sequías extremas y a la acción negativa del hombre sobre sus ecosistemas (Reynaldo y Hernández, 2019).

La equitatividad en comunidades ictiológicas es altamente variable, un estudio realizado mensualmente en tres estaciones, fluctuaron entre 0.00 y 0.85. Este es un comportamiento similar al de la diversidad, es decir, donde se presentaron los valores más altos de diversidad también se presentaron los altos valores de equitatividad y viceversa. Esto manifiesta la igualdad o desigualdad en la distribución de los individuos en la comunidad (Krebs, 1985). En el presente estudio se obtuvieron valores de equidad en el periodo de seca entre 0.00 y 0.69 y lluvia 0.00 y 0.93. Donde se demuestra que en el periodo de lluvia existió una mayor disponibilidad de alimento y áreas a ocupar, lo que permite reducir la competencia entre especies y aumentar la equidad. El clima juega un papel importante en los procesos de dispersión y factores como la cantidad de precipitación y la reproducción, alimentación, crecimiento y temperatura constituyen los principales componentes que enmarcan los ecosistemas dulceacuícolas tropicales (Ramírez y Viña, 1998).

Los peces de agua dulce se adaptan mejor en aguas eutróficas y profundas (Ramírez y Viña, 1998) y sitios con variedad de hábitats, donde se presenta mayor diversidad de especies y menor grado de dominancia (Barrela *et al.*, 1994). Es importante destacar que no coincidieron los mismos sitios de mayor equidad con el de mayor diversidad en el presente trabajo. Para este estudio, arroyo Claro Bajo 2 y arroyo Claro Bajo fueron los sitios con mayor equidad ictiológica en ambas épocas del año y a su vez no fueron los de mayor diversidad.

No se encontró equitatividad en los pozos Primitivo, Urbano Pérez y los Niños, debido a la presencia de una sola especie, este resultado sugiere que estos sitios en el período de seca no son capaces de sostener más de una especie de peces. Las alteraciones de los paisajes por la acción del hombre, trae consecuencias negativas a múltiples escalas, modificando la dinámica ecológica en los sistemas de agua dulce (Wiens *et al.*, 2006). Resbaladero es un área altamente deforestada de forma ilícita, principalmente la vegetación riparia. La vegetación riparia es una fuente primordial de materia orgánica para los arroyos, pequeños reservorios y la ictiofauna (Lourenço *et al.*, 2021).

La mayor dominancia fue obtenida en arroyo Primitivo y pozos los Niños y Urbano Pérez, sitios que presentaron una sola especie en ambos periodos del año caso de pozo Urbano Pérez. A diferencia de arroyo Primitivo y pozo los Niños donde en el mes de lluvia no se encontró ninguna especie ictiológica. Producto a la extrema sequía que se manifestó en el área estudio. Es importante resaltar que las especies registradas en los sitios antes mencionadas son endémicas de Cuba (Ponce de León y Rodríguez, 2010).

Los sitios con las mayores dominancias constituyen reservorios de agua de poco caudal e intermitentes, llegando a quedarse sin agua cuando la ausencia de precipitaciones es extrema. Margalef (1995) menciona que, si existe una especie dominante en número sobre otras en una comunidad, las diversidades son bajas. Existe una relación inversa entre la diversidad específica y la dominancia numérica, resultados similares fueron reportados por Méndez *et al.* (2004), quienes señalan que la presencia de especies dominantes resulta en comunidades de baja diversidad.

Los sitios que presentaron los mayores valores de Dominancia fueron los mismos que presentaron la menor riqueza de especie, Pozo Primitivo, Urbano Pérez y los Niños, ambos con valor de uno. Una característica ecológica posible es el desplazamiento entre especies por los recursos del ecosistema, estableciéndose una sola especie como la dominante con una elevada abundancia (Ponce de León *et al.*, 2014).

Presa Colorado fue el sitio con la menor dominancia registrada en ambos periodos, presentando diferencias estadísticas con el resto de los sitios. El 50 % de las especies de peces registradas en este lugar son exóticas e invasoras. Las mismas pudieran estar desplazando al resto de las especies ictiológicas endémicas de la región hacia sitios con menos recursos de alimento, refugio, movilidad y espacio por individuo, además de las interacciones bióticas entre diferentes especies (Reynaldo *et al.*, 2021).

Las bajas diversidades encontradas en este estudio podrían estar relacionadas con la dominancia numérica, ya que en ambas épocas se presentó una dominancia de diferentes especies en 100 % sobre las otras, obteniéndose las diversidades más bajas para las estaciones. La ictiofauna en su conjunto se acomoda mejor en aguas eutróficas, donde su diversidad y abundancia aumenta (Torres *et al.*, 2006).

La diversidad ictiológica presenta una estrecha relación con el funcionamiento de los ecosistemas, a través de procesos como la productividad y la estabilidad, y por su modificación como resultado de las actividades humanas (Maclaurin y Sterelny, 2008).

Es importante destacar que a pesar de que presa Colorado tiene una mayor diversidad no constituye una prioridad para la conservación, debido a que este sitio presenta abundantes especies exóticas. A diferencia de arroyo Claro Bajo 2, sitio importante para la conservación, por presentar un mayor número de especies endémicas con abundancias equitativas y mayor diversidad (Moreno *et al.*, 2011).

Presa Colorado presentó una diversidad superior en 117 % y 144 % en ambas épocas del año a las obtenidas en arroyo Primitivo y pozos Urbano Pérez y Los Niños. El mayor contraste de la diversidad entre épocas se detectó en el sitio arroyo Claro Bajo 2, en el cual en la época de sequía la diversidad fue superior en 1.38 veces a la diversidad obtenida en lluvia. Otro sitio con marcada diferencia fue presa Colorado, con una diversidad 0.81 superior en la época de lluvia a la registrada en seca.

Estos resultados permiten inferir que arroyo Claro Bajo 2, constituye un sitio de reclutamiento de especies ictiológicas durante la época de seca extrema. Lugar donde el 100 % de las especies registradas fueron endémicas en ambos periodos. Por esta razón, es de notable importancia la conservación de este lugar para mantener la diversidad ictiológica en Resbaladero. Las diferencias entre las diversidades permiten explorar la influencia de los procesos ecológicos y evolutivos en la abundancia de las especies coexistentes. Procesos ecológicos como la tasa de nacimiento, mortalidad, inmigración y emigración intervienen en la abundancia de las especies y actúan bajo la influencia de distintos factores bióticos y abióticos (Begon *et al.*, 2006).

Diversidad Beta. La diversidad beta o diversidad entre hábitats es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972). El valor obtenido en la época de seca fue 1.71 veces superior al obtenido en la época de lluvia. Este resultado nos permite inferir que en el periodo de seca existieron menos recursos de alimento, refugio, movilidad de los peces y espacio por individuo. Propiciando mayores interacciones bióticas entre diferentes especies, dando como resultado mayor reemplazamiento (Reynaldo *et al.*, 2021). Los sitios con los mayores intercambios en época de seca fueron: arroyo Claro Bajo con arroyo Claro Bajo 2; además de arroyo Claro Bajo con arroyo Primitivo. Estos sitios mantuvieron una pequeña conectividad del agua en la época de pocas precipitaciones. A diferencia de pozo Los Niños con presa Colorado, arroyo Primitivo y pozo Urbano que no existió intercambio de especies.

En la época de lluvia coincidió presa Colorado como el sitio que menos especies compartió, principalmente con arroyos Claro Bajo y Claro Bajo 2, producto de la barrera de contención del agua de la presa que limita la movilidad de las especies de peces entre un lugar a otro. A diferencia de pozo Urbano Pérez, que compartió la especie *G. denticulatus* con los arroyos antes mencionados. Estos sitios presentan una comunicación entre ellos cuando ocurren fuertes precipitaciones. Las especies más compartidas entre sitios para ambas épocas del año son: *G. punctata* y *G. denticulatus*. Indicando que ambas especies presentan como estrategia ecológica el reemplazamiento entre diferentes estaciones, este comportamiento coincide con el reportado por Ponce de León y Rodríguez (2010).

Diversidad Gamma. La diversidad gamma constituye una aplicación poderosa para analizar la participación de sus componentes de medida de las diversidades alfa y beta. Si la medición de la diversidad alfa ha sido sumamente compleja, la base conceptual y metodológica del componente beta lo es aún más (Tuomisto, 2010). Las diversidades gammas registradas en el área de estudio tuvieron un mayor aporte de la diversidad beta en ambos periodos del año. Siendo 1.09 veces mayor en seca con respecto al periodo lluvioso. Este resultado indica que las comunidades ictiológicas presentes en Resbaladero están ecológicamente estructuradas por el grado de diferenciación entre las especies o el grado de remplazamiento entre especies a través del gradiente ambiental (Moreno, 2001).

Jost (2010) estableció que la estimación de la diversidad gamma en una región constituye el aporte teórico más importante en la medición de la diversidad desde que Whittaker introdujo el concepto de la diversidad beta (Ellison, 2010). La diversidad gamma establece la diversidad regional, y de ella se puede derivar análisis que puedan ayudar a la conservación efectiva de dicha diversidad (Jost *et al.*, 2010).

Análisis de Similitud Ictiológica. En la época de seca se obtuvieron tres grandes grupos, constituido el grupo II con el mayor número de sitios y a su vez con las mayores similitudes ictiológicas. A diferencia del grupo I y III, constituidos por un solo grupo cada uno y con menores similitudes. Las especies que más contribuyeron en la disimilitud fueron: *G. denticulatus*, *G. punctulata* y *G. punctata*, especies de la familia Poeciliidae. *Girardinus denticulatus* ha sido mencionada anteriormente como una especie que contribuyó en un mayor porcentaje de disimilitud en las comunidades ictiológicas de los ríos del municipio Gibara (Reynaldo *et al.*, 2021). *Gambusia punctulata* y *G. punctata* constituyen especies con una distribución amplia en el municipio de Gibara (Reynaldo *et al.*, 2016). Además, son especies muy bien establecidas en Cuba (Ponce de León, 2011).

Las diferencias estadísticas encontradas entre los grupos del dendrograma en época de seca pueden estar determinados por las características físicas y ecológicas de cada sitio. Grupo I constituido por presa Colorado, sitio artificial y con un elevado volumen de agua; grupo III formado por arroyo Claro Bajo, único lugar con agua en ambos periodos del año con un volumen de agua intermedio, y el grupo II conformado por el resto de los sitios que presentan una limitada capacidad de retención de agua y son intermitentes en el periodo de seca.

En el periodo de lluvia se obtuvieron dos grandes grupos. El primero formado por arroyo Claro Bajo y grupo II por el resto de los sitios estudiados en esa época del año. Presentando este último las mayores similitudes ictiológicas. Las especies que más influyeron en la disimilitud fueron las mismas especies registradas en la época de seca. Las diferencias estadísticas entre ambos grupos pueden ser inferidas de las características antes mencionadas en la época de seca.

CONCLUSIÓN

Se registró un total de nueve especies ictiológicas en Resbaladero, presentando presa Colorado el valor más alto de riqueza y de diversidad. Arroyo Claro Bajo presentó la mayor equitatividad en la época de seca y arroyo Claro Bajo 2 en la época de lluvia. Se obtuvieron tres grupos de similitud en el periodo de seca y dos en lluvia, contribuyendo en un porcentaje mayor de disimilitud las especies *G. denticulatus*, *G. punctulata* y *G. punctata* en ambos periodos.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó gracias al aporte del proyecto de investigación (Disminución de la vulnerabilidad de una comunidad rural y sus ecosistemas ante la variabilidad climática en la localidad de Resbaladero, Rafael Freyre, Holguín, Cuba. Etapa II). Este proyecto pertenece al Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales de Holguín.



LITERATURA CITADA

- Barrela, W., C. Beaumord y M. Petreire. 1994. Comparación de la comunidad de peces de los ríos Manso (MT) y Jacaré Pepira (Sp), Brasil. *Acta Biológica Venezolana*, 15 (2): 11–20.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*, Cuarta edición. Blackwell, Oxford, 738 pp.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117–143.
- Dahl, G. 1960. Los peces de los ríos colombianos. El estudio y la defensa de una gran riqueza natural, Bogotá. *Revista Nacional de Agricultura*, 1: 22–24.
- De Grado, A. 1997. Estudio de la ictiofauna de Ensenada Grande del Obispo (Laguna Grande), Estado Sucre, Venezuela. Trabajo de Grado de Maestría en Biología Pesquera, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 45 pp.
- Ellison, A. M. 2010. Partitioning diversity. *Ecology*, 91: 1962–1963.
- Fong, A. G., G. G. Garcés y E. F. Portuondo. 1997. Invertebrados en la alimentación de *Gambusia punctata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) en aguas marinas. *Cocuyo*, 5: 13–14.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1–9.
- Harper, D. A. T. (eds.). 1999. *Numerical Palaeobiology*. John Wiley & Sons, New York, EEUU, 233 pp.
- Jost, L. 2010. The relation between evenness and diversity. *Diversity*, 2: 207–232.
- Jost, L., P. DeVries, T. Walla, H. Greeney, A. Chao y C. Ricotta. 2010. Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distribution*, 16: 65–76.
- Krebs, C. 1985. *Ecología: Estudio de la distribución y abundancia*. 2da. Ed. Harla, S.A. de C.V. México, 753 pp.
- Landen, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76 (1): 5–13.
- Lourenço, B. G., L. C. Gontijo y P. Gerhard. 2021. A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. *Oecologia Australis*, 25 (2): 475–493. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.16>

- Lovshin, L. L. y T. J. Popma. 1995. Commercial production of tilapia fry and fingerlings. Situación del cultivo de la tilapia en Panamá. Memorias del I Simposium Centroamericano sobre cultivo de tilapia, Eds. Pradepesca, Inopesca, Acuacorporacion y Universidad Nacional Heredia Costa Rica, 5: 95–101.
- Maclaurin, J. y K. Sterelny. 2008. *What is biodiversity?* The University of Chicago Press, Chicago, 244 pp.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Margalef, R. 1995. *Ecología*. Eds. Omega, S.A. Barcelona–España, 951 pp.
- Méndez, E., J. L. Ruiz, J. A. Torres, Á. M. Eugenia, A. Fariña, S. Sant, A. Prieto, J. Barrios y B. Marin. 2004. Nuevos registros para la ictiofauna marina del parque nacional Mochima, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 38: 21–31.
- Moreno, E. C., F. Barragán, E. Pineda y P. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249–1261.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España, 84 pp.
- Poe, F. 1854. Los guajacones, pececillos de agua dulce. *Memorias de la Historia Natural de la Isla de Cuba*, 1 (32): 374–390.
- Ponce de León, J. L. 2011. La ictiología de aguas dulces. Línea de investigación en la Facultad de Biología de la Universidad de la Habana. *Boletín de la Sociedad Cubana de Zoología*, 1: 19–25.
- Ponce de León, J. L., C. M. Acosta, A. M. Uribe, y M. E. García, 2014. Biología de Peces dulceacuícolas de Cuba. *Revista Anales de la Academia de Ciencias de Cuba*, 4 (2): 1–10.
- Ponce de León, J. L. y R. S. Rodríguez. 2010. Peces cubanos de familia Poeciliidae. Guía de campo. Editorial Academia, La Habana, 38 pp.
- Ponvert-Delisle, B. D. R. 2016. Algunas consideraciones sobre el comportamiento de la sequía agrícola en la agricultura de Cuba y el uso de imágenes por satélites en su evaluación. *Revista de Cultivos Tropicales*, 37 (3): 22–41.
- Quammen, D. 1996. The song of the Dodo: island biogeography in an age of extinction, Scriber, 702 pp.
- Ramírez, A. y G. Viña. 1998. Limnología Colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. Colombia. Bogotá. Editorial Panamericana, 292 pp.
- Reynaldo, C. E. y M. D. Hernández. 2019. Informe parcial del estudio de las comunidades de peces, reptiles y anfibios, del proyecto: Disminución de la vulnerabilidad de una comunidad rural y sus ecosistemas ante la variabilidad climática en la localidad de Resbaladero, Rafael Freyre, Holguín, Cuba. *CISAT*, 63 pp.

- Reynaldo, C. E., M. C. Vega, T. A. Vega. y G. E. Córdova. 2021. Co-ocurrencia de peces fluviátiles en los ríos de Gibara, Holguín, Cuba. *Novitates Caribaea*, 17: 15–31.
- Reynaldo, C. E., T. A. Vega, V. A. Fernández y G. E. Córdova. 2016. Distribución y similitud de los peces dulceacuícolas del municipio Gibara, Holguín, Cuba. *Novitates Caribaea*, 10: 71–86.
- Rodríguez, H. G., G. S. Salazar y J. L. Polo. 1993. Estudio nacional de Colombia. En Diagnóstico sobre el Estado de la Acuicultura en América Latina y el Caribe, Síntesis regional GCP/RLA/102/ITA. Aquila II. FAO. *Documento de Campo*, 11: 162–165.
- Serrato Díaz, A., A. C. Romero y O. A. Castro. 2013. La biodiversidad y evolución en ambientes acuáticos analizadas con herramientas moleculares. *Hidrobiológica*, 23 (3): 275–286.
- Torres, Y., G. Roldán, S. Asprilla y T. S. Rivas. 2006. Estudio preliminar de algunos aspectos ambientales y ecológicos de las comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos en el río Tutunendo, Chocó, Colombia. *Revista Académica Colombiana de Ciencia*, 30 (114): 67–76.
- Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept-gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, 33: 2–22.
- Vega, T. A., C. E. Reynaldo, V. A. Fernández, B. F. Ocaña y G. N. Guerra. 2017. Peces dulceacuícolas de Holguín. *Poeyana*, 504: 33–37.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21 (2/3): 213–251.
- Wiens, J. J., C. H. Graham, D. S. Moen, S. A. Smith y T. W. Reeder. 2006. Evolutionary and ecological causes of the latitudinal diversity gradient in Hylid frogs: treefrog trees unearth the roots of high tropical diversity. *The American Naturalist*, 168: 579–596.
- Cómo citar:** Reynaldo-De la Cruz, E., Hernández-Marrero, D. F., Urbino-Rodríguez, J., & Ayra-Cedeño, R. (2022). Diversidad de los peces dulceacuícolas en Resbaladero, Holguín, Cuba. *Novitates Caribaea*, (19), 43–61. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.289>. Artículo científico original.

DESCRIPCIÓN DE DOS ESPECIES NUEVAS DE *CERION*
(MOLLUSCA: PULMONATA: CERIONIDAE) DE CUBADescription of two new species of *Cerion*
(Mollusca: Pulmonata: Cerionidae) from CubaAlexis Suárez^{1*} y Alejandro Fernández²

¹Sociedad Cubana de Zoología. Carretera de Varona 11875 e/ Oriente y Lindero. Habana 19. Calabazar. Cuba. 11900.  orcid.org/0000-0002-0623-8808. ²Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales y Tecnológicos, CISAT–CITMA–Holguín.  orcid.org/0000-0002-4419-2353. alemoluscos@gmail.com. *Para correspondencia: alexys02@nauta.cu

[Recibido: 12 de mayo, 2021. Aprobado para publicación: 8 de noviembre, 2021]

RESUMEN

Se describen dos especies nuevas del género *Cerion* Röding, 1878, procedentes una de ellas de la localidad costera Punta de Guanós, en la provincia Matanzas, y otra de Cayo La Raya, perteneciente a la provincia Holguín. Con estos reportes aumentan a 18 los táxones descritos para Matanzas, a 43 los descritos para Holguín, y en general a 158 los descritos para Cuba. *Cerion irielii* **sp. nov.**, muestra como característica notable poseer una concha de gran tamaño en comparación con la mayoría de las descritas para el grupo, y un mayor grosor en la última vuelta; por su parte, *Cerion maikai* **sp. nov.**, posee el mayor grosor en las cercanías de la región central, hacia la base del ápice y la superficie de la concha áspera al tacto, con hendiduras axiales.

Palabras clave: *Cerion irielii*, *Cerion maikai*, Punta de Guanós, Matanzas, Cayo La Raya, Bahía de Banes, Holguín.

ABSTRACT

Two new species from the genus *Cerion* Röding, 1878, are described, one of them from the coastal zone of Punta de Guanós, at Matanzas province, and the other from La Raya Cay, Holguín province. These report increase in 18 the number of taxons described for Matanzas and 43 the described for Holguín, raising to 158 the total described to Cuba. *Cerion irielii* **sp. nov.**, from Punta de Guanós, shows as notable characteristics to have a shell of big size in comparison with the majority of those described for the group, and a greater thickness in the last whorl. *Cerion maikai* **sp. nov.**, from La Raya Cay, has the greater thickness portion of the conch toward the apical base, at the center, besides having a rough to the touch surface, with axial fissures.

Keywords: *Cerion irielii*, *Cerion maikai*, Punta de Guanós, Matanzas, La Raya Cay, Banes Bay, Holguín.



INTRODUCCIÓN

Las zonas costeras del archipiélago cubano poseen condiciones idóneas para la vida de los moluscos terrestres del género *Cerion* Röding, 1878, evidenciado por la cantidad de especies de este grupo que en ella habitan. De aproximadamente 600 especies conocidas, 156 formas pertenecen a la malacofauna cubana, entre especies y subespecies (Suárez y Fernández, 2020). Dividida en tres regiones (occidental, central y oriental), Cuba cuenta con 15 provincias y solamente en una de ellas, Santiago de Cuba, hacia la región sur oriental, no se han encontrado poblaciones de ceriónidos hasta la actualidad.

La provincia de Matanzas, límite de la región occidental de la Isla hacia el este, cuenta con 17 táxones descritos de ceriónidos (Suárez *et al.*, 2020); y la provincia de Holguín en la región oriental, con 42, incluyendo cuatro especies de reciente descripción (Suárez y Fernández, 2020). A partir de estudios de campo realizados en estas provincias, se pudo conocer la existencia de ceriónidos aún no descritos para la ciencia; uno de ellos a unos 12 km aproximadamente hacia el oeste de Punta Sabanilla, Matanzas, y otro en Cayo La Raya en bahía de Banes, localidad perteneciente a la provincia de Holguín. De esta manera, aumentan a 18 los táxones descritos en la provincia de Matanzas, y 44 en la provincia de Holguín; ascendiendo a 158 el total descrito para Cuba.

OBJETIVOS

- Describir dos nuevas especies del género *Cerion* Röding, 1798.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se extrajo las partes blandas a un ejemplar de cada una de las dos especies, aplicando las técnicas empleadas por Suárez (2018). Estas partes blandas se mantuvieron en solución alcohólica al 75 % hasta el momento de su disección. Las rádulas fueron separadas del bulbo faríngeo, además de recolectarse varias conchas para caracterizarlas. Para el ordenamiento taxonómico de las especies, se siguió a Uit (2008). Las medidas de las conchas (en mm) se tomaron siguiendo la técnica propuesta por Aguayo y Jaume (1944), utilizando un calibrador digital Powerfix.

El aparato reproductor se obtuvo diseccionando el animal con el auxilio de un microscopio estereoscópico Swift Micapsa, y pinzas de disección finas. Las partes blandas no se sometieron a cortes con material filoso, sino separando los diferentes planos que cubrían el material de interés (Divertículo de la Bursa copulatrix, Atrium, Epifalo y Pene). Los órganos del aparato reproductor se identificaron a partir de las descripciones propuestas por Bartsch (1920) y Shileyko (1999). La rádula se extrajo siguiendo la técnica propuesta por Clench (1924). Las medidas de los órganos reproductores y de la rádula se tomaron utilizando un micrómetro ocular lineal y están dadas en milímetros.

Los actos nomenclaturales de esta publicación han sido registrados en ZooBank, sistema de registro en línea de la Comisión Internacional de Nomenclatura Zoológica. El LSID para esta publicación es urn: lsid:zoobank.org:pub:706450DA-BC1B-4B92-870C-F5D9DBBC0BFA. Cada especie aparece con su identificador particular. Estos actos nomenclaturales estarán igualmente disponibles en Zoological Record (Clarivate Analytic).

RESULTADOS

Taxonomía

Clase GASTROPODA Cuvier, 1795
 Subclase PULMONATA Cuvier, 1814
 Orden STYLOMMATOPHORA Schmidt, 1856
 Superfamilia: Urocoptoidea Uit de Weerd, 2008
 Familia CERIONIDAE Pilsbry, 1901
 Género *Cerion* Röding, 1798
 Subgénero *Strophlops* Dall, 1894
Cerion (Strophlops) irielii **sp. nov.**
 (Figuras 1–2)

Urn: lsid:zoobank.org:act: BACD814E–0F3E–4E72–8C92–B47DC075D64C (febrero, 2021).

Material examinado. Se utilizaron las conchas de siete ejemplares adultos de *Cerion irielii* **sp. nov.** recolectados en octubre de 2020.

Diagnosis. Concha robusta con forma pupoide, acostillada excepto en el núcleo, con sutura que se monta en la vuelta anterior a medida que aumenta su desarrollo. Teleoconcha muy estrecha, con costillas nítidas. Costillas bajas, no filosas, excepto en la mitad de la última vuelta, las que se convierten en fuertes líneas axiales. Última vuelta de mayor grosor y expansión que las anteriores, mostrando una abertura amplia, sin cayo peristomal. Diente parietal y columelar muy bajos, casi imperceptibles. Hendidura umbilical amplia, lisa y sellada. *Cerion (Strophlops) irielii* **sp. nov.** se diferencia de *Cerion caroli aedelii* Aguayo y de la Torre, 1951, por poseer una concha de mayor tamaño y forma robusta, con ápice menos puntiagudo y vueltas apicales con sutura ligeramente imbricada, ombligo de mayor tamaño, ausencia de dientes columelar y el diente parietal poco perceptible; de *Cerion ceiba* Clench, 1948, por poseer una concha de mayor tamaño y grosor, con peristoma no filoso, y ápice más corto y no tan puntiagudo; de *Cerion infandum* (Poey, 1858), por poseer una concha más gruesa, espira menos alargada y ápice más corto, con costillas altas y finas, diente parietal más bajo, diente columelar imperceptible, y hendidura umbilical más amplia; de *Cerion iostomum iostomum* (Pfeiffer, 1854), por poseer una concha de mayor tamaño, un ápice menos alargado e interior de la concha de color ambarino, con ausencia diente columelar; de *Cerion milerai* Suárez, 2018, por poseer una concha de mayor tamaño, abertura peristomal menos alargada, cayo parietal más bajo y ápice más alargado; y de *Cerion proteus* (Pfeiffer y Gundlach, 1861) por poseer una concha de mayor tamaño, de forma pupoide, ápice más alargado y abertura peristomal más corta.

Diagnosis (in English). Robust shell with pupoid shape, ribbed except in the nucleus, with whorls that mount on the suture of anterior whorls while increasing its development. Very narrow teleoconch with clear ribs. Low ribs, sharpless, except in half of last whorl, becoming strong axial lines. Last whorl thickless and expanded than previous, showing a wide aperture, without parietal cay. Both, parietal and columellar teeth, very low, almost imperceptible. Wide, smooth and closed umbilical cleft. *Cerion (Strophlops) irielii* **sp. nov.** differs from *Cerion caroli aedelii* Aguayo & de la Torre, 1951, by having a bigger and robust shell, with sharpless apex, without overlapped apical whorls, bigger navel, with absence of collumelar

tooth and less noticeable parietal tooth ; from *Cerion ceiba* Clench, 1948, by having a bigger and thicker narrow shell, not sharped peristome and a shorter and not pointed apex; from *Cerion infandum* (Poey, 1858), by having a thicker shell, less elongated spire and shorter apex, with high and thin ribs, a lower parietal tooth, imperceptible columellar tooth, and a wider umbilical fissure; from *Cerion iostomum iostomum* (Pfeiffer, 1854), by having a bigger shell, with a less elongated apex and orange amber color through the inner of the shell, with absence of columellar tooth; from *Cerion milerai* Suárez, 2018 , by having a bigger shell, a less elongated peristomal aperture, a lower parietal cay and more elongated apex; and from *Cerion proteus* (Pfeiffer & Gundlach, 1861) by having a bigger shell and pupoid shape, a more elongated apex and shorter peristomal aperture.

Descripción del holotipo. Concha grande, de diez y media vueltas, apariencia robusta y color blanco lustroso con manchas pardo-rojizas dispersas. Superficie acostillada excepto en las primeras vueltas postnucleares, donde el núcleo es ancho y liso, de 1 ½ vueltas de color ámbar oscuro. Seguida del núcleo se observa la teleoconcha, muy estrecha, de una vuelta, del mismo color que el núcleo, con costillas muy tenues. Longitud mayor 38.43 mm; longitud menor 35.80 mm; diámetro mayor 15.81 mm; diámetro menor 15.73 mm; diámetro mayor de la abertura peristomal 16.10 mm; diámetro menor de la abertura peristomal 14.27 mm. Ápice ancho, ligeramente proyectado, de 13.37 mm con siete vueltas y media (Fig. 1). Las costillas en la superficie son de base ancha, bajas no filosas, ausentes en la mitad de la última vuelta donde se convierten en fuertes líneas axiales. Espacio intercostal dos veces el tamaño de la base de las costillas. Última vuelta de mayor grosor y expansión que las anteriores, con abertura amplia, redondeada, peristoma muy ancho y proyectado, sin cayo peristomal. Dientes columelar y parietal muy bajos, casi imperceptibles. Interior de la concha de color pardo claro. Hendidura umbilical lisa, alargada y amplia, pero sellada. Rádula de 7.012 mm de largo y 0.140 mm de ancho; fórmula radular 30–1–30, largo del diente central 0.025 mm, ancho del diente central 0.022 mm; última placa marginal desprovista de cúspide y de menor tamaño que las restantes (ancho 0.002 mm y largo 0.013 mm); diente en transición No. 27 más ancho que el resto, con 0.032 mm de ancho (largo 0.015 mm), y dos notables cúspides. El divertículo de la bursa copulatrix en el sistema reproductor es de 51.120 mm, altura del atrium de 0.525, la distancia entre el borde externo del atrium hasta la inserción del epífalo en el prepucio es de 1.375 mm; pene de 1.500 mm (Fig. 2).

Localidad tipo. Punta de Guanos, Matanzas, Cuba (23° 08' N; 81° 33' O).

Material tipo. Holotipo, Instituto de Ecología y Sistemática, Cuba: CZACC8.1.659; provenientes de la localidad tipo.

Distribución. Conocida solo de la localidad tipo.

Etimología. Dedicado a Iriel Hernández, amante de la naturaleza, por su arduo apoyo durante los trabajos de campo.

Comentarios. La población es pequeña. Los ejemplares se hallan entre el boniato de costa, sobre substrato arenoso, a unos 30 metros aproximados de la línea de mareas.

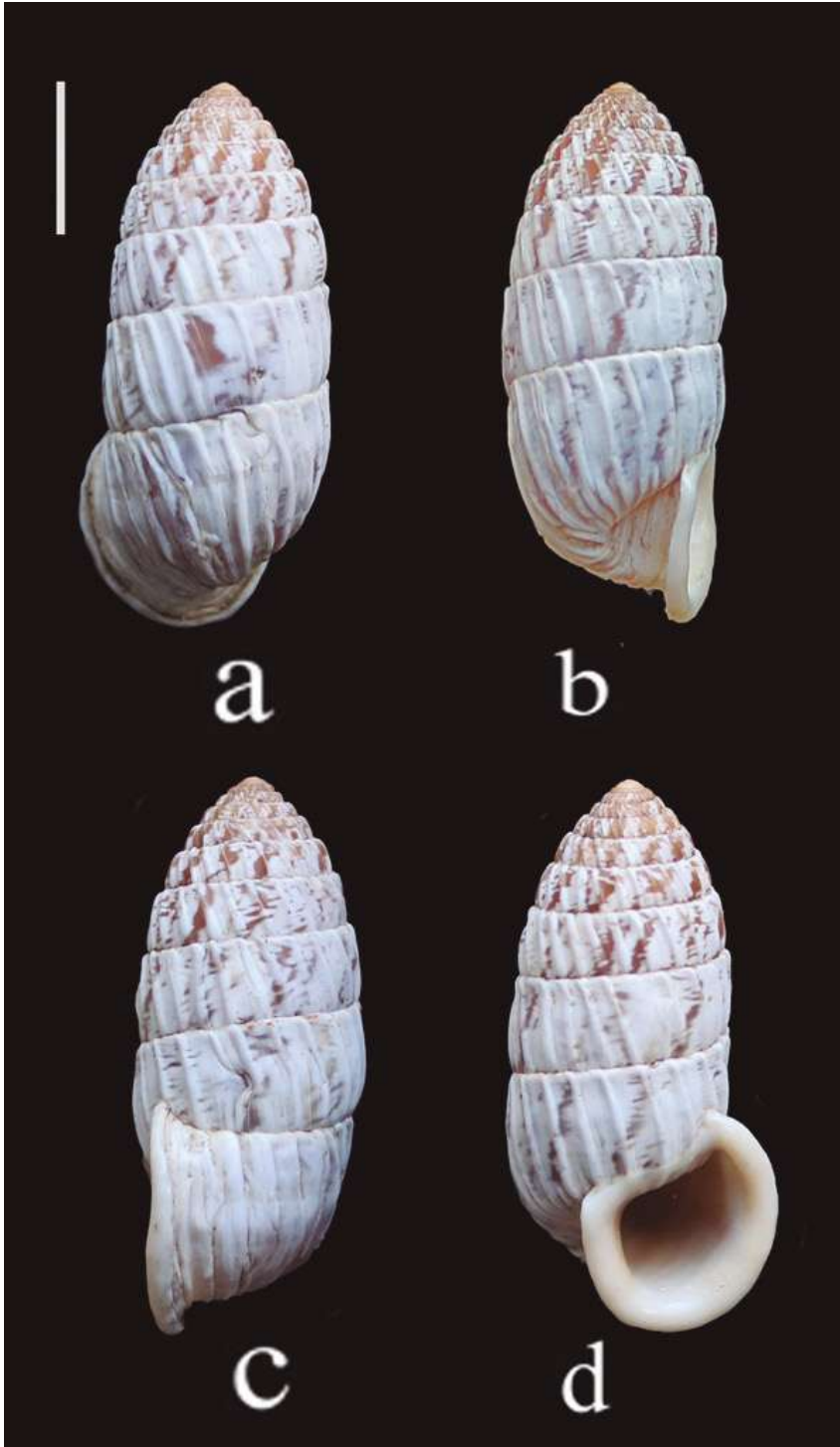


Figura 1. Holotipo de *Cerion (Strophlops) irielii* sp. nov. Vista superior (a); vista lateral derecha (b); vista lateral izquierda (c); vista inferior. Escala 10 mm.

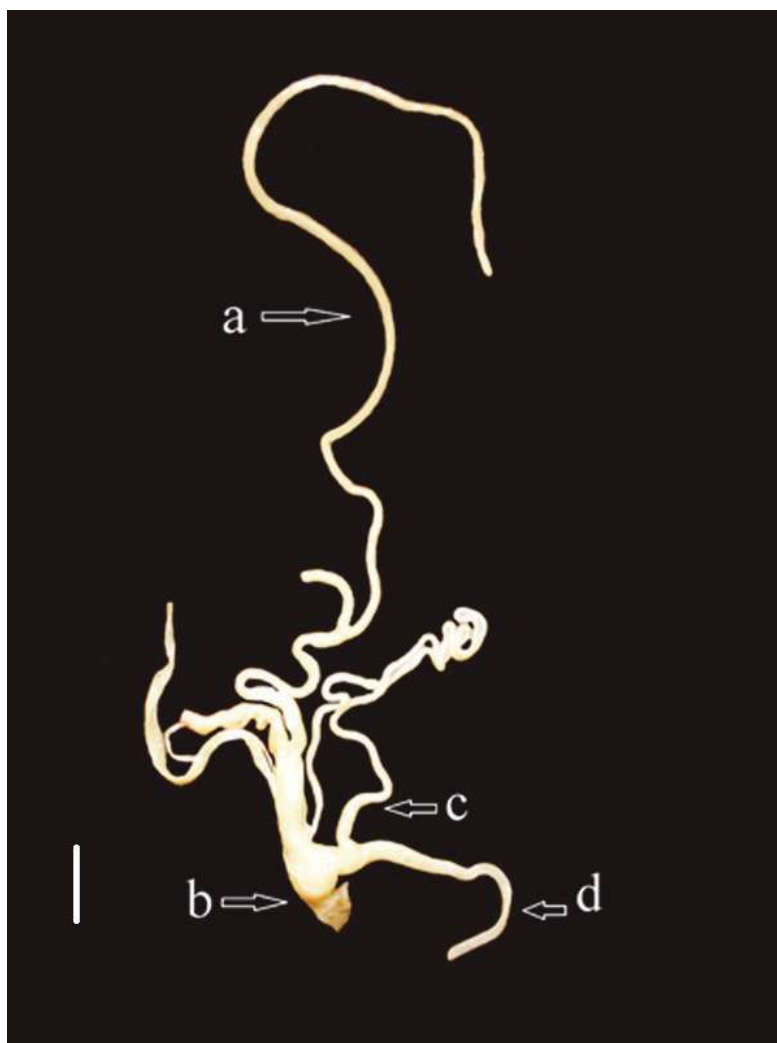


Figura 2. *Cerion (Strophiops) irieli* sp. nov. Divertículo de la Bursa copulatrix (a); atrium (b); epifalo (c); pene (d). Escala 5 mm.

Cerion (Strophiops) maikei sp. nov.
(Figuras 3–4)

Urn: [lsid:zoobank.org:act:2CF19AE8-7931-4EE1-86E3-E90A7B03E27A](https://zoobank.org/act:2CF19AE8-7931-4EE1-86E3-E90A7B03E27A) (febrero, 2021).

Material examinado. Se utilizaron las conchas de tres ejemplares adultos de *Cerion maikei* sp. nov. recolectados en noviembre de 2019.

Diagnosis. Concha alargada, que posee el mayor grosor en las cercanías de la región central, hacia la base del ápice. Su superficie es áspera, cubierta de hendiduras axiales. Teleoconcha acostillada. Ausencia de diente columelar. *Cerion (Strophiops) maikei* sp. nov. se diferencia

de *Cerion ceiba minusculum* Aguayo y de la Torre, 1952, por poseer una concha de mayor tamaño, con la superficie no acostillada, abertura menos alargada y un cayo parietal más notable; de *Cerion coutini* Sánchez Roig, 1951, por poseer una concha de menor tamaño, con abertura peristomal más circular, diente columelar ausente y última vuelta menos expandida; de *Cerion crassiusculum* Pilsbry y Vanatta, 1899, por poseer una concha de menor grosor, con el ápice más pronunciado y amplio, vueltas menos prominentes y presencia de cayo parietal; de *Cerion harasewychi* Suárez, 2020, por poseer una concha de mayor tamaño, menos estrecha, con ausencia de diente columelar, y presencia de cayo parietal; de *Cerion politum maisianum* Pilsbry, 1902, por poseer una concha menos alargada y lados no tan rectos, ausencia de costillas, y el diente parietal no lobulado; de *Cerion ricardi* Clench y Aguayo, 1951, por poseer una concha de mayor tamaño y más ancha, sin costillas y presencia del cayo parietal; y de *Cerion pygmaeum* Pilsbry y Vanatta, 1896, por tener el doble de su tamaño, con una concha más alargada y cilíndrica, y un peristoma más grueso.

Diagnosis (in English). Elongated shell, thicker near the central region towards the apical base. Rough surface covered with axial fissures. Ribbed teleoconch. Absence of collumelar tooth. *Cerion (Strophioops) maikei* **sp. nov.** differs from *Cerion ceiba minusculum* Aguayo & de la Torre, 1952 by having a bigger shell, with not ribbed surface, less elongated aperture and more noticeable pariethal cay; from *Cerion coutini* Sánchez Roig, 1951, by having a shorter shell, with a rounder peristhomal aperture, absence of columellar tooth and less expanded last whorl; from *Cerion crassiusculum* Pilsbry & Vanatta, 1899, by having a thinner shell, with a wider and a more noticeable apex, less prominent whorls and presence of pariethal cay; from *Cerion harasewychi* Suárez, 2020, by having a bigger and a less narrow shell, absence of columellar tooth, and presence of pariethal cay; from *Cerion politum maisianum* Pilsbry, 1902, by having a less elongated shell with not straight sides, absent ribs, and without lobulated pariethal tooth; from *Cerion ricardii* Clench & Aguayo, 1951, by having a bigger and wider shell, without ribs, and the presence of pariethal cay; and from *Cerion pygmaeum* Pilsbry & Vanatta, 1896, by having the double of its size, with a more elongated and cylindrical shell, and a thicker peristome.

Descripción del holotipo. Concha de color pardo claro, con manchas oscuras muy nítidas; mediana y alargada, de diez vueltas, ligeramente ensanchada en la base del ápice. Núcleo ancho, liso, de color pardo claro. Teleoconcha acostillada. Resto de la concha mostrando una superficie áspera, cubierta de hendiduras axiales. Longitud mayor 21.92 mm; longitud menor; 20.48 mm; diámetro mayor 98.2 mm; diámetro menor 96.8 mm; diámetro mayor de la abertura peristomal 8.71 mm; diámetro menor de la abertura peristomal 74.7 mm. Ápice puntiagudo y ligeramente redondeado de 79.3 mm con siete vueltas (Fig. 3). Abertura casi circular, con peristoma redondeado y cayo estrecho. Diente columelar ausente; Diente parietal bajo pero notable. Interior de la concha de color claro. Hendidura umbilical pequeña y estrecha, hacia la que confluyen varias hendiduras axiales procedentes de la última vuelta. Rádula de 3.662 mm de largo y 0.925 mm de ancho; fórmula radular 27-1-27, largo del diente central 0.009 mm, ancho del diente central 0.012 mm. El divertículo de la bursa copulatrix en el sistema reproductor es de 35.00 mm, altura del atrium 4.750, la distancia entre el borde externo del atrium hasta la inserción del epífalo en el prepucio es de 0.250 mm; pene de 0.612 mm (Fig. 4).

Localidad tipo. Cayo La Raya, Holguín, Cuba (20° 53' N; 75° 41' O).

Material tipo. Holotipo, Instituto de Ecología y Sistemática, Cuba: CZACC8.1.660; provenientes de la localidad tipo.

Distribución. Conocida solo de la localidad tipo.

Etimología. Dedicado a Maike Hernández, investigador estudioso de la malacofauna cubana.

Comentarios. Habita en el borde del bosque siempreverde micrófilo, a unos 15 metros sobre el nivel del mar, asociados a árboles y arbustos, y ocasionalmente se hallan ejemplares entre la hojarasca sobre substrato rocoso, no así en vegetación herbácea.

Nota general. Con la descripción de estas dos nuevas especies, el inventario de los moluscos terrestres cubanos del género *Cerion* asciende a 158 formas entre especies y subespecies.

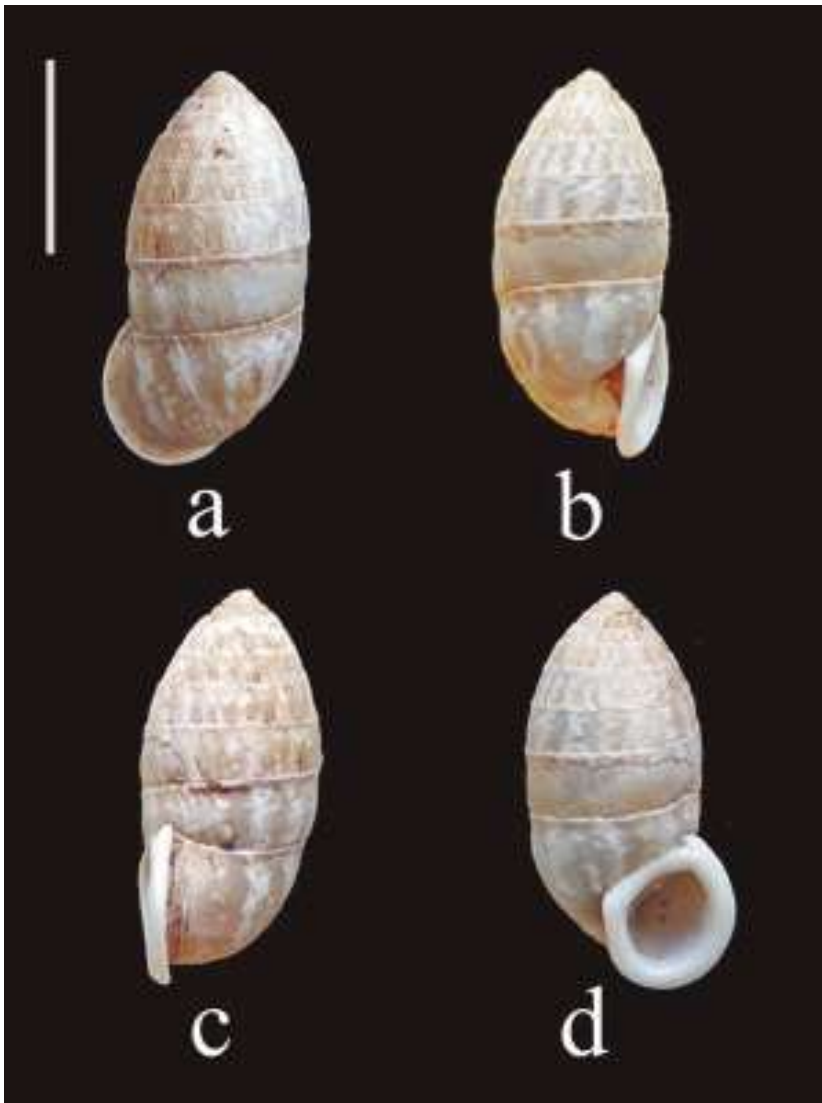


Figura. 3. Holotipo de *Cerion (Strophioops) maikei* sp. nov. Vista superior (a); vista lateral derecha (b); vista lateral izquierda (c); vista inferior. Escala 10 mm.

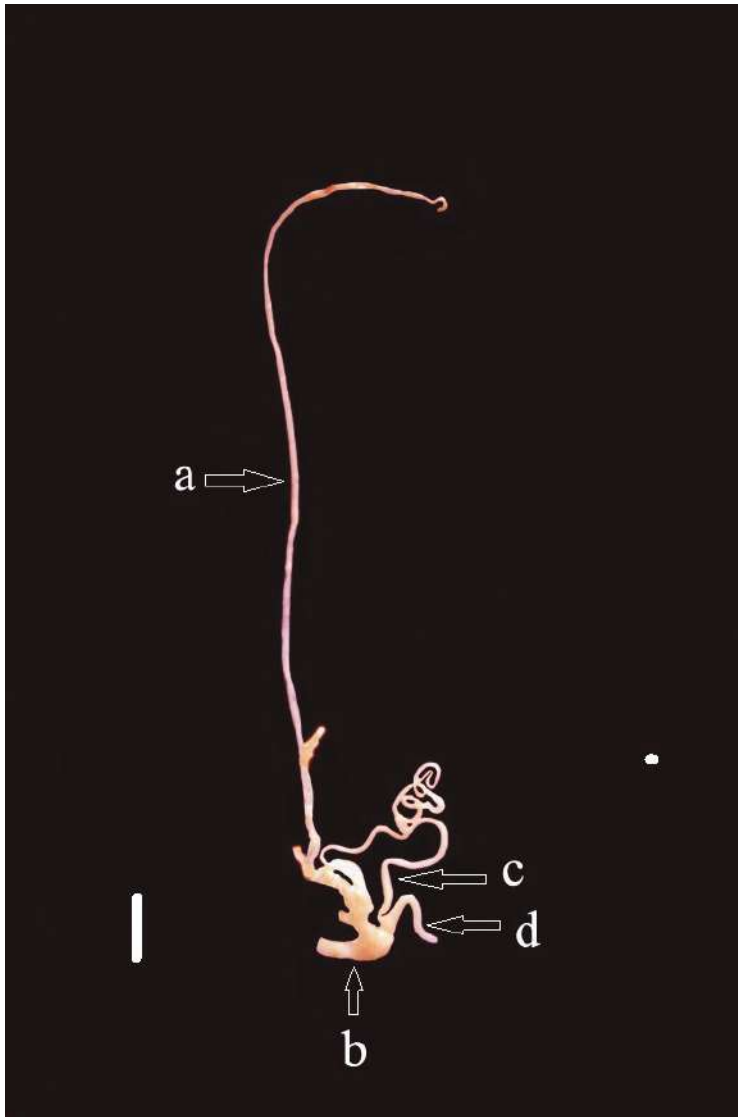


Figura 4. *Cerion (Strophlops) maikai* sp. nov. Divertículo de la Bursa copulatrix (a); atrium (b); epífalo (c); pene (d). Escala 5 mm.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecemos a Steffen Franke y a Richard L. Pyle por la ayuda brindada.





LITERATURA CITADA

Aguayo, C. G. y M. L. Jaume. 1944. Guía para la descripción de moluscos gasterópodos. *Revista de la Sociedad Malacológica Carlos de la Torre*, 2 (2): 41–46.

- Bartsch, P. 1920. Experiments in the breeding of Cerions. *Department of Marine Biology of the Carnegie Institution of Washington*, Volumen XVI: 1–282.
- Clench, W. J. 1924. Radule technique for Physa. *The Nautilus*, 13: 13–14.
- Shileyko, A. A. 1999. Treatise on recent terrestrial pulmonate molluscs. Draparnaudiidae, Caryodidae, Macrocyclidae, Acavidae, Clavatoridae, Dorcasiidae, Sculptariidae, Corillidae, Plectopylidae, Megalobulimidae, Strophocheilidae, Cerionidae, Achatinidae, Subulinidae, Glessulidae, Micractaeonidae, Ferrussaciidae. *Ruthenica, Supplement 2, Part 4*, 437–556.
- Suárez, A. 2018. Especie nueva de *Cerion* (Mollusca: Pulmonata: Cerionidae) de Holguín, Cuba. *Novitates Caribaea*, 12: 43–48.
- Suárez, A. y A. Fernández. 2020. Descripción de cinco especies nuevas de *Cerion* (Mollusca: Pulmonata: Cerionidae) de la región oriental de Cuba. *Novitates Caribaea*, 16: 80–97.
- Suárez, A.; S. Franke e I. Hernández. 2020. Redescubrimiento de *Cerion iostomum iostomum* (Pfeiffer, 1854) (Heterobranchia: Cerionidae) en Matanzas, Cuba. *Poeyana*, 511: 59–62.
- Uit de Weerd, D. R. 2008. Delimitation and phylogenetics of the highly diverse land snail family Urocoptidae (Gastropoda, Pulmonata) based on 28S rRNA sequence data: A reunion with *Cerion*. *Journal of Molluscan Studies*, 74: 317–329.

Cómo citar: Suárez, A., & Fernández, A. (2022). Descripción de dos especies nuevas de *Cerion* (Mollusca: Pulmonata: Cerionidae) de Cuba. *Novitates Caribaea*, (19), 62–71. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.278>. Artículo científico original.

DISENTANGLING DIVERSITY PATTERNS IN CUBAN
SCORPIONS (ARACHNIDA: SCORPIONES)**Desenredando los patrones de diversidad de los
escorpiones cubanos (Arachnida: Scorpiones)**André Felipe de Araújo Lira^{1*}, Stênio Ítalo Araújo Foerster²,
Adriano Medeiros DeSouza³, and Luis F. de Armas⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Biociência Animal, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brazil.  orcid.org/0000-0002-8443-4126. ²Department of Zoology, Institute of Ecology and Earth Sciences, University of Tartu, Tartu, Estonia.  orcid.org/0000-0001-9639-9009, stenioit@gmail.com. ³Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, João Pessoa, Brazil.  orcid.org/0000-0001-6701-4640, adriendrix@gmail.com. ⁴Instituto de Ecología y Sistemática, CITMA, La Habana, Cuba.  orcid.org/0000-0002-9096-3382, luisdearmas1945@gmail.com.
*Corresponding author: andref.lira@gmail.com

[Recibido: 8 de junio, 2021. Aprobado para publicación: 21 de noviembre, 2021]

ABSTRACT

The assembly of communities is often viewed as a process involving the dispersal of species from a regional pool. An oceanic island provides a unique opportunity to test such a hypothesis and many others related to the patterns and processes behind biodiversity. Our aim was to investigate the patterns of scorpion diversity in the Cuban archipelago, using biotic and abiotic variables and their interactions as explanatory features. We use biotic and abiotic variables related to vegetation, climate and topography characterize the landscape of the Cuban archipelago. In this way, we analyze the patterns of beta diversity of the scorpions, verifying the effects of the variables alone and together. Scorpion fauna of the Cuban archipelago comprises 61 species, grouped into nine genera and two families: Buthidae and Diplocentridae. The interplay between biotic and abiotic variables explained scorpion species composition, especially when spatial predictors were considered. Climatic and spatial predictors affected scorpion beta diversity in terms of richness difference. These patterns are discussed emphasizing the role of biotic and abiotic environmental features and their interactions on the mechanisms of scorpion biodiversity generation and maintenance in Cuban archipelago.

Keywords: species distribution, beta diversity, landscape ecology, island biogeography, Greater Antilles.

RESUMEN

El ensamblaje de comunidades se considera a menudo como un proceso que implica la dispersión de especies procedentes de una fuente regional. Una isla oceánica brinda una oportunidad única para probar tal hipótesis y muchas otras relacionadas con los patrones y procesos detrás de la biodiversidad. Nuestro objetivo fue investigar los patrones de diversidad de los escorpiones en el archipiélago cubano, utilizando variables bióticas y abióticas y sus



interacciones como características explicativas. Se utilizaron variables bióticas y abióticas relacionadas con la vegetación, el clima y la topografía que caracterizan el paisaje del archipiélago cubano. De esta forma, se analizaron los patrones de diversidad beta de los escorpiones, verificando los efectos de las variables solas y juntas. La fauna de escorpiones del archipiélago cubano comprende 61 especies, agrupadas en nueve géneros y dos familias: Buthidae y Diplocentridae. La interacción entre las variables bióticas y abióticas explicó la composición de las especies, especialmente cuando se consideraron predictores espaciales. Los predictores climáticos y espaciales afectaron la diversidad beta en términos de diferencia de riqueza. Estos patrones se discuten enfatizando el papel de las características ambientales bióticas y abióticas y sus interacciones en los mecanismos de generación y mantenimiento de la biodiversidad de los escorpiones en el archipiélago cubano.

Palabras clave: distribución de especies, diversidad beta, ecología del paisaje, biogeografía insular, Antillas Mayores.

INTRODUCTION

Biological diversity is modulated by several processes that contribute to the addition or removal of species across time and space, which may include speciation, dispersion, and extinction events (Ricklefs, 2004). Most of these processes are associated with biotic (*e.g.*, land cover and vegetation structure) or abiotic (*e.g.*, climate and topography) features (Moura *et al.*, 2016; Fergnani & Ruggiero, 2017; Alves *et al.*, 2018). Biotic and abiotic factors are naturally related to each other. Climate, for instance, can affect species richness indirectly via its effect on vegetation structure and dynamics (Stein *et al.*, 2014). In turn, climate and vegetation can be a product of topographic heterogeneity, leading to an additional source of variability that affects the patterns of species diversity (Ruggiero & Hawkins, 2008; Stein *et al.*, 2014). Frequently, previous studies have tried to explain species diversity using only abiotic factors (*e.g.*, Vasconcelos *et al.*, 2010; Nemésio & Vasconcelos, 2013; Valdujo *et al.*, 2013), giving a little attention to the potential effects of biotic counterparts (Qian *et al.*, 2009; Jiménez-Valverde *et al.*, 2010; Carvalho *et al.*, 2011).

Therefore, it is important to study the unique and shared contributions of abiotic and biotic factors to biodiversity patterns (Ray-Mukherjee *et al.*, 2014). These factors do not necessarily drive species diversity in similar ways; instead, their importance depends on the group and taxonomic level studied, as well as the spatial scale and biogeographical history of the contextualized region (Belmaker & Jetz, 2011; Rodríguez-Artigas *et al.*, 2016). Understanding their relative contribution is therefore crucial to improve our knowledge of the effect of global climate and land use changes on biodiversity (Jetz *et al.*, 2007; Hof *et al.*, 2011). In addition, the natural dynamics of diversity patterns have been represented more efficiently by beta diversity ($d\beta$) measurements because it describes the species variation between habitats and interacts directly with species richness gradients, which are influenced by environmental aspects at both the local and regional scales (Soininen *et al.*, 2018).

Landscape-scale studies on oceanic islands have a major advantage over comparable studies on continental systems (Irl *et al.*, 2015; Rominger *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2018). The presence of a large share of species that have evolved *in situ* allows the inference of general drivers of speciation from spatial patterns of diversity (Irl *et al.*, 2015; Mittelbach & Schemske, 2015). Thus, spatial distribution within a given oceanic island can provide valuable insights regarding drivers of biodiversity patterns at the landscape scale, depicting important implications for conservation (Richardson & Whittaker, 2010; Socolar *et al.*, 2016).

In island systems, competition for resources drives ecological niche divergence (Schluter, 2000; Losos, 2010). Moreover, the competing species increases, ecological opportunity (niche availability) decreases, and the pace of diversification slows (Sepkoski, 1978; Schluter, 2000; Mahler *et al.*, 2010). Therefore, bigger islands tend to have more ecomorphs, suggesting that the degree of niche filling depends on the environmental properties of the island (*e.g.*, area and habitat diversity) (MacArthur & Wilson, 1967; Mahler *et al.*, 2013). For example, the Cuban archipelago that comprises an important part of the Caribbean Islands hotspot (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2005), exhibiting a significant taxa diversity and endemism rate in the region (Borroto-Páez & Mancina, 2017; Denis *et al.*, 2018). These patterns are results of a complex geological history that produced sequences of isolations and reconnection along thousand years generating the emergence of groups with strong adaptive radiation (Iturralde-Vinent & MacPhee, 1999; Hedges, 2006; Denis *et al.*, 2018).

Animals with low vagility, long life cycles, and microhabitat specialization, such as scorpions, offer a good model for studying the patterns and processes of biological diversity (*e.g.*, Foord *et al.*, 2015; Esposito & Prendini, 2019; Foerster *et al.*, 2019; Lira *et al.*, 2019a). These arachnids possess high environmental requirements that are not distributed randomly throughout the landscape (Polis, 1990). Previous studies provide evidences that assemblages of these arachnids are driven by several environmental factors, which includes temperature, precipitation, vegetation structure, as well as by the complex interaction among these factors (*e.g.*, Warburg & Ben-Horin, 1981; Prendini, 2005; Foord *et al.*, 2015). For example, Lira *et al.* (2021a) detected that vegetation cover (biotic variable) is a key factor to scorpion diversity in a Brazilian Atlantic Rainforest. In addition, vegetation structure also plays a role to maintenance of scorpion assemblage on Seasonal Dry Tropical Forest (Foerster *et al.*, 2020; Lira *et al.*, 2021b). At the regional scale, Lira *et al.* (2019a) investigated the effect of the bioclimatic gradient between wet and dry forests on scorpion assemblages in Brazil and found that temperature and precipitation (abiotic variables) were the major explanatory factors of scorpion richness and $d\beta$, which increased toward the dry forest gradient. Finally, topographic factors, such as elevation may exert influence on scorpion species distribution ranges (Prendini & Bird, 2008; Campón *et al.*, 2014). Thus, the sensitivity of these animals at different scales makes them a good model for studies that focus on analyzing diversity patterns.

OBJECTIVES

- Considering the higher vegetation and topography complexity of Cuban archipelago, our aim was determining large-scale patterns from beta diversity of Cuban scorpions, using the association and interaction between abiotic (climatic and topographic measures) and biotic (vegetation complexity) factors.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The Cuban archipelago (23°18' N – 80°54' W) is composed by the main island of Cuba, the Isla de la Juventud (previously Isle of Pines) who is the second-largest Cuban island and almost 4000 other smaller insular territories. Around the Cuban main island (Isle of Cuba), there are four groups of keys and smaller islands: in the northwest, De los Colorados archipelago; in the middle north, Sabana-Camagüey archipelago, also known as Jardines del Rey; in the southwest, Canarreos archipelago; and in the southeast, Jardines de la Reina archipelago.

Approximately one-fourth of the Cuban territory is mountainous, with four principal orographic systems: in the west, Guaniguanico (comprising Sierra de los Órganos and Sierra del Rosario); in the central southern region, Guamuha, sometimes called Escambray (comprising Alturas de Trinidad and Banao); in the southeastern region, Sierra Maestra (comprising Sierra Maestra *s.s.* and Sierra de La Gran Piedra); and Nipe-Sagua-Baracoa in the northeastern region. The highest elevation, Pico Turquino (1974 m a.s.l.), is located in Sierra Maestra, where several summits are over 1400 m a.s.l, with the western and central regions having elevations lower than 1200 m a.s.l. (González-Alonso & Armas, 2007).

For most plants and animals, the eastern region of Cuba (provinces of Guantánamo, Santiago de Cuba, Holguín, and Granma) is the most biodiverse, likely because of its geological and ecological complexity and arid ecosystems; however, this region also has the largest and most well-preserved tropical rainforests (González-Alonso & Armas, 2007).

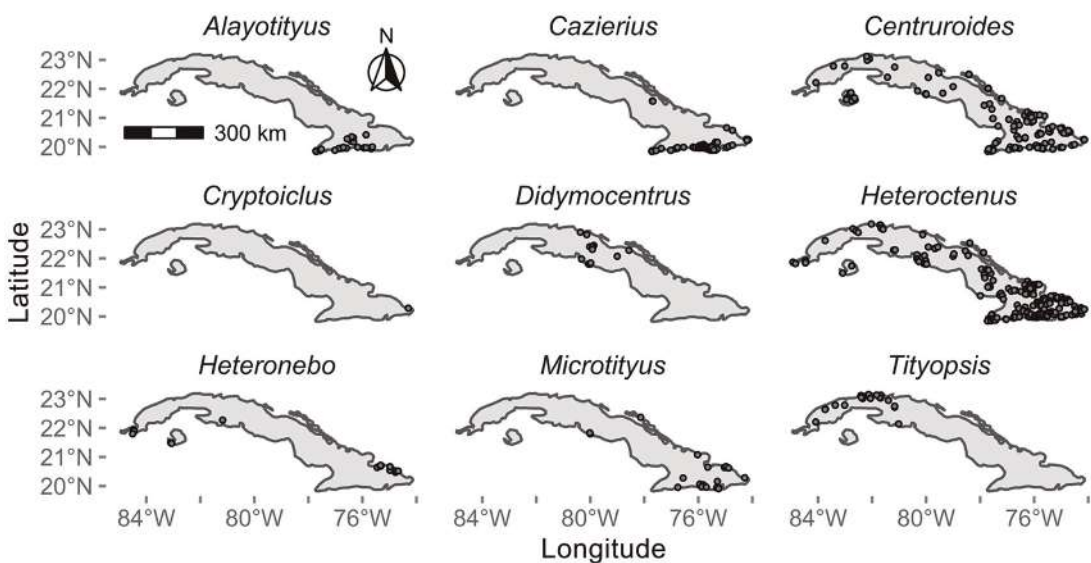


Figure 1. Geographical distribution of scorpion genera over the Cuban archipelago.

Species data

To achieve a representability that was close to the real scenario for the occurrence areas of the Cuban scorpion species, we used data obtained from the following two sources: the arachnological collection of the Institute of Ecology and Systematics, Havana, Cuba and previous literature records (Appendix I). All occurrences were inspected carefully to detect and correct any problems associated with taxonomic misidentification, duplication, and geographically discordant localities. The data set used in this study comprises 57 scorpion species (excluding four introduced species), which are grouped into nine genera and two families: Buthidae C. L. Koch, 1837 and Diplocentridae Karsch, 1880 (Appendix I).

Buthids scorpions are represented by five genera and 42 species, while diplocentrids were represented by 15 species grouped into four genera (Appendix I). Diplocentrid scorpions were represented by genera *Cazierus* Francke, 1978, *Cryptoiclus* Teruel & Kovarik, 2012, *Didymocentrus* Kraepelin, 1905, and *Heteronebo* Pocock, 1899, with *Cryptoiclus* being monotypic and *Cazierus* being more speciose (Appendix I). In addition, the records of exotic species found in the Cuban archipelago were excluded from our analysis: *Isometrus maculatus* (DeGeer, 1778), *Centruroides gracilis* (Latreille, 1804), *Centruroides edwardsii* (Gervais, 1843) and *Centruroides margaritatus* (Gervais, 1841). We established a spatial grid with cell size of 25 × 25 km, cropping it according to a shapefile of the Cuban archipelago. This cell size was chosen to adequately capture the environmental features from the raster layers (e.g., minimizing the proportion of missing data), taking into account the low-dispersal capabilities of scorpions (Bryson Jr *et al.*, 2016) and also their specificity in terms of microhabitat use (Prendini, 2001). We annotated the scorpion species for each grid cell, and for those cells, we extracted a set of environmental predictors (Table I) using the ‘raster’ package (Hijmans, 2019) in the R environment (R Core Team, 2020). To simplify the procedures adopted in this study, we interpreted each grid cell containing scorpion occurrence as an individual biological assemblage.

Table I. Environmental predictors used in the analysis of the present study to explain the diversity patterns in scorpions on the Cuban archipelago

Variable	Predictor class	Description	Raster source
Land cover diversity	Vegetation Complexity	Expressed as the entropy level (Shannon’s index) computed for the land cover classes within each grid cell.	Latham <i>et al.</i> (2014)
Canopy standard deviation	Vegetation Complexity	Average standard deviation of canopy height (in meters) measured within each grid cell.	Simard <i>et al.</i> (2011)
Canopy range	Vegetation Complexity	Average amplitude of canopy height (in meters) measured within each grid cell.	Simard <i>et al.</i> (2011)
Annual mean temperature	Climatic	Average annual mean temperature (°C) calculated for each grid cell.	Brown <i>et al.</i> (2018)
Temperature annual range	Climatic	Average annual temperature (°C) range observed per grid cell.	Brown <i>et al.</i> (2018)
Annual precipitation	Climatic	Mean annual precipitation range (mm/year) observed per grid cell.	Brown <i>et al.</i> (2018)
Precipitation range	Climatic	Mean difference between the precipitation of the wettest quarter and the precipitation observed on the driest quarter (mm/year).	Brown <i>et al.</i> (2018)
Elevation range	Topography	Average amplitude of elevation per grid cell, given in meters.	USGS (1996)
Elevation (coefficient of variation)	Topography	Average value of coefficient of variation calculated for each grid cell (meter).	USGS (1996)

Environmental predictors

We split the list of environmental predictors into three matrices that included variables related to 1) vegetation complexity, 2) climatic features, and 3) topographic constraints (Table I). Vegetation variables were generated from raster layers provided by the Global Land Cover-SHARE database (Latham *et al.*, 2014), and the 3D Global Vegetation Map database (Simard *et al.*, 2011). Similarly, we used the bioclimatic raster files from Paleoclim (Brown *et al.*, 2018), and those from the GTOPO30 project (USGS, 1996) to generate the variables related to climate and topography, respectively. All raster files were downloaded at a pixel resolution of 30 arc-sec and resampled in the ‘raster’ R package to assure their equality in terms of spatial extent and map projection (EPSG:4326). Vegetation complexity was represented by vegetation structure metrics (*e.g.*, the standard deviation and range interval of the canopy height) and also by the land cover diversity within each grid cell containing scorpion occurrences (Table I). In turn, land cover diversity was expressed by the Shannon’s entropy index calculated from the land cover classes sampled within each grid cell, using the ‘vegan’ R package (Oksanen *et al.*, 2019). The remaining variables related to climate and topography (Table I) were computed using simple statistic metrics (*e.g.*, mean, range interval, coefficient of variation) implemented in base packages of the R software.

Data analysis

We first determined the total $d\beta$ (β_{total}) among scorpion assemblages distributed over the Cuban archipelago, and then decomposed this metric to obtain the relative contribution of species replacement and richness difference—the two components of the total $d\beta$ (*sensu* Legendre, 2014). Both procedures were conducted in the ‘adespatial’ R package (Dray *et al.*, 2018), taking the assemblage matrix (grid cells \times scorpion species) as input and applying the Podani-family of Sørensen dissimilarity index (Legendre, 2014). This family of dissimilarity decomposition was chosen because it produces Euclidean matrices of richness difference that is suitable for constrained ordination methods (Legendre, 2014) required for the subsequent analyzes present in this study. In addition, the species replacement matrix resulted from this procedure can also present Euclidean behavior after a simple square root transformation (Legendre, 2014; Borcard *et al.*, 2018).

Stochastic processes, such as dispersion, may have a relevant role in the structuring of biological assemblages (Padiál *et al.*, 2014) especially in low-dispersal taxa (Heino, 2013). Therefore, we included a set of orthogonal spatial predictors in the downstream analysis to account for potential effects of stochastic process over the pattern of β -diversity presented by scorpion assemblages. Spatial predictors were generated using Distance-Based Moran’s Eigenvector Maps (dbMEM: Borcard and Legendre, 2002; Borcard *et al.*, 2004; Dray *et al.*, 2006). Following the procedures described in Moura *et al.* (2016), we used the ‘adespatial’ R package to perform the dbMEM analysis, recovering all spatial descriptors with positive spatial autocorrelation structure, which are compatible for constrained ordination methods (Borcard & Legendre, 2002). After that, we applied a variation partitioning analysis to measure the unique and shared effects of environmental and spatial predictors on the variability of 1) assemblage dissimilarity, 2) species replacement, and 3) richness difference among scorpion assemblages. To access the statistical significance of combined fractions in explaining the variability in the response matrices, we used a series of distance-based redundancy analysis (dbRDA: McArdle & Anderson, 2001) followed by permutation tests (1,000 permutations), both implemented in the ‘vegan’ R package. The isolated contribution of each predictor class (Table I), as well as the variability in the response matrices explained solely

by spatial predictors, were tested using partial-dBRDA and the same permutation tests mentioned above. In both cases (dbRDA and partial-dBRDA) we applied the Lingo correction to avoid the generation of negative eigenvalues during the modeling processes (Legendre and Anderson, 1999). We quantify the relative contribution of shared and non-shared explained fractions using the adjusted coefficient of determination (R^2_{adj}) proposed by Peres-Neto *et al.* (2006). Prior to variation partitioning, all environmental predictors were $\log(x+1)$ transformed and checked for collinearity problems using variance inflation factor (VIF) obtained in the 'usdm' R package (Naimi, 2015). We assume a VIF less than 10 as an indicator of negligible collinearity effects during the modeling processes (Zuur *et al.*, 2009).

RESULTS

Buthidae species showed a widespread distribution in the Cuban archipelago, species from *Heteroctenus* Pocock, 1893 and *Centruroides* Marx, 1890 genera were found in practically all Cuban territory. In contrast, some buthid genera such as *Tityopsis* Armas, 1974 and *Alayotityus* showed a more restricted distribution and were found on the western and eastern sides of the Cuban archipelago, respectively (Fig. 1). Diplocentrid scorpions are also found throughout the Cuban territory. However, their genera exhibited a clumped distribution pattern, representatives from *Cazierus* and *Cryptoichus* genus were restricted to eastern side of the Cuban archipelago (Fig. 1). Species richness ranged from one to nine species per grid cell, with a slightly increase in the observed number of species towards the southern region of the Cuban archipelago (Fig. 2).

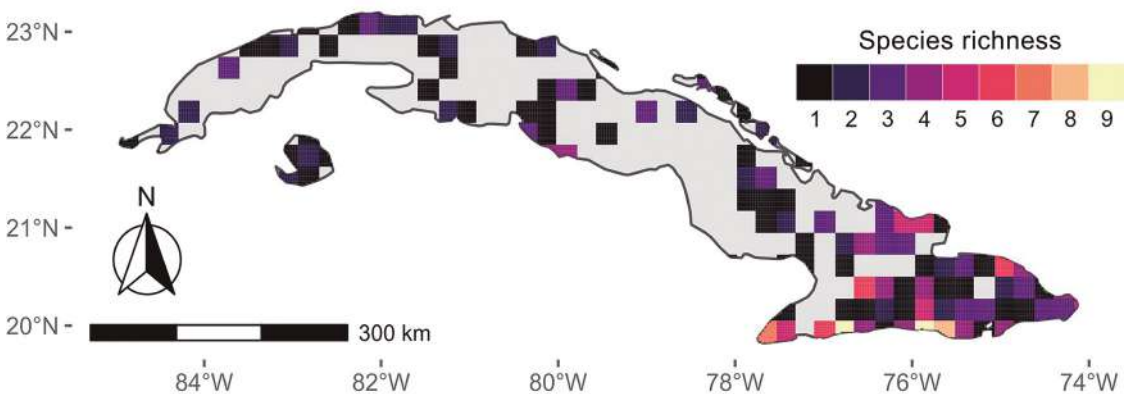


Figure 2. Spatial distribution of scorpion richness over the Cuban archipelago. Species richness is given as the number of scorpion species counted per grid cell at 25×25 km pixel resolution.

Species replacement accounted for 56 % of the total β -diversity estimated from scorpion assemblages ($\beta_{total} = 0.358$), while the remaining 44 % was attributed to the richness difference component. The average dissimilarity observed among scorpion assemblages was estimated in 0.716 ± 0.305 (mean \pm standard deviation), whereas the mean levels of species replacement and richness difference were quite similar (Fig. 3).

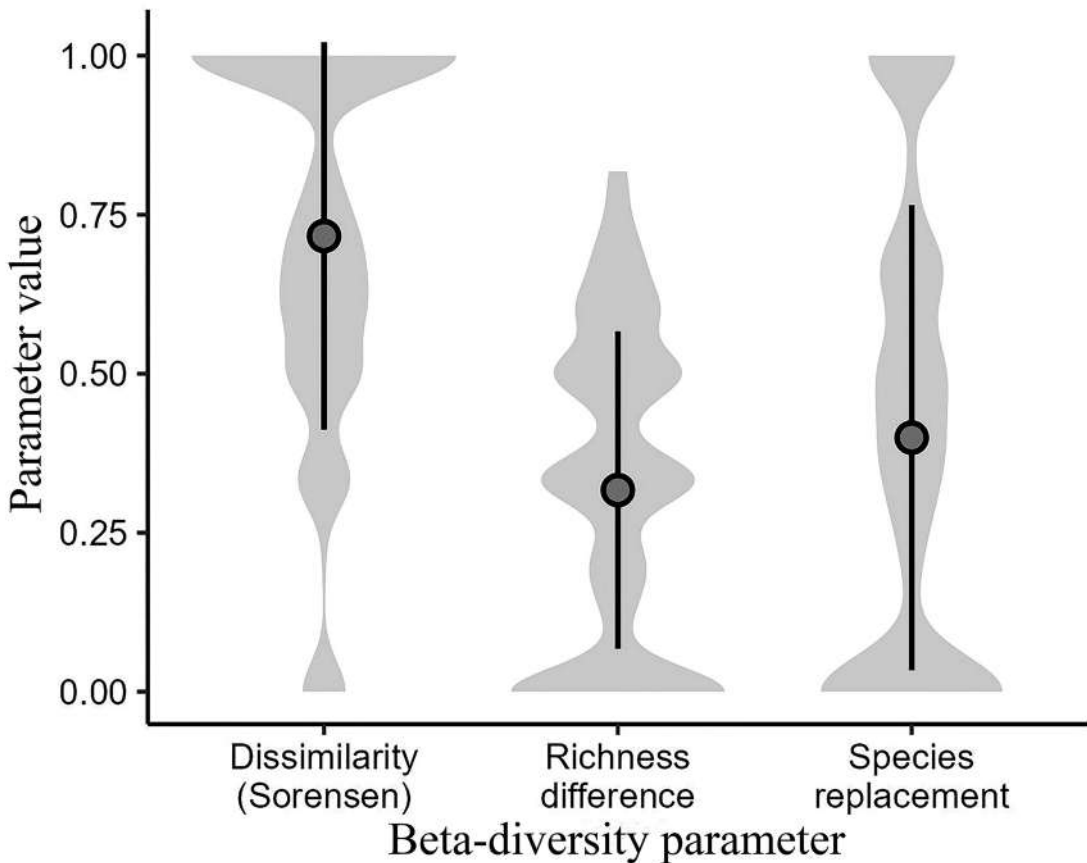


Figure 3. Graphical summary of β -diversity parameters (Sørensen dissimilarity, richness difference, and species replacement) observed for the scorpion assemblages of Cuban archipelago. Mean values and standard deviation are illustrated by dots and vertical bars, respectively, while the distributional structures of each β -diversity parameter are represented by grey shades.

Together, the set of environmental and spatial predictors explained 7 % of the dissimilarity observed among scorpion assemblages (Table II). This dissimilarity could be better explained when environmental and spatial predictors were combined, although the percentual contribution resulting from these combinations were relatively low (2–7 %, Table II). Individually, the dissimilarity among scorpion assemblages could be explained only by spatial predictors ($R^2_{adj} = 0.047$, $p < 0.05$, Table II). Different combinations of environmental and spatial predictors explained only 0.1 % to 0.4 % in the levels of species replacement present among scorpion assemblages (Table II). Levels of richness difference among scorpion assemblages could not be explained solely by vegetation complexity, although isolated effects were detected for climate, spatial structure and topography (Table II). In addition, 10–28 % of the variation in richness difference could be attributed to the mixed effects between environmental and spatial predictors (Table II). Environmental variables did not present collinearity problems ($VIF < 4.18$).

Table II. Statistical summary from the variation partitioning analysis of assemblage dissimilarity, species replacement, and richness difference observed among scorpion assemblages in the Cuban archipelago

Predictor class	Assemblage dissimilarity		Species replacement		Richness difference		
	d.f.	F	R ² adj	F	R ² adj	F	R ² adj
Individual effects							
VEG	3	1.145	0.005	1.016	0.001	0.915	0.000
CLI	4	1.096	0.004	0.979	0.000	5.245	0.155
TOP	2	0.882	0.000	0.979	0.000	3.135	0.0399
SPA	30	1.177	0.047	1.007	0.002	1.744	0.153
Shared effects							
CLI + VEG	7	1.424	0.025	1.016	0.001	2.854	0.102
CLI + TOP	6	1.360	0.019	1.005	<0.001	3.650	0.122
CLI + SPA	34	1.248	0.069	1.013	0.004	1.552	0.141
VEG + TOP	5	1.459	0.020	1.007	<0.001	3.819	0.110
VEG + SPA	33	1.256	0.070	1.014	0.004	1.395	0.103
TOP + SPA	32	1.212	0.056	1.009	0.002	1.600	0.144
CLI + VEG + TOP	9	1.320	0.025	1.009	0.001	2.833	0.126
CLI + VEG + SPA	37	1.248	0.074	1.010	0.003	1.971	0.240
CLI + TOP + SPA	36	1.225	0.066	1.007	0.002	2.244	0.282
VEG + TOP + SPA	35	1.234	0.067	1.012	0.004	1.464	0.125
All	39	1.226	0.072	1.008	0.003	2.135	0.280
Residuals	0	-	0.928	-	0.997	-	0.720

Environmental features were grouped into three classes representing vegetation complexity (VEG), climatic features (CLI) and topography (TOP). Spatial predictors were included as a fourth class of independent variables (SPA). The relative amount of variance explained by each predictor class is given by the unbiased coefficient of determination (R²adj), in which statistically significant values (P < 0.05) are presented in bold.

DISCUSSION

This study assessed the isolated and combined contributions of vegetation, climatic and topographic variables regarding the diversity pattern of scorpion assemblages in the Cuban archipelago. We found vegetation, climatic, and spatial predictors combined influences in scorpion species composition and d β pattern. These synergisms between biotic and abiotic variables in scorpion composition have also been described in previous studies (Due and Polis, 1986; Prendini, 2001; Foord *et al.*, 2015; Lira *et al.*, 2019a). Our results favor the rationale of a filter compounded by the interplay between biotic (*e.g.*, vegetation complexity) and abiotic (*e.g.*, climate and topography) components that determine which scorpion species successfully colonize and coexist at a local site.

Scorpions belong to an arthropod predator group with low dispersion capacity and their ecological requirements are likely to have a prominent role in the spatial arrangement of their assemblages (Dionisio-da-Silva *et al.*, 2018; Foerster *et al.*, 2019; Lira *et al.*, 2021). For example, Lira *et al.* (2019a) found that 36 % of scorpion species composition along a 712 km dry–wet bioclimatic gradient was explained by spatial predictors. In scorpion species of a Brazilian montane forest fragments, 51 % of composition variability was influenced by spatial predictors (Foerster *et al.*, 2019). Therefore, the scorpion biological properties could

be a potential source of variation on the size and composition of scorpion assemblages along the Cuban archipelago. Cuban scorpion fauna is composed by eurytopic species (*e.g.*, *Centruroides* spp.) (Teruel & Kovařík, 2012) and by stenotopic species (*e.g.*, *Tityopsis* spp.) considered as forest scorpions (Teruel & Rodríguez-Cabrera, 2020). In this way, scorpion species with limited vagility and lower ecological plasticity may be restricted to small territorial extensions in archipelagos as Cuba. Such interpretations are supported by the effect of spatial distance on the species composition, in which scorpion assemblages in the eastern portion are quite different from those distributed on the western side of the Cuban archipelago (see Fig. 1).

In the Cuban archipelago, the $d\beta$ of scorpions was explained in similar way by the species replacement component and richness difference. We found a synergism between species richness differences with biotic and abiotic variables. These results indicate that interactions between biotic and abiotic variables act as species filter, allowing the establishment of natural communities according to their environmental requirements. Thus, our finding suggests that the assembly of diversity patterns among scorpion assemblages in the Cuban archipelago may be the result of interplay between ecology and evolution. Besides, the interactions between scorpion intrinsic features, (limited vagility and microhabitat specificity) and the high geological and vegetation complexity of the Cuban archipelago may explain a high number of scorpion species and the $d\beta$ pattern. Lira *et al.* (2019a, 2021) argue that landscape structure changes such vegetation cover may act as a complex filter, limiting the dispersion of the majority of the scorpion species in Brazilian Atlantic Forest and Caatinga. For example, forest specialists' scorpions are unable to colonize the open forested areas neighboring their forest remnant (Lira *et al.*, 2019b; Lira *et al.*, 2020). Therefore, the larger contribution of species replacement to the overall scorpion $d\beta$ found in our study indicates that the mechanism behind the assembly of scorpion assemblages in the Cuban archipelago is likely related to the high environmental heterogeneity, as well as the historical and independent colonization events that are intrinsically associated to the biogeographical history of the Cuban archipelago (Crews & Esposito, 2020).

CONCLUSIONS

In summary, we found that scorpion species composition and richness differences in the Cuban archipelago depend on biotic and abiotic variables, such vegetation and topography. Our results also indicate that the variables explained a relevant fraction of the scorpion community assembly together rather than individually. Thus, a good practice for future studies focusing on the scorpion community assembly would be to consider both types of variables and analyze them together and separately.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) for granting a postdoctoral scholarship (BFP-0121-2.05/20) to AFAL. We also thank Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for granting a Master Scholarship to SIAF. Finally, we thanks to two anonymous referees for their valuable comments to improve our manuscript.

LITERATURE CITED

- Alves, D. M. C. C., J. A. F. Diniz-Filho, K. da Silva e Souza, S. F. Gouveia, & F. Villalobos. 2018. Geographic variation in the relationship between large-scale environmental determinants and bat species richness. *Basic and Applied Ecology*, 27: 1–8.
- Belmaker, J., & W. Jetz. 2011. Cross-scale variation in species richness–environment associations: Richness–environment scaling. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 464–474.
- Borcard, D., & P. Legendre. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153: 51–68.
- Borcard, D., P. Legendre, C. Avois-Jacquet, & H. Tuomisto. 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology*, 85:1826–1832.
- Borcard, D., F. Gillet, & P. Legendre. 2018. *Numerical ecology with R*. Springer.
- Borroto-Páez R., & C. A. Mancina. 2017. Biodiversity and conservation of Cuban mammals: past, present, and invasive species. *Journal of Mammalogy*, 98: 964–985.
- Brown, J. L., D. J. Hill, A. M. Dolan, A. C. Carnaval, & A. M. Haywood. 2018. PaleoClim, high spatial resolution paleoclimate surfaces for global land areas. *Science Data*, 5: 1–9.
- Bryson Jr, R. W., W. E. Savary, A. J. Zellmer, R. B. Bury, & J. E. McCormack. 2016. Genomic data reveal ancient microendemism in forest scorpions across the California Floristic Province. *Molecular Ecology*, 25: 3731–3751.
- Campón, F. F., S. L. Silnik, & L. A. Fedeli. 2014. Scorpion diversity of the Central Andes in Argentina. *The Journal of Arachnology*, 42: 163–169.
- Carvalho, J. C., P. Cardoso, L. C. Crespo, S. Henriques, R. Carvalho, & P. Gomes. 2011. Determinants of beta diversity of spiders in coastal dunes along a gradient of mediterraneity: Spiders along a gradient of mediterraneity. *Diversity and Distributions*, 17: 225–234.
- Crews, S. C., & L. A. Esposito. 2020. Towards a synthesis of the Caribbean biogeography of terrestrial arthropods. *BMC Evolutionary Biology*, 20: 1–27.
- Denis, D., D. D. Cruz-Flores, & E. Testé. 2018. *Biodiversity in Cuba*. Global Biodiversity: Volume 4: Selected Countries in the Americas and Australia.
- Dionisio-da-Silva, W., A. F. A. Lira, & C. M. R. Albuquerque. 2018. Distinct edge effects and reproductive periods of sympatric litter-dwelling scorpions (Arachnida: Scorpiones) in a Brazilian Atlantic forest. *Zoology*, 129: 17–24.
- Dray, S., P. Legendre, & P. R. Peres-Neto. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196: 483–493.

- Dray, S., D. Bauman, G. Blanchet, D. Borcard, S. Clappe, G. Guenard, T. Jombart, G. Larocque, P. Legendre, N. Madi, *et al.* 2018. *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*. R package version 0.3–2. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>. Accessed 28 November 2018.
- Due, A. D., & G. A. Polis. 1986. Trends in scorpion diversity along the Baja California Peninsula. *The American Naturalists*, 128: 460–468.
- Esposito, L. A., & L. Prendini. 2019. Island ancestors and new world biogeography: A case study from the scorpions (Buthidae: Centruroidinae). *Science Reports*, 9: 3500.
- Fernani, P. N., & A. Ruggiero. 2017. The latitudinal diversity gradient in South American mammals revisited using a regional analysis approach: The importance of climate at extra-tropical latitudes and history towards the tropics. *Plos One*, 12: e0184057.
- Foerster, S. I. A., A. M. DeSouza, & A. F. A. Lira. 2019. Macroecological approach for scorpions (Arachnida, Scorpiones): β -diversity in Brazilian montane forests. *Canadian Journal of Zoology*, 97: 914–921.
- Foerster, S. Í. A., A. F. A. Lira, & C. G. Almeida. 2020. Vegetation structure as the main source of variability in scorpion assemblages at small spatial scales and further considerations for the conservation of Caatinga landscapes. *Neotropical Biology and Conservation*, 15: 533–550.
- Foord, S. H., V. Gelebe, & L. Prendini L. 2015. Effects of aspect and altitude on scorpion diversity along an environmental gradient in the Soutpansberg, South Africa. *Journal of Arid Environments*, 113: 114–120.
- González-Alonso, H., & L. F. Armas. 2007. Principales regiones de la biodiversidad cubana. In: González-Alonso, H., editor. *Biodiversidad de Cuba*. Guatemala: Editorial Polymita, p. 56–69.
- Hedges, S. B. 2006. Paleogeography of the Antilles and origin of West Indian terrestrial vertebrates. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 93: 231–244.
- Heino, J. 2013. Environmental heterogeneity, dispersal mode, and co-occurrence in stream macroinvertebrates. *Ecology and Evolution*, 3: 344–355.
- Hijmans, R. J. 2019. *raster: Geographic Data Analysis and Modeling*. R package version 2.9–5. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>. Accessed 10 November 2019.
- Hof, C., M. B. Araújo, W. Jetz, & C. Rahbek. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature*, 480: 516–519.
- Irl, S. D. H., D. E. V. Harter, M. J. Steinbauer, D. Gallego Puyol, J. M. Fernández-Palacios, A. Jentsch, & C. Beierkuhnlein. 2015. Climate vs. topography – spatial patterns of plant species diversity and endemism on a high-elevation island. *Journal of Ecology*, 103: 1621–1633.

- Iturralde-Vinent, M. A., & R. D. E. MacPhee. 1999. Paleogeography of the Caribbean region: Implications for Cenozoic biogeography. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 238: 1–95.
- Jetz, W., D. S. Wilcove, & A. P. Dobson. 2007. Projected impacts of climate and land–use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology*, 5: e157.
- Jiménez-Valverde, A., A. Baselga, A. Melic, & N. Txasko. 2010. Climate and regional beta-diversity gradients in spiders: dispersal capacity has nothing to say? *Insect Conservation and Diversity*, 3: 51–60.
- Latham, J., R. Cumani, I. Rosati, & M. Bloise. 2014. *Global land cover share (GLC–SHARE) database beta–release version 1.0–2014*. FAO: Rome, Italy. Accessed 20 May 2019.
- Legendre, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity: Replacement and richness difference components. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 1324–1334.
- Legendre, P., & M. J. Anderson. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monography*, 69: 1–24.
- Lira, A. F. A., R. Badillo-Montaño, A. Lira-Noriega, & C. M. R. Albuquerque. 2020. Potential distribution patterns of scorpions in north–eastern Brazil under scenarios of future climate change. *Austral Ecology*, 45: 215–228.
- Lira, A. F. A., S. Í. A. Foerster, R. P. Salomão, T. J. Porto, C. M. R. Albuquerque, & G. J. B. Moura. 2021a. Understanding the effects of human disturbance on scorpion diversity in Brazilian tropical forests. *Journal of Insect Conservation*, 25: 147–158.
- Lira, A. F. A., J. C. Araújo, F. N. A. A. Rego, S. Í. A. Foerster, & C. M. R. Albuquerque. 2021b. Habitat heterogeneity shapes and shifts scorpion assemblages in a Brazilian seasonal dry tropical forest. *Journal of Arid Environments*, 186: 104413.
- Lira, A. F. A., L. M. Pordeus, R. P. Salomão, R. Badillo-Montaño, & C. M. R. Albuquerque. 2019b. Effects of anthropogenic land–use on scorpions (Arachnida: Scorpiones) in Neotropical forests. *International Journal of Tropical Insect Science*, 39: 211–218.
- Lira, A. F. A., R. P. Salomão, & C. M. R. Albuquerque. 2019a. Pattern of scorpion diversity across a bioclimatic dry–wet gradient in Neotropical forests. *Acta Oecologica*, 96: 10–17.
- Liu, J., M. Vellend, Z. Wang, & M. Yu. 2018. High beta diversity among small islands is due to environmental heterogeneity rather than ecological drift. *Journal of Biogeography*, 45: 2252–2261.
- Losos, J. B. 2010. Adaptive radiation, ecological opportunity, and evolutionary determinism: American society of naturalists E. O. Wilson award address. *The American Naturalist*, 175: 623–639.

- Mahler, D. L., T. Ingram, L. J. Revell, & J. B. Losos. 2013. Exceptional convergence on the macroevolutionary landscape in Island lizard radiations. *Science*, 341: 292–295.
- Mahler, D. L., L. J. Revell, R. E. Glor, & J. B. Losos. 2010. Ecological opportunity and the rate of morphological evolution in the diversification of greater Antillean Anoles: opportunity and rate in *Anolis* lizards. *Evolution*, 64: 2731–2745.
- McArdle, B. H., & M. J. Anderson. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82: 290–297.
- MacArthur, R. H., & E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 203: 853–858.
- Mittelbach, G. G., & D. W. Schemske. 2015. Ecological and evolutionary perspectives on community assembly. *Trends in Ecology & Evolution*, 30: 241–247.
- Mittermeier, R. A., P. R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux, G. A. B. da Fonseca, P. A. Seligmann, & H. Ford. 2005. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions conservation international*, Mexico City. Conservation International Edition.
- Moura, M. R., F. Villalobos, G. C. Costa, & P. C. A. Garcia. 2016. Disentangling the Role of Climate, Topography and Vegetation in Species Richness Gradients. *Plos One*, 11: e0152468.
- Naimi, B. 2015. *usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models*. URL <https://CRAN.R-project.org/package=usdm>. R package version 1.1–15.
- Nemésio, A., & H. L. Vasconcelos. 2013. Beta diversity of orchid bees in a tropical biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation*, 22: 1647–1661.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P.R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, et al. 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5–5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Accessed 20 May 2019.
- Padial, A. A., F. Ceschin, S. A. Declerck, L. De Meester, C. C. Bonecker, F. A. Lansac-Tôha, J. R. Rodrigues, L. C. Rodrigues, S. Train, L. F. M. Velho, et al. 2014. Dispersal ability determines the role of environmental, spatial and temporal drivers of metacommunity structure. *PloS One*, 9: e111227.
- Peres-Neto, P. R., P. Legendre, S. Dray, , & D. Borcard, 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87: 2614–2625.
- Polis, G. A. 1990. *The Biology of Scorpions*. Stanford: Stanford University Press.

- Prendini, L. 2001. *Substratum specialization and speciation in southern African scorpion: the effect hypothesis revisited*. In: Fet, V. and P. A. Selden, editors. *Memoriam Gary A. Polis*. Burnham Beeches: British Arachnological Society, p. 113–138.
- Prendini, L. 2005. *Scorpion diversity and distribution in southern Africa: pattern and process*. In: Hubner, B. A., B. Sinclair and K. H. Lampe, editors. *African Biodiversity: Molecules, Organisms, Ecosystems*. New York: Springer, p. 25–68.
- Prendini, L., & T. L. Bird. 2008. Scorpions of the Brandberg Massif, Namibia: Species richness inversely correlated with altitude. *African Invertebrates*, 49: 77–107.
- Qian, H., C. Badgley, & D. L. Fox. 2009. The latitudinal gradient of beta diversity in relation to climate and topography for mammals in North America. *Global Ecology and Biogeography*, 18: 111–122.
- Ray-Mukherjee, J., K. Nimon, S. Mukherjee, D. W. Morris, R. Slotow, & M. Hamer. 2014. Using commonality analysis in multiple regressions: a tool to decompose regression effects in the face of multicollinearity. *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 320–328.
- Richardson, D. M., & R. J. Whittaker. 2010. Conservation biogeography – foundations, concepts and challenges: Conservation biogeography: foundations, concepts and challenges. *Diversity and Distribution*, 16: 313–320.
- Ricklefs, R. E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, 7: 1–15.
- Rodriguez-Artigas, S. M., R. Ballester, & J. A. Corronca. 2016. Factors that influence the beta-diversity of spider communities in northwestern Argentinean Grasslands. *PeerJ*, 4: e1946.
- Rominger, A. J., K. R. Goodman, J. Y. Lim, E. E. Armstrong, L. E. Becking, G. M. Bennett, M. S. Brewer, D. D. Cotoras, C. P. Ewing, J. Harte, *et al.* 2016. Community assembly on isolated islands: macroecology meets evolution: Community assembly on isolated islands. *Global Ecology and Biogeography*, 25: 769–780.
- Ruggiero, A., & B. A. Hawkins. 2008. Why do mountains support so many species of birds? *Ecography*, 31: 306–315.
- Schluter, D. 2000. *The Ecology of Adaptive Radiation*. Oxford: Oxford University Press.
- Sepkoski, J. J. 1978. A kinetic model of Phanerozoic taxonomic diversity I. Analysis of marine orders. *Paleobiology*, 4: 223–251.
- Simard, M., N. Pinto, J. B. Fisher, & A. Baccini. 2011. Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar. *Journal of Geophysical Research*, 116: G04021.
- Socolar, J. B., J. J. Gilroy, W. E. Kunin, & D. P. Edwards. 2016. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology and Evolution*, 31: 67–80.

- Soininen, J., J. Heino, & J. Wang. 2018. A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 27: 96–109.
- Stein, A., K. Gerstner, & H. Kreft. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17: 866–880.
- Teruel, R., & F. Kovařík. 2012. *Scorpions of Cuba*. Praga: Clairon Production.
- Teruel, R., & T. M. Rodríguez-Cabrera. 2020. Revision of the genus *Tityopsis* Armas, 1974 (Scorpiones: Buthidae). Part 1. General updates and description of four new species. *Euscorpius*, 304: 1–40.
- USGS. 2021. U.S. Geological Survey: Global 30 Arc-Second Elevation (GTOPO30). Accessed 19 November 2021. <https://doi.org/10.5066/F7DF6PQS>
- Valdujo, P. H., A. C. O. Q. Carnaval, & C. H. Graham. 2013. Environmental correlates of anuran beta diversity in the Brazilian Cerrado. *Ecography*, 36: 708–717.
- Vasconcelos, H. L., J. M. S. Vilhena, K. G. Facure, & A. L. K. M. Albernaz. 2010. Patterns of ant species diversity and turnover across 2000 km of Amazonian floodplain forest. *Journal of Biogeography*, 37: 432–440.
- Volschenk, E. S., A. H. Burbidge, B. J. Durrant, & M. S. Harvey. 2010. Spatial distribution patterns of scorpions (Scorpiones) in the arid Pilbara region of Western Australia. *Records of the Western Australian Museum*, 78: 271–284.
- Warburg, M. R., & A. Ben-Horin. 1981. The response to temperature gradients of scorpions from mesic and xeric habitats. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 68: 277–279.
- Zuur, A., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, & G. M. Smith. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media.

Cómo citar: De Araujo-Lira, A. F., Araújo-Foerster, S. I., Medeiros-DeSouza, A., & Armas, L. F. de (2022). Disentangling diversity patterns in Cuban scorpions (Arachnida: Scorpiones). *Novitates Caribaea*, (19), 72–91. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.290>. Original scientific article.

Appendix 1. List of non-exotic scorpion species present in the Cuban archipelago. Data compiled from the Arachnological Collection of the Institute of Ecology and Systematics (Havana, Cuba) and also from the scientific literature

Scorpion species	Sources
Buthidae	
<i>Alayotityus delacruz</i> Armas, 1973	Armas 1973
<i>Alayotityus feti</i> Teruel, 2004	Teruel 2004
<i>Alayotityus granma</i> Armas, 1984	Armas 1984
<i>Alayotityus juraguaensis</i> Armas, 1973	Armas 1973
<i>Alayotityus lapidocola</i> Teruel, 2002	Teruel 2002, 2004
<i>Alayotityus nanus</i> Armas, 1973	Armas 1973; Teruel 2002
<i>Alayotityus pallidus</i> Teruel, 2002	Teruel 2002, 2004
<i>Alayotityus sierramaestrae</i> Armas, 1973	Armas 1973
<i>Centruroides anchorellus</i> Armas, 1976	Teruel 2019
<i>Centruroides arcimanus</i> (Armas, 1976)	Armas 1976a
<i>Centruroides baracoae</i> Armas, 1976	Armas 1976a; Teruel 2000
<i>Centruroides galano</i> Teruel, 2001	Teruel 2001b
<i>Centruroides guanensis</i> Franganillo, 1930	Teruel 2017
<i>Centruroides melanodactylus</i> Teruel, 2001	Teruel 2001b
<i>Centruroides navarroi</i> Teruel, 2001	Teruel 2001b
<i>Centruroides nigropunctatus</i> Teruel, 2006	Teruel 2006c
<i>Centruroides polito</i> Teruel, 2007	Teruel 2007
<i>Centruroides robertoi</i> Armas, 1976	Armas 1976a
<i>Centruroides spectatus</i> Teruel, 2006	Teruel 2006c
<i>Centruroides stockwelli</i> Teruel, 2001	Teruel 2001b
<i>Heteroctenus aridicola</i> Teruel & Armas, 2012	Teruel and Armas 2012a
<i>Heteroctenus garridoi</i> (Armas, 1974)	Teruel 2006b; Teruel and Armas 2012a
<i>Heteroctenus gibarae</i> (Teruel, 2006)	Teruel 2006b; Teruel and Armas 2012a
<i>Heteroctenus granulimanus</i> (Teruel, 2006)	Teruel 2006b; Teruel and Armas 2012a
<i>Heteroctenus junceus</i> (Herbst, 1800)	Teruel and Armas 2012b
<i>Heteroctenus melloleitaoi</i> (Teruel & Armas, 2006)	Teruel and Armas 2006b; 2012a
<i>Microtityus difficilis</i> Teruel & Armas, 2006	Teruel and Armas 2006c
<i>Microtityus farleyi</i> Teruel, 2000	Institute of Ecology and Systematics, Havana
<i>Microtityus flavescens</i> Teruel, 2001	Institute of Ecology and Systematics, Havana
<i>Microtityus fundorai</i> Armas, 1974	Teruel 2001a
<i>Microtityus Guantanamo</i> Armas, 1984	Institute of Ecology and Systematics, Havana
<i>Microtityus jaumei</i> Armas, 1974	Institute of Ecology and Systematics, Havana
<i>Microtityus kovariki</i> Teruel & Infante, 2007	Teruel and Infante 2007
<i>Microtityus pusillus</i> Teruel & Kovarik, 2012	Institute of Ecology and Systematics, Havana
<i>Microtityus trinitensis</i> Armas, 1974	Teruel 2001a; Teruel and Rodríguez 2014

Appendix 1. Continuation

Scorpion species	Sources
<i>Microtityus vulcanicus</i> Teruel, 2019	Institute of Ecology and Systematics, Havana
<i>Tityopsis canizaresorum</i> Teruel & Rodríguez-Cabrera, 2020	Teruel and Rodríguez-Cabrera, 2020
<i>Tityopsis inaequalis</i> (Armas, 1974)	Teruel and Rodríguez-Cabrera, 2020
<i>Tityopsis inexpectata</i> (Moreno, 1940)	Teruel and Rodríguez-Cabrera, 2020
<i>Tityopsis mulata</i> Teruel & Rodríguez-Cabrera, 2020	Teruel and Rodríguez-Cabrera, 2020
<i>Tityopsis pumila</i> Teruel & Rodríguez-Cabrera, 2020	Teruel and Rodríguez-Cabrera, 2020
<i>Tityopsis sheylae</i> Teruel & Rodríguez-Cabrera, 2020	Teruel and Rodríguez-Cabrera, 2020
Diplocentridae	
<i>Cazierius asper</i> Teruel, 2006	Teruel and Cala-Riquelme 2006; Teruel 2006a
<i>Cazierius chryseus</i> Teruel & Armas, 2006	Teruel and Armas 2006a
<i>Cazierius granulatus</i> Teruel, 2013	Teruel 2013
<i>Cazierius gundlachii</i> (Karsch, 1880)	Teruel and Cala-Riquelme 2006; Teruel 2006a
<i>Cazierius paradoxos</i> Teruel & Díaz, 2004	Teruel and Díaz 2004; Teruel 2006a
<i>Cazierius parvus</i> Armas, 1984	Teruel and Cala-Riquelme 2006; Teruel 2006a
<i>Cazierius torrei</i> (Moreno, 1938)	Teruel and Armas 2006a
<i>Cryptoiclus rodriguezi</i> Teruel & Kovarik, 2013	Teruel and Kovarik 2013
<i>Didymocentrus armasi</i> Teruel & Rodríguez, 2008	Teruel and Rodríguez 2008
<i>Didymocentrus jaumei</i> Armas, 1976	Teruel and Rodríguez 2008
<i>Didymocentrus sanfelipensis</i> Armas, 1976	Teruel and Rodríguez 2008
<i>Didymocentrus trinitarius</i> (Franganillo, 1930)	Teruel and Rodríguez 2008
<i>Heteronebo bermudezi</i> (Moreno, 1938)	Armas 1976b, 1984
<i>Heteronebo morenoi</i> (Armas, 1973)	Armas 1976b, 1984
<i>Heteronebo nibujon</i> Armas, 1984	Teruel and Díaz 2004

LITERATURE CITED IN THIS APPENDIX

- Armas, L. F. 1973. Escorpiones del archipiélago cubano. I. Nuevo género y nuevas especies de Buthidae (Arachnida: Scorpionida). *Poeyana*, 114: 1–28.
- Armas, L. F. 1976a. Escorpiones del archipiélago cubano. V. Nuevas especies de *Centruroides* (Scorpionida: Buthidae). *Poeyana*, 146: 1–55.
- Armas, L. F. 1976b. Escorpiones del archipiélago cubano. VI. Familia Diplocentridae (Arachnida: Scorpionida). *Poeyana*, 147: 1–35.
- Armas, L. F. 1984. Escorpiones del archipiélago cubano. VII. Adiciones y enmiendas (Scorpiones: Buthidae, Diplocentridae). *Poeyana*, 275: 1–37.

- Teruel, R. 2000. Taxonomía del complejo *Centruroides anchorellus* Armas, 1976 (Scorpiones: Buthidae). *Revista Ibérica de Aracnología*, 1: 3–12.
- Teruel, R. 2001a. Taxonomía y distribución geográfica de *Microtityus fundorai* Armas, 1974 (Scorpiones: Buthidae) en la provincia Santiago de Cuba, Cuba. *Revista Ibérica de Aracnología*, 4: 29–33.
- Teruel, R. 2001b. Tres nuevas especies de *Centruroides* (Scorpiones: Buthidae) de Cuba. *Revista Ibérica de Aracnología*, 3: 93–107.
- Teruel, R. 2002. Taxonomía del complejo *Alayotityus nanus* Armas, 1973 (Scorpiones: Buthidae). Primera parte: descripción de dos nuevas especies. *Revista Ibérica de Aracnología*, 6: 187–194.
- Teruel, R. 2004. Taxonomía del complejo *Alayotityus nanus* Armas, 1973 (Scorpiones: Buthidae). Segunda parte: descripción de una nueva especie. *Revista Ibérica de Aracnología*, 9: 259–268.
- Teruel, R. 2006a. La subfamilia Diplocentrinae (Scorpiones: Scorpionidae) en Cuba. Segunda parte: nueva especie del género *Cazierius* Francke 1978. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 38: 87–93.
- Teruel, R. 2006b. Apuntes sobre la taxonomía y biogeografía del género *Rhopalurus* Thorell 1876 (Scorpiones: Buthidae), con la descripción de dos nuevas especies de Cuba. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 38: 43–54.
- Teruel, R. 2006c. Dos nuevos *Centruroides* Marx 1889 (Scorpiones: Buthidae) de Cuba Oriental. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 39: 83–90.
- Teruel, R. 2007. Una nueva especie de *Centruroides* Marx 1890 del grupo “*arctimanus*” (Scorpiones: Buthidae) de Cuba oriental. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 40: 187–193.
- Teruel, R. 2013. La subfamilia Diplocentrinae (Scorpiones: Scorpionidae) en Cuba. Sexta parte: nueva especie de *Cazierius* Francke, 1978. *Revista Ibérica de Aracnología*, 23: 43–48.
- Teruel, R. 2017. Actualización de la distribución geográfica en Cuba oriental de *Centruroides guanensis* Franganillo, 1931 (Scorpiones: Buthidae). *Revista Ibérica de Aracnología*, 31: 125–128.
- Teruel, R. 2019. Actualización de la distribución de *Centruroides anchorellus* Armas, 1976 (Scorpiones: Buthidae) en Cuba occidental. *Revista Ibérica de Aracnología*, 34: 157–159.
- Teruel, R., & D. Díaz. 2004. La subfamilia Diplocentrinae (Scorpiones: Scorpionidae) en Cuba. Primera parte: *Heteronebo nibujon* Armas 1984 y descripción de una especie nueva del género *Cazierius* Francke, 1978. *Revista Ibérica de Aracnología*, 9: 191–203.
- Teruel, R., & F. Cala-Riquelme. 2006. La subfamilia Diplocentrinae (Scorpiones: Scorpionidae) en Cuba. Cuarta parte: redescrpciones de *Cazierius gundlachii* (Karsch 1880) y *Cazierius parvus* Armas 1984 y descripción del macho adulto de *Cazierius asper* Teruel 2006. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 39: 305–317.

- Teruel, R., & F. Kovařík. 2013. *Scorpions of Cuba*. Praga: Clairon Production.
- Teruel, R., & L. F. Armas. 2006a. La subfamilia Diplocentrinae (Scorpiones: Scorpionidae) en Cuba. Tercera parte: dos nuevas adiciones al género *Cazierius* Francke 1978. *Revista Ibérica de Aracnología*, 38: 95–102.
- Teruel, R., & L. F. Armas. 2006b. Un nuevo *Rhopalurus* Thorell 1876 (Scorpiones: Buthidae) de Cuba oriental. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 39: 175–179.
- Teruel, R., & L. F. Armas. 2006c. Un nuevo *Microtityus* Kjellesvig-Waering 1966 (Scorpiones: Buthidae) de Cuba oriental. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 38: 113–116.
- Teruel, R., & L. F. Armas. 2012a. Nueva especie de *Rhopalurus* Thorell 1876 de Cuba oriental, con algunas consideraciones sobre sus congéneres antillanos (Scorpiones: Buthidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 50: 209–217.
- Teruel, R., & L. F. Armas. 2012b. Redescipción de *Rhopalurus junceus* (Herbst 1800) (Scorpiones: Buthidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 50: 153–174.
- Teruel, R., & L. M. Infante. 2007. Un nuevo escorpión del género *Microtityus* Kjellesvig-Waering 1966 (Scorpiones: Buthidae), de la región oriental de Cuba. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 40: 227–231.
- Teruel, R., & T. M. Rodríguez. 2008. La subfamilia Diplocentrinae (Scorpiones: Scorpionidae) en Cuba. Quinta parte: el género *Didymocentrus* Kraepelin 1905. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42: 53–78.
- Teruel, R., & T. M. Rodríguez. 2014. On the westernmost occurrence of the genus *Microtityus* Kjellesvig-Waering, 1966 in Cuba (Scorpiones: Buthidae). *Revista Ibérica de Aracnología*, 24: 131–133.
- Teruel, R., & T. M. Rodríguez-Cabrera. 2020. Revision of the genus *Tityopsis* Armas, 1974 (Scorpiones: Buthidae). Part 1. General updates and description of four new species. *Euscorpius*, 304: 1–40.

PRIMER REPORTE DE *HEMISARCOPTES COOREMANI* (THOMAS, 1961)
(ACARI: HEMISARCOPTIDAE) PARA CUBA Y SU RELACIÓN CON
CHILOCORUS CACTI L. (COLEOPTERA: COCCINELLIDAE)

**First report of *Hemisarcoptes cooremani* (Thomas, 1961) (Acari: Hemisarcoptidae)
in Cuba and its relation with *Chilocorus cacti* L. (Coleoptera: Coccinellidae)**

Yadira Sánchez-Serrano^{1a*} y Abelardo Allán Méndez-Hernández^{1b}

¹Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Cuba. ^a orcid.org/0000-0002-1168-4693.

^b orcid.org/0000-0001-6184-7991, allan.biomail@gmail.com. *Para correspondencia: dira.acari@gmail.com

[Recibido: 16 de septiembre, 2021. Aceptado para publicación: 20 de octubre, de noviembre, 2021]

RESUMEN

La familia Hemisarcoptidae (Acari: Sarcoptiformes) se reporta por primera vez en Cuba, a partir de deutoninfas heteromórficas (hipopus) de *Hemisarcoptes cooremani* (Thomas, 1961) adheridas al cuerpo de pupas y una larva de *Chilocorus cacti* L. (Coleoptera: Coccinellidae), colectadas sobre cultivos de *Carica papaya* L. localizados en el municipio Segundo Frente, provincia Santiago de Cuba. Se ilustra y describe la morfología de los hipopus, así como su localización en el cuerpo de los primeros instares de *C. cacti*. Se abordan aspectos sobre la relación forética y mutualista entre ambas especies, detectada en este estudio desde estadios juveniles, un comportamiento con escasos registros. Esta asociación permitirá explorar nuevas estrategias para el control de plagas en Cuba, principalmente contra los insectos escama.

Palabras clave: ácaro, forésis, control de plagas, Diaspididae.

ABSTRACT

For the first time family Hemisarcoptidae and the non-native astigmatid mite *Hemisarcoptes cooremani* Thomas, 1961 is reported in the Cuban archipelago from heteromorphic deutonymphs (= hypopus), attached to pupae and one larva of *Chilocorus cacti* L. (Coleoptera: Coccinellidae), on *Carica papaya* L. crops located at Segundo Frente municipality, Santiago de Cuba province. The morphology of hypopus is well illustrated and described, as well as its location on the body of *C. cacti* first instars, a poorly approached behavior related with the phoretic and mutualist interactions between these two species, herein detected from early growth stages, a scarcely reported behavior. This mite-beetle association offers new strategies in order to apply better strategies for biological pest control programs in Cuba, mainly against scale insects.

Keywords: mite, phoresy, pest control, Diaspididae.



INTRODUCCIÓN

Los ácaros de la familia Hemisarcoptidae Oudemans, 1904 pueden encontrarse asociados con una gran diversidad de insectos, ya sea como ectoparásitos depredadores de hemípteros plagas (Gerson *et al.*, 2003), o en una relación forética o simbiótica con coleópteros, himenópteros, dípteros y colémbolos del género *Sminthurus* Latreille, 1802 (Fain *et al.*, 1997).

Hasta el momento se han descrito 10 géneros dentro de Hemisarcoptidae: *Congovidia* Fain y Elsen, 1971; *Divilia* Sevastianov, 1969; *Espeletiacarus* Fain, 1987; *Giardius* Perraud, 1896; *Hemisarcoptes* Lignières, 1893; *Huronopus* OConnor y Houck, 1989a; *Linobia* Berlese, 1884; *Nanacarus* Oudemans, 1902; *Pasohopus* OConnor y Houck, 1989b y *Superioropus* OConnor y Houck, 1989a. Es una familia de distribución mundial, con mayor presencia de especies nativas en el hemisferio norte (p. ej. Estados Unidos, Canadá y Europa), así como en varias regiones de Asia, África, Australia (OConnor y Houck, 1989; Khaustov *et al.*, 2018) y el norte de América del Sur, en Colombia (Fain, 1987). Únicamente Houck y OConnor (1996) refieren para “el Caribe y las Antillas” la presencia de *Hemisarcoptes*, aunque resulta un dato impreciso, sin localidad exacta, asumiendo al parecer la distribución más amplia de género y sus hospederos habituales (*Chilocorus* spp.). No obstante el género se ha reportado en la Florida (Smith y Dixon, 2008), y *Hemisarcoptes malus* se ha introducido como biocontrolador en las Islas Bermudas (Luck *et al.*, 1999).

Varias especies de Hemisarcoptidae se han usado exitosamente para el control de plagas, tales como *Linobia coccinellae* Scopoli, 1763, ectoparásito de *Chrysomela populi* L. (Coleoptera: Chrysomelidae) (Pohlink *et al.*, 2020) y las pertenecientes a *Hemisarcoptes*: *H. coccophagus* Meyer, 1962 *H. malus* (Shimer, 1868) y *H. cooremani* (Thomas, 1961), consideradas las más eficaces para el control de insectos escama (Hemiptera: Diaspididae), fundamentalmente de los géneros *Aonidiella* Berlese y Leonardi, 1895; *Parlatoria* Targioni-Tozzetti, 1869 y *Lepidosaphes* Shimer, 1898 (Erler y Tunq, 2001, Gerson *et al.*, 2003, Dhooria, 2016), que constituyen reconocidas plagas de plantaciones de cítricos a escala mundial (Stimmel, 1996).

El género *Hemisarcoptes* es cosmopolita (Holte *et al.*, 2001), en este solamente se dispersa la fase de deutoninfa heteromórfica o hipopus–propia del orden Sarcoptiformes, que presenta adaptaciones para adherirse a coccinélicos adultos, fundamentalmente del género *Chilocorus* Leach, 1815, con quienes mantiene una relación forética obligatoria hasta completar su desarrollo (Houck, 1999).

La especie *Hemisarcoptes cooremani* inicialmente se consideró como *Vidia* (*Coleovidia*) *cooremani* (Saproglyphidae) (Thomas, 1961), hasta su designación como sinonimia por Gerson (1967) y reubicada en Hemisarcoptidae. Varios estudios sugieren un vínculo exclusivo entre *H. cooremani* y *Chilocorus cacti* Linnaeus, 1767 (Houck y OConnor, 1990), sin embargo, esta especificidad género/especie-hospedero no es absoluta, reportándose asociaciones con los géneros *Scymnus* Kugelann, 1794; *Halmus* Mulsant, 1850 y *Axion* Mulsant, 1850 (Gerson *et al.*, 1990). Gerson *et al.* (2003) además registró la colonización exitosa de *H. cooremani* de Texas, EE. UU. sobre adultos de *Chilocorus nigritus* (Fabricius) importados de la India, de donde son nativos.

En el caso de *Chilocorus*, sus especies son depredadoras de hemípteros como cóccidos, pseudocóccidos y diaspididos (Santiago y Meneses-Lozano, 2010; Venegas *et al.*, 2010), y de ácaros como el Ácaro Rojo de la Palma *Raoiella indica* Hirst, 1924 (Trombidiformes: Tenuipalpidae) (Machkour-M'rabet *et al.*, 2015). *Chilocorus cacti* ha mostrado ser la especie más eficaz

para el control biológico de un gran número de plagas de hemípteros (p. ej. *Aulacaspis yasumatsui*, *Lepidosaphes gloverii* y *Diaphorina citrii*) y lepidópteros como *Phyllocnistis citrella* (Cave, 2006; Fernández *et al.*, 2010). En Cuba se ha reportado en todas las provincias, depredando hemípteros tales como *Pseudococcus* spp. y *Nipaecoccus nipae* L. (Pseudococcidae), *Coccus viridis* Green, 1889 (Coccidae), *Metaleurodicus* spp. (Aleyrodidae) y *Aphis* spp. (Aphididae); así como lepidópteros del género *Spodoptera*, tisanópteros (*Thrips palmi* Karny, 1925 y *Thrips tabaci* Lindeman, 1888) y ácaros de la familia Tarsonemidae como *Polyphagotarsonemus latus* Banks, 1904 (Milán-Vargas *et al.*, 2008).

La relación ecológica y evolutiva entre *H. cooremani* y *C. cacti* ha sido bien estudiada en países como Hungría (Fain y Ripka, 1998), España (Sorribas *et al.*, 2008), China (Ji *et al.*, 1994) y Estados Unidos (Miller *et al.*, 2005); la misma ofrece numerosas ventajas, siendo aprovechado históricamente el uso simultáneo del ácaro y su hospedero para el control de plagas (Charles *et al.*, 1995; Gerson y Izraylevich, 1997). El registro para Cuba de *H. cooremani*, asociado precisamente a *C. cacti*, incrementa las alternativas para el control biológico de los insectos escama, que ocasionan numerosas afectaciones agrícolas y grandes pérdidas financieras (González *et al.*, 2005; Mestre-Novoa *et al.*, 2015).

OBJETIVOS

- Presentar el primer reporte para Cuba de la familia Hemisarcoptidae y de *Hemisarcoptes cooremani*, abordando aspectos de su relación forética/mutualista con el coleóptero *Chilocorus cacti*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las deutoninfas de *Hemisarcoptes cooremani* (Fig. 1) se obtuvieron a partir de la colecta, en 2014, de una larva y diez pupas del coccinérido *Chilocorus cacti* (Fig. 2) en un cultivo de *Carica papaya* L. en el municipio Segundo Frente, provincia Santiago de Cuba, coordenadas 20°24'53,76"N – 75°32'18,76"W (Sistema de Coordenadas WGS84). Se contabilizaron todos los hipopus presentes en el frasco de colecta, tanto los dispersos en la solución alcohólica, como los adheridos aún a la superficie dorsal, ventral e interior de la larva (4to instar) y las pupas.

La larva y pupas de *Chilocorus cacti* se conservaron en alcohol al 70 % y cinco ejemplares de *H. cooremani* se preservaron en preparaciones fijas en medio Hoyer según la metodología propuesta por Krantz (1978), para el análisis de caracteres morfológicos infragenéricos. Todos los especímenes referidos y preparaciones fijas se encuentran depositados en la colección zoológica del Departamento de Biología Animal del Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), catalogados en los siguientes lotes: *Hemisarcoptes cooremani* (preservados en alcohol): BSCACRa.22, *H. cooremani* (preparaciones fijas): BSCACRp.201–205, *Chilocorus cacti* (larva y pupas): BSCE1.101.

Las deutoninfas de *Hemisarcoptes cooremani* se identificaron a partir de las descripciones originales de Thomas (1961), y de otras más detalladas de Krantz y Walter (2009) y Houck y OConnor (1990), de donde se revisaron algunas medidas de referencia de los caracteres diagnósticos (ver ejemplos en descripción de la deutoninfa). Se realizaron comparaciones

morfológicas entre otras especies del género, usando los criterios y descripciones originales de Fain y Ripka (1998) para *H. budensis*, Meyer (1962) para *H. coccophagus* y Shimer (1868) para *H. malus*. Las categorías taxonómicas se actualizaron según Schatz (2011) y Walter *et al.* (2011). La identificación de *C. cacti* se realizó según Gordon y Hilburn (1990) y Rees *et al.* (1994).

Los especímenes de *C. cacti* se analizaron con un microscopio estereoscópico Carl Zeiss Stemi 2000-C equipado con una cámara digital Canon PowerShot A620 y para las preparaciones fijas de *H. cooremani* se utilizó un microscopio óptico Optech-B3 equipado con un sistema de captura de imágenes DCM-310. Para las mediciones, correspondientes únicamente al ejemplar fotografiado (Fig. 1), se usaron micrómetros oculares de escala lineal acoplados a cada dispositivo óptico, previamente calibrados con un micrómetro objetivo (Escala: 1 mm). En el procesamiento de imágenes se utilizaron los programas CombineZP (actualización junio, 2010) para el ensamblaje de los diferentes planos de enfoque obtenidos y Adobe Photoshop® CS6 v13.0 para el revelado y composición fotográfica final.

RESULTADOS

Taxonomía

Phylum Arthropoda

Clase Arachnida

Subclase Acari

Superorden Acariformes Zakhvatkin, 1952

Orden Sarcoptiformes Reuter, 1909

Suborden Oribatida Van Der Hammen, 1968

Infraorden Desmonomata Woolley, 1973

Hipoorden Astigmata Canestrini, 1891

Superfamilia Hemisarcoptoidea Oudemans, 1904

Hemisarcoptidae Oudemans, 1904

Hemisarcoptes Lignières, 1893

Hemisarcoptes cooremani (Thomas, 1961)

Descripción y caracteres morfológicos

Todos los ejemplares de *H. cooremani* correspondieron a la fase de deutoninfa heteromórfica o hipopus (Fig. 1A, C y Fig. 2) y exhibían una coloración castaño oscuro. A partir del análisis de las preparaciones fijas se determinaron los siguientes caracteres diagnósticos: cuerpo ovoide fuertemente esclerotizado. Gnatosoma vestigial de forma triangular desarrollado, sin remanentes de quelíceros o palpos (Fig. 1A, C–*gt*), setas o solenidia cortas, cuatro pares de alveolos setales vestigiales (Fig. 1C–*gt*).

Idiosoma fusiforme o redondeado con el contorno bien esclerotizado (longitud: 220 μm [209.6 μm \pm 11.7 μm /184 μm -217.6 μm n=10; en Houck y OConnor, 1990]), (ancho: 180 μm [138 μm \pm 11.0/124 μm -156.8 μm n=10; –Houck y OConnor, 1990]); placa sejugal presente. Esclerotización limitada de las placas coxales (Fig. 1A-C). Apodemas anteriores de las placas coxales I (c_I , aa_I) fusionado para formar un apodema esternal en forma de Y (ae_Y), que se extiende hasta las placas coxales II (c_{II}), y se conecta al apodema anterior II (aa_{II}) por

una superficie esclerotizada. El apodema posterior I se encuentra fusionado al apodema anterior II (ap_I , aa_{II}). Apodema posterior II largo (ap_{II}), se extiende hasta el apodema anterior de la placa coxal III (aa_{III} , c_{III}) sin fusionarse con él. Apodema anterior III medialmente convexo, conectado al apodema posterior medio (ap_m) por una superficie esclerotizada. Apodema anterior IV (aa_{IV}) no curvado, fusionado al apodema posterior medio, el cual se extiende caudalmente; el final posterior del apodema medio se bifurca y recurva lateralmente. Abertura genital (ge) posterior a la placa coxal IV (c_{IV}); seta genital filiforme (sge_f), flanqueando el extremo anterior de la abertura genital. Órgano oval de sujeción (os) flanqueado anteriormente por el apodema posterior de las placas coxales IV (ap_{IV}). Ventosas anteriores y posteriores redondas (va). Ventosas cuticulares pareadas (anterior y lateral) (vc) y ventosas cuticulares medias bien desarrolladas.

Patatas anteriores I y II (pI y pII) relativamente largas (98.8 μm y 97.2 μm respectivamente); patas III y IV reducidas ($pIII$ y pIV) (67.3 μm y 44.9 μm respectivamente). Todos los segmentos son libres, excepto la tibia y el tarso de la pata IV que está fusionado (Fig. 1B –*tf*). El pretarso I–III (empodio –*emp*) consiste en una membrana ambulacral moderadamente larga con garras empodiales terminales (g_{emp}) (16.2 μm). En la pata IV el empodio y el pretarso no está presente. Seta (s_e) ampliamente foliada, adherida a los tarsos de las patas I y II y unida con una seta (s_d) filiforme corta; seta (s_s) ausente en los tarsos I, II, and IV, en el tarso III está presente en forma de espina ventral gruesa. Seta coxal (s_{wF}) adherida al fémur IV; las setas de la porción tarsal del tibio-tarso IV se conforman por una seta (s_r) en forma de espina relativamente corta (27.6 μm [28.0 $\mu\text{m} \pm 3.2 \mu\text{m}/24.0 \mu\text{m}-33.6 \mu\text{m}$ n=10; –Houck y OConnor, 1990]), una seta (s_d) filiforme elongada en posición dorsal (107.74 μm [150.0 $\mu\text{m} \pm 11.2 \mu\text{m}/136.0 \mu\text{m}-168.0 \mu\text{m}$ n=10; –Houck y OConnor, 1990]) y una seta (s_w) filiforme más ancha y larga que s_d (161.8 μm [172.9 $\mu\text{m} \pm 8.2 \mu\text{m}/168.0 \mu\text{m}-184.0 \mu\text{m}$ n=10; –Houck y OConnor, 1990]).

Se contabilizaron 55 deutoninfas dispersas en la solución alcohólica del frasco de colecta. En la larva de *C. cacti* se colectaron 25 hipopus, 15 de estos adheridos a los discos tergaes y pliegues pleurales de la superficie externa (Fig. 2A), así como otras 10 en el interior del abdomen, al cual se accedió a partir de una incisión pre existente en la región dorsal del pronoto.

Entre todas las pupas de *C. cacti* analizadas se contabilizaron 735 hipopus de *H. cooremani*, colectándose en una de ellas un total de 220, la mayor cantidad adheridas a la superficie ventral de la cabeza, el proesterno, el mesoesterno y algunos segmentos abdominales (Fig. 2C, D y E); estas regiones, en las pupas de *Chilocorus* (y la mayoría de coccinélidos) permanecen parcialmente protegidas dentro de la exuvia larval hasta su metamorfosis en adulto (Ponsonby y Copland, 1997), (Fig. 2B).

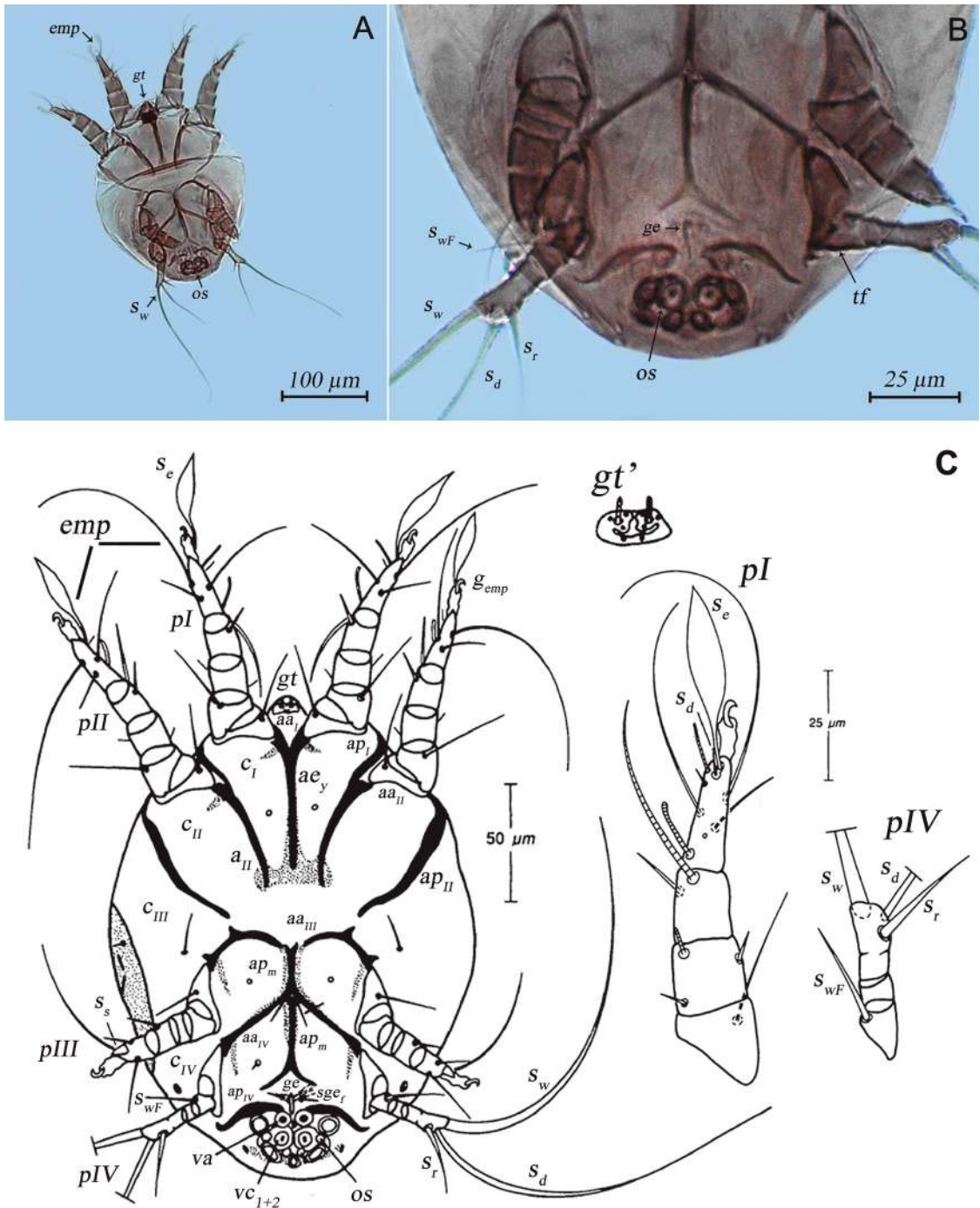


Figura 1. Deutoninfa heteromórfica de *Hemisarcoptes cooremani*, características diagnósticas. A, Vista ventral; B, Ampliación de la región ventral. C, Dibujo esquemático con detalle de la vista ventral del idiosoma y de las patas I y IV (Modificado de Houck y OConnor, 1990). Abreviaturas: gt: gnatosoma vestigial, cI–IV: placa coxal, aaI–IV: apodema anterior, apI–II, IV: apodema posterior, acy: apodema externo en forma de Y, ge: abertura genital, sgef: seta genital filiforme, os: órgano oval de sujeción, va: ventosas anteriores, vc: ventosas cuticulares. pI–IV: patas anteriores y posteriores, tf: segmento tarsal fusionado, emp: empodio, gemp: garra empodial, se: seta empodial foliada, sd: seta empodial filiforme corta, swF: seta coxal, sr: seta tarsal en forma de espina, sd: seta tarsal filiforme, sw: seta tarsal filiforme elongada.

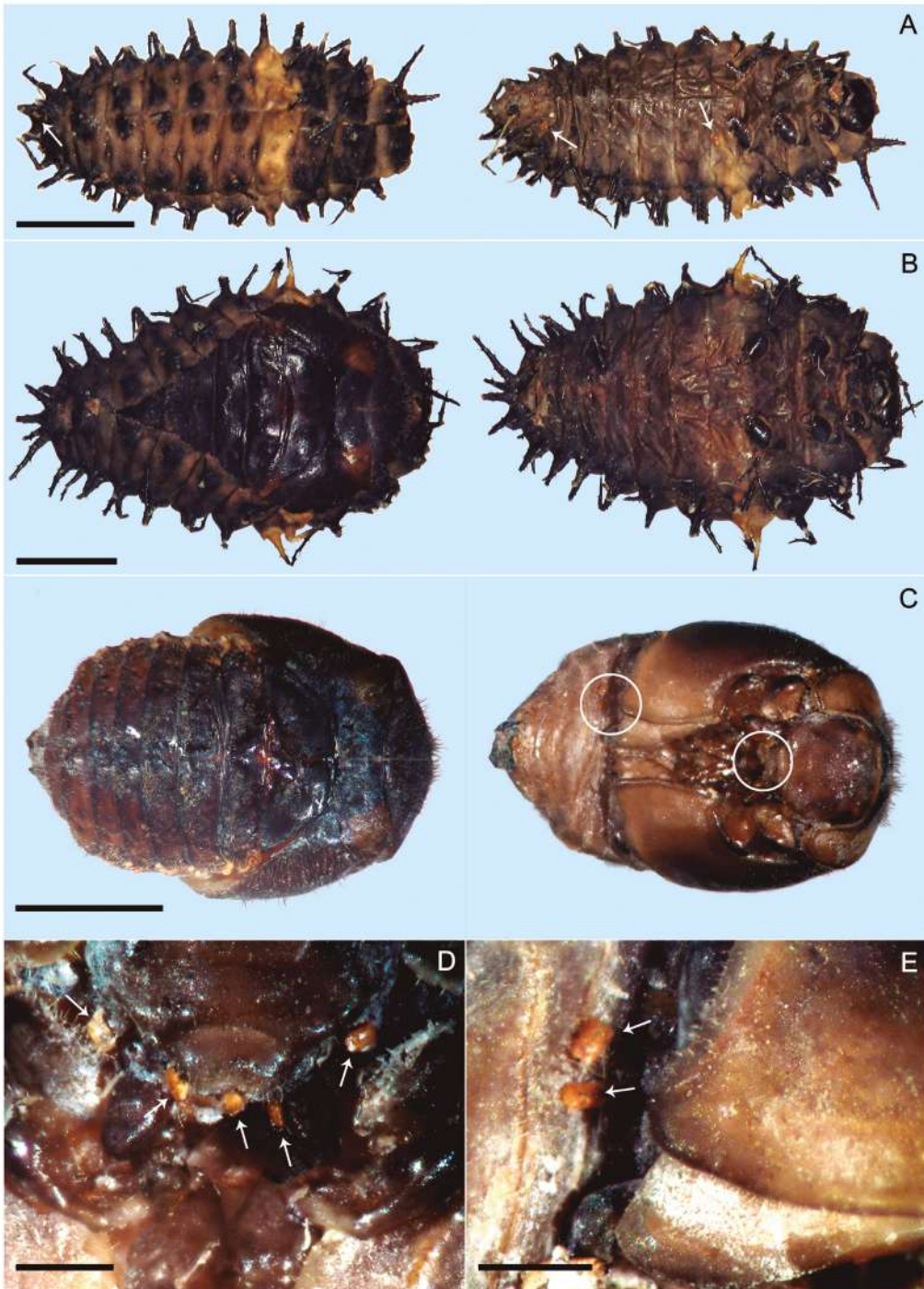


Figura 2. Vistas dorsal y ventral de la larva y pupas de *Chilocorus cacti*. A, larva; B, C: pupa en el interior de la exuvia (B) y extraída de la misma: (C). Escala: 2 mm. D–E, Superficie ventral de la cabeza, el proesterno y mesoesterno (D) y los segmentos abdominales (E). Escala: 0,5 mm. Los círculos y flechas indican la localización exacta de los hipopus de *Hemisarcoptes cooremani*.

DISCUSIÓN

Este constituye el primer registro de la familia Hemisarcoptidae para Cuba, representada por *Hemisarcoptes cooremani*, en asociación con el coccinélido *Chilocorus cacti*. Anteriormente, *H. cooremani* se había reportado desde el sur de Estados Unidos hasta el norte de América del Sur, incluyendo el Caribe de forma imprecisa (Houck y OConnor, 1996), basándose probablemente en el rango de distribución estimado de la especie y de su hospedero habitual (Houck y OConnor, 1990). No obstante, no se descarta alguna introducción antrópica no reportada con motivos de control biológico en alguna isla del Caribe, actividad que a día de hoy no ha sucedido en Cuba.

En este trabajo se contabilizaron un máximo de 220 deutoninfas en una pupa de *Chilocorus cacti*, valores similares a los encontrados por otros autores, aunque en individuos adultos de especies del mismo género. Gerson y Schneider (1982) reportan un promedio de 30 individuos (máximo: 202) de *H. coccophagus* sobre un ejemplar de *C. bipustulatus* (L.). Houck (1994) registró un promedio de 300 hipopus (máximo: 800) de *H. cooremani* sobre individuos de *C. cacti* y Gerson (1994) para *C. flavidus* Blackburn y *C. australasiae* Kerville promedios de 250 (máximo: 615) y 217 (máximo: 847) respectivamente de *Hemisarcoptes* sp. Estas deutoninfas no causan ningún efecto perjudicial sobre sus hospederos, aunque en altas densidades pueden ralentizar sus movimientos (Gerson, 1967).

Inicialmente reconocida por Bartlett y DeBach (1952) en California, la presencia de deutoninfas se ha reportado casi exclusivamente en coccinélidos adultos; en nuestro estudio se localizaron en la superficie corporal e interior de una larva y pupas, un hecho inusual del cual no se encontraron registros en la literatura. Este hallazgo confirma la migración activa de las deutoninfas durante su ciclo de vida y en dependencia del estadio del coleóptero, esto es, en una primera instancia hacia la protección que ofrece el espacio entre la exuvia y la pupa, y posteriormente hacia la superficie interna de los élitros ya desarrollados, donde se concentran fundamentalmente a lo largo del margen epipleural, evitando las superficies con alta densidad de microsetas y espinas que puedan dañar la placa de sujeción (Fig. 1A y C –os) (Izraylevich y Gerson, 1995; Houck, 1994, 1998, 1999).

Si bien se reconoce ampliamente la relación forética entre ambas especies, varios autores la clasifican como parasítica o mutualista (Houck y OConnor, 1991; Izraylevich *et al.*, 1995), donde *H. cooremani* por medio de la abrasión causada por las ventosas caudoventrales (Fig. 1B ‘ven’) en la hipodermis, genera un canal que permite el flujo bidireccional tanto de sustancias propias del coleóptero (p. ej. hemolinfa) como de enzimas, hormonas o azúcares excretados por el ácaro (Holte *et al.*, 2001). Según Houck y Cohen (1995) constituye esta una estrategia tipo ‘lobo en piel de cordero’ (wolf-in-sheep’s-clothing’), que le ofrece a los ácaros varias ventajas: la adquisición efectiva de nutrientes les permite un desarrollo más rápido, pudiendo mudar del primer al tercer instar ninfal (protoninfa a tritoninfa), sin pasar por la etapa de deutoninfa heteromórfica (Houck y OConnor, 1991); facilita su dispersión hacia áreas distantes y el acceso a nuevas fuentes de alimentos, así como aprovechar la composición alcaloidea tóxica de la hemolinfa del coleóptero, inocua para los hipopus, como un mecanismo de defensa efectivo (McCormick *et al.*, 1994; Xiongwei *et al.*, 1995).

CONCLUSIONES

La detección por primera vez en Cuba del ácaro *Hemisarcoptes cooremani*, asociado a los primeros estadios de su hospedero habitual *Chilocorus cacti*, reafirma la interdependencia (forética/mutualista) existente entre ambas especies, pudiendo su uso conjunto incrementar el éxito en el control de plagas como los hemípteros diaspididos, de los que son potenciales depredadores.

AGRADECIMIENTOS

A los acarólogos Pedro de la Torre Santana y Lérida Almaguel Rojas. A Liet Torres Osorio (Director de la Estación Fitosanitaria de Segundo Frente, Santiago de Cuba) y Ada Iris Gonzales Reyes por facilitar la muestra. A Adrián González-Guillén y otros revisores anónimos por sus acertadas recomendaciones.

LITERATURA CITADA

- Bartlett, B. y P. DeBach. 1952. New natural enemies of avocado pests. *Citrus Leaves*, 32 (10): 16–7.
- Berlese, A. 1884. La sistematica dei Sarcoptidi. *Bolletino della Società Entomologica Italiana*, 16: 287–292.
- Cave, R. D. 2006. Biological control agents of the cycad aulacaspis scale, *Aulacaspis yasumatsui*. *Proceedings of the Florida State Horticultural Society*, 119: 422–424.
- Charles, J. G., M. G. Hi y D. J. Allan. 1995. Persistence of the predatory mite, *Hemisarcoptes coccophagus* Meyer (Hemisarcoptidae), on low populations of *Hemiberlesia lataniae* (Signoret) (Diaspididae) in New Zealand. *Israel Journal of Entomology*, 29: 297–300.
- Dhooria, M. S. 2016. Mites Predaceous on Pests of Agriculture. *En: Fundamentals of Applied Acarology*, pp. 363–379. Singapore, Springer Singapore.
- Erler, E. y I. Tunq. 2001. A Survey (1992-1996) of natural enemies of diaspididae species in Antalya, Turkey. *Phytoparasitica*, 29 (4): 299–305.
- Fain, A. 1987. Notes on the mites living in the flowers of *Espeletia* spp. (Asteraceae) in Colombia. II. *Espeletiacarus andinus* gen. n., sp. n. (Hemisarcoptidae) and *Michaelopus incanus* sp. n. (Acaridae). *Entomologische Mitteilungen Zoologische Museum Hamburg*, 9 (130): 37–48.
- Fain, A. y G. Ripka. 1998. A new species of *Hemisarcoptes* Lignières, 1893 (Acari: Hemisarcoptidae) from ornamental trees in Hungary. *International Journal of Acarology*, 24 (1): 33–39.
- Fain, A. y P. Elsen. 1971. Notes sur les hypopes des Saproglyphidae (Acarina: Sarcoptiformes). *Revue de Zoologie et de Botanique africaines*, 94: 281–284.
- Fain, A., G. D. Hurst, C. Fassotte, K. M. Webberley, J. J. Sloggett y M. E. Majerus. 1997. *Entomologie Bulletin del L'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique*, 67: 89–94.

- Fernández, C. G., M. G. Pacheco, D. H. Espinosa y J. R. Tapia. 2010. Entomófagos asociados a las plagas citricolas, *Lepidosaphes gloverii* Packard (Hemiptera: Diaspididae), *Phyllocnistis citrella* Stainton (Lepidoptera: Gracillariidae) y *Diaphorina citrii* (Kuwayama) (Hemiptera: Psyllidae) en naranjo Valencia. *Centro Agrícola*, 37 (4): 75–81.
- Gerson, U. 1967. Observations on *Hemisarcoptes coccophagus* Meyer (Astigmata: Hemisarcoptidae), with a new synonym. *Acarologia*, 9: 632–638.
- Gerson, U. 1994. First record of the genus *Hemisarcoptes* Lignières (Acari: Astigmata: Hemisarcoptidae) in Australia. *Australian Entomology*, 21: 71–4.
- Gerson, U. y R. Schneider. 1982. The hypopus of *Hemisarcoptes coccophagus* Meyer (Acari: Astigmata: Hemisarcoptidae). *Acarologia*, 23 (2): 171–176.
- Gerson, U. y S. Izraylevich, 1997. A review of host utilization by *Hemisarcoptes* (Acari: Hemisarcoptidae) parasitic on scale insects. *Systematic and Applied Acarology*, 2: 33–42.
- Gerson, U., B. M. OConnor y M. A. Houck. 1990. Acari. En: *World Crop Pests, Volume 4B. Armoured Scale Insects: Their Biology, Natural Enemies and Control* (Rosen, D. Ed.). Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Gerson, U., R. L. Smiley y O. Ronald. 2003. Mites (Acari) for Pest Control. Blackwell Science Ltd. Berlin, Germany.
- González, C., S. Cáceres, M. Gómez, M. Fernández, D. Hernández y J. Tapia. 2005. *Lepidosaphes gloverii* (Hemiptera: Diaspididae): estudios biológicos y ecológicos en cítricos de Cuba. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 64 (1/2): 26–28.
- Gordon, R. D. y D. J. Hilburn. 1990. The Coccinellidae (Coleoptera) of Bermuda. *Journal of New York Entomology Society*, 98 (3): 265–309.
- Holte, A., M. Houck y N. Collie. 2001. Potential role of parasitism in the evolution of mutualism in astigmatid mites: *Hemisarcoptes cooremani* as a model. *Experimental & Applied Acarology*, 25: 97–107.
- Houck, M. A. 1994. Adaptation and transition into parasitism from commensalism: a phoretic model. En: *Mites: Ecological and Evolutionary Analyses of Life History Patterns* (Houck, M. A. Ed.), pp. 252–281. Chapman & Hall, New York.
- Houck, M. A. 1998. Subelytral ultrastructure of *Chilocorus* (Coleoptera: Coccinellidae): Influence on phoresy by *Hemisarcoptes* (Acari: Hemisarcoptidae). *Experimental & Applied Acarology*. 22: 1–22.
- Houck, M. A. 1999. Review: phoresy by *Hemisarcoptes* (Acari: Hemisarcoptidae) on *Chilocorus* (Coleoptera: Coccinellidae): influence of subelytral ultrastructure. *Experimental & Applied Acarology*, 23 (1999): 97–118.
- Houck, M. A. y A. C. Cohen. 1995. The potential role of phoresy in the evolution of parasitism: radiolabeling (tritium) evidence from an astigmatid mite. *Experimental & Applied Acarology*, 19: 677–694.





- Houck, M. A. y B. M. OConnor. 1990. Ontogeny and life history of *Hemisarcoptes cooremani* (Acari: Hemisarcoptidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 83 (5): 869–886.
- Houck, M. A. y B. M. OConnor. 1991. Phoresy in the acariform Acari. *Annual Revisions in Entomology*, 36: 611–636.
- Houck, M. A. y B. M. OConnor. 1996. Temperature and host effects on key morphological characters of *Hemisarcoptes cooremani* and *Hemisarcoptes malus* (Acari: Hemisarcoptidae). *Experimental & Applied Acarology*, 20 (1996): 667–682.
- Izraylevich, S. y U. Gerson. 1995. Spatial patterns of the parasitic mite *Hemisarcoptes coccophagus* (Astigmata: Hemisarcoptidae): host effect, density-dependence of aggregation, and implications for biological control. *Bulletin of Entomological Research*, 85: 235–240.
- Izraylevich, S., O. Hasson y U. Gerson. 1995. Frequency-dependent host selection by parasitic mites: a model and a case study. *Oecologia*, 102: 138–145.
- Ji, L., U. Gerson y S. Izraylevich. 1994. The mite *Hemisarcoptes* sp. (Astigmata: Hemisarcoptidae) parasitizing willow oyster scale (Homoptera: Disapididae) on poplars in Northern China. *Experimental & Applied Acarology*, 18: 623–627.
- Khaustov, A. A., P. B. Klimov, V. A. Trach, A. N. Bobylev, V. M. Salavatulin, V. A. Khaustov y A. V. Tolstikov. 2018. Review of mites (Acari) associated with the european spruce bark beetle, *Ips typographus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Asian Russia. *Acarina*, 26 (1): 3–79.
- Krantz, G. 1978. A Manual of Acarology 2nd Ed. Oregon State University Book Stores, Corvallis.
- Krantz G. y E. Walter. 2009. A Manual of Acarology 3rd Ed. Texas Tech University Press, Lubbock.
- Lignières, J. 1893. Etude zoologique et anatomique de l’*Hemisarcoptes*. *Mémoires de la Société Zoologique de France*, 6: 16-25.
- Luck, R. F., G. Jiang y M. A. Houck, 1999. A laboratory evaluation of the astigmatid mite *Hemisarcoptes cooremani* Thomas (Acari: Hemisarcoptidae) as a potential biological control agent for an armored scale, *Aonidiella aurantii* (Maskell) (Homoptera: Diaspididae). *Biological Control*, 15: 173–183.
- Machkour-M’rabet, S., J. Ferral-Piña y Y. Henaut. 2015. *Chilocorus cacti* (Coleoptera: Coccinellidae), enemigo natural potencial del ácaro rojo de las palmas en México. *Acta Zoológica Mexicana*, 31 (3): 512–517.
- McCormick, K. D., A. B. Attygalle, S. C. Xu, A. Svatos, J. Meinwald, M. A. Houck, C. L. Blankespoor y T. Eisner. 1994. Chilocorine: heptacyclic alkaloid from a coccinellid beetle. *Tetrahedron*, 50: 2365–2372.
- Mestre-Novoa, N., A. Hamon, G. Hodges y T. Kondo. 2015. Lista de los insectos escama (Hemiptera: Sternorrhyncha: Coccoidea) de Cuba. *Poeyana*, 500 (enero-junio): 33–54.

- Meyer, K. P. 1962. Two new mite predators of red scale (*Aonidiella aurantii*) in South Africa. *South African Journal of Agricultural Science*, 5 (3): 411–417.
- Milán-Vargas, O., N. Cueto-Zaldívar, N. Hernández-Pérez, T. Ramos-Torres, M. Pineda-Duvergel, R. Granda-Sánchez, M. Peñas-Rodríguez, J. Díaz del Pino, S. Caballero-Figueroa, I. Esson-Campbell, T. Corona-Santos, L. A. Rodríguez-Ramírez, J. L. de Armas-García, J. M. Montalvo-Guerrero y E. Delís-Hechavarría. 2008. Prospección de los coccinélidos benéficos asociados a plagas y cultivos en Cuba. *Fitosanidad*, 12 (2): 71–78.
- Miller, D. R., G. L. Miller, G. S. Hodges y J. A. Davidson. 2005. Introduced scale insects (Hemiptera: Coccoidea) of the United States and their impact on U.S. agriculture. *Proceedings of Entomological Society of Washington*, 107 (1): 123–158.
- OConnor, B. M. y M. A. Houck. 1989a. Two new genera of Hemisarcoptidae (Acari: Astigmata) from the Huron Mountains of Northern Michigan. *Great Lakes Entomology*, 22: 1–10.
- OConnor, B. M. y M. A. Houck. 1989b. A new genus and species of Hemisarcoptidae from Malaysia (Acari: Astigmata). *International Journal of Acarology*, 15: 17–20.
- Oudemans, A. C. 1902. Acarologische Aanteekeningen. *Entomologische Berichten I*, 7: 43–45.
- Perraud, J. 1896. An acarine parasite of the vine. *Comptes Rendus des Seances de la Societe de Biologie et de Ses Filiales*, 3: 10.
- Pohlink, K., R. Georgi y M. Müller. 2020. Occurrence and impact of the parasitic mite *Linobia coccinellae* on its host beetle *Chrysomela populi*: implications for its potential as a biological control agent. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 168: 723–731.
- Ponsonby, D. J. y J. W. Copland. 1997. 2.2 - Chapter 2.2 Predators: 2.2.1 Coccinellidae and other Coleoptera. En: *World Crop Pests: Soft Scale Insects their Biology, Natural Enemies and Control Volume 7, Part B*, pp. 3-442 (Ben-Dov, Y. y C. J. Hodgson Ed.), pp. 29–60. Elsevier.
- Rees, B. E., D. M. Anderson, D. Bouk y R. D. Gordon. 1994. Larval key to genera and selected species of North American Coccinellidae (Coleoptera). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 96 (3): 387–412.
- Santiago, E. C. y H. M. Meneses-Lozano. 2010. Red gold-raising cochineal in Oaxaca. *Textile Society of America Symposium Proceedings*, Paper 39.
- Schatz, H. 2011. Suborder Oribatida van der Hammen, 1968. En: *Animal Biodiversity: An Outline of Figher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness. Zootaxa Special Issue (Zhang, Z. Q. Ed.)*, pp. 141–148.
- Sevastianov, V. D. 1969. A new myrmecophilus mite *Divilia oculata* gen. et sp. nov (Sarcoptiformes: Saprogllyphidae). *Zoologische Journal*, 48: 447–449 (in Russian).
- Shimer, H. 1868. Notes on the ‘Apple bark-louse’ (*Lepidosaphes conchiformis*, Gmelin sp.) with a description of a supposed new Acarus. *Transactions of the American Entomological Society*, 1: 361–374.

- Smith, T. R. y W. N. Dixon. 2008. 2007 Florida CAPS Red Palm Mite Survey 2nd Interim Report. October 2006 to January 2008. Florida Cooperative Agriculture Pest Survey. Program Report No. 2007-02-RPM-02.
- Sorribas, J. J., R. Rodríguez, E. Rodrigo y F. García-Mari. 2008. Parasitism levels and species of natural enemies in field populations of California red scale *Aonidiella aurantii* (Hemiptera: Diaspididae) in eastern Spain. *Integrated Control in Citrus Fruit Crops Bulletin*, 38: 26–33.
- Stimmel, J. 1996. A large scale dilemma. *American Nurseryman*, March: 38–45.
- Thomas, H. A. 1961. *Vidia* (*Coleovidia*) *coaremani*, new subgenus and new species, and notes on the life history (Acarina: Saprogllyphidae). *Annals of Entomological Society of America*, 54: 461–463.
- Venegas, R. J. M., J. R. Lomelí-Flores, E. Rodríguez-Leyva, G. Mora-Aguilera y J. M. Valdéz. 2010. Enemigos naturales de *Dactylopius opuntiae* (Cockerell) en *Opuntia ficus-indica* (L.) en el centro de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 26 (2): 415–433.
- Walter, D. E., S. Bolton, M. Uusitalo y Z. Q. Zhang. 2011. Suborder Endeostigmata Reuter, 1909. En: *Animal biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness* (Zhang, Z. Q. Ed.), *Zootaxa Special Issue*, pp. 139–140.
- Xiongwei, S., A. B. Attygalle, A. J. Meinwald, M. A. Houck y T. Eisner. 1995. Spirocyclic defensive alkaloid from a coccinellid beetle. *Tetrahedron*, 51: 8711–8718.

Cómo citar: Sánchez-Serrano, Y., & Méndez-Hernández, A. A. (2022). Primer reporte de *Hemisarcoptes coaremani* (Thomas, 1961) (Acari: Hemisarcoptidae) para Cuba y su relación con *Chilocorus cacti* L. (Coleoptera: Coccinellidae). *Novitates Caribaea*, (19), 92–104. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.280>. Artículo científico original.

EFECTOS DE LA SALINIDAD EN EVENTOS
DE DEPREDACIÓN ENTRE LARVAS DE
CARDISOMA GUANHUMI Y *TETRAHYMENA HEGEWISHI***Salinity effects in predation events between
Cardisoma guanhumi larvae and *Tetrahymena hegewishi***Francisco Santos Mella^{1a*}, José Leiro Vidal², Vasti García Gómez^{1b} y Karina Hierro Santos^{1c}

¹Acuario Nacional de Santo Domingo. Av. España no. 75, Santo Domingo Este, República Dominicana; ^{1a}  orcid.org/0000-0002-2892-5916; ^{1b}  orcid.org/0000-0002-9159-4830, vastigarcia@yahoo.es; ^{1c}  orcid.org/0000-0002-7729-3206, karinaesther@gmail.com ²Departamento de Microbiología y Parasitología, Instituto de Investigación en Análisis Químicos y Biológicos (IAQBUS), Campus Vida, Universidad de Santiago de Compostela, 15782. Santiago de Compostela, España,  orcid.org/0000-0001-6963-515X, josemanuel.leiro@usc.es. *Para correspondencia: franciscosantosmella@gmail.com

[Recibido: 04 de septiembre 2021. Aceptado para publicación: 3 de diciembre, 2021]

RESUMEN

Varios autores han asociado las relaciones entre protozoos ciliados y crustáceos con eventos de depredación en larvas. El presente estudio reporta eventos depredadores de larvas de *Cardisoma guanhumi* por *Tetrahymena hegewishi*, considerando la salinidad como factor de influencia. Se recolectaron zoeas en el primer estadio larvario de *C. guanhumi* y se colocaron en recipientes de 100 ml. Los recipientes fueron dispuestos para formar un diseño de bloques completamente al azar con diez repeticiones, constituyendo dos tratamientos regidos por su salinidad: un tratamiento de agua dulce (0.2 ppt) y un tratamiento de control basado en la salinidad del estanque de recolección de larvas (3.4 ppt). Después de 36 horas de ver el primer grupo de trofontes de *T. hegewishi*, todas las zoeas estaban muertas. Posteriormente, fueron llevadas al microscopio para contar los trofontes de *T. hegewishi* en un rango de 1 mm alrededor de estas. Para determinar el efecto de la salinidad en las densidades de población de *T. hegewishi* se utilizó una prueba *T*. Los resultados de la prueba *T* muestran diferencias significativas entre los tratamientos, mostrando a la población de *T. hegewishi* una disminución considerable cuando aumenta la salinidad. Debido al efecto negativo de la salinidad sobre la población de *T. hegewishi*, se infiere que este factor puede ser una alternativa para eliminar *T. hegewishi* de los cultivos de cangrejos, interfiriendo en la proliferación de los ciliados.

Palabras clave: ciliados, depredación, salinidad, zoea.

ABSTRACT

The relationships between ciliated protozoa and crustacean have been associate with predation events in larvae by several authors. The present study reports predatory events of *Cardisoma guanhumi* larvae by *Tetrahymena hegewishi*, considering salinity as an influencing



factor. Stage one Zoeas of *C. guanhumí* were collected and placed in 100 ml recipients. The recipients were set forming a completely randomized block design with ten replications constituting two treatments ruled by their salinity: a freshwater treatment (0.2 ppt) and a control treatment based in the larvae collection pond salinity (3.4 ppt). After 36 hours by see the first group of *T. hegewishi* trophonts all zoeas were dead. All zoeas were taken to a microscope to count the trophonts of *T. hegewishi* in a range of 1 mm around. To determine the effect of salinity on the population densities of *T. hegewishi* a *T-test* were used. The results of the *T-test* show significant differences between the treatments, displaying the population of *T. hegewishi* a considerable decrease when the salinity increase. Due to the negative effect of salinity on the population of *T. hegewishi*, is demonstrated that this factor can be an alternative to eliminate *T. hegewishi* from crab cultures, interfering in the proliferation of the ciliates trophonts.

Keywords: ciliate, predation, salinity, zoea.

INTRODUCCIÓN

Tetrahymena es un género monofilético de protozoos ciliados con 41 especies descritas, muchas de las cuales son morfológicamente indistinguibles, siendo generalmente consideradas como morfoespecie (Lynn y Doerder, 2012; Xiong *et al.*, 2019). Algunas especies de este género se utilizan como modelos biológicos en el análisis genómico, ya que son fáciles de cultivar y por el hecho de que cualquier gen puede modificarse mediante reemplazo dirigido (Wilkes *et al.*, 2009; Ruehle *et al.*, 2016). Entre estas especies se encuentra *Tetrahymena hegewishi*, que se utiliza ampliamente en proyectos asociados con la composición y evolución del ADNr y la caracterización de metalotioneínas (Nielsen *et al.*, 1985; Schlegel, 1991; Van de Peer *et al.*, 1993; Coyne y Yao, 1996; Ye y Romero, 2002; Jung *et al.*, 2011; Chakraborty *et al.*, 2014; Chang *et al.*, 2014; Méndez-Vilas, 2014). A pesar de la importancia de esta especie de protozoos ciliados en la investigación microbiana, el comportamiento de la misma es poco conocido (Lynn y Doerder, 2012).

El cangrejo terrestre azul, *Cardisoma guanhumí* (Brachyura: Gecarcinidae) es una especie altamente adaptada a la vida terrestre que se encuentra comúnmente en costas, áreas de estuarios y manglares (De Oliveira-Neto *et al.*, 2008). Se sabe que tolera grandes variaciones de salinidad, desarrollando el estadio larvario (zoea) en el agua y los otros estadios en toda la zona costera (Giménez-Hurtado *et al.*, 2015). Su distribución va desde Bermuda hasta Florida, a través del Golfo de México, y desde las Antillas hasta el sur de Brasil (Barrios Saucedo, 2008).

Algunos autores han informado sobre eventos de depredación entre protozoos ciliados y larvas de artrópodos (Washburn *et al.*, 1988). Muchos de estos depredadores son miembros del género *Tetrahymena* (Hymenostomatida: Tetrahymenidae) que, aunque son bacteriófagos, pueden presentar histofagia (principalmente facultativa), siendo algunos de ellos considerados parásitos en crustáceos (Kaczanowski *et al.*, 2016). *C. guanhumí* tiene una importancia comercial relativa en República Dominicana, Estados Unidos, Brasil, Colombia y Cuba, donde se explota a gran escala y de forma artesanal (Giménez-Hurtado *et al.*, 2015). Con relación a lo expuesto anteriormente se sabe que el impacto del ciliado en los cultivos de *C. guanhumí* conduce a pérdidas económicas entre los cangrejeros. Según Hwang *et al.* (2019) la cantidad de células en cultivos de *T. hegewishi* aumenta a concentraciones bajas de salinidad, por lo que el uso de cambios bruscos de salinidad plantea una alternativa contra su proliferación. El presente trabajo reporta el efecto del uso de cambios bruscos de salinidad en poblaciones de *T. hegewishi* en eventos de depredación contra larvas de *C. guanhumí*.

OBJETIVOS

- Documentar los eventos de depredación de larvas de *Cardisoma guanhumi* por ciliados del género *Tetrahymena* ocurridos en cultivos de cangrejos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental. Se recolectaron zoeas de etapa uno de *C. guanhumi* en el Acuario Nacional de Santo Domingo. Estas se encontraban en un estanque de agua dulce con una temperatura de 28 °C y una salinidad de 3.40 ppm. En el laboratorio, las zoeas se dividieron en 20 recipientes con 100 ml de agua dulce con diferentes valores de salinidad. El tratamiento A contó con una salinidad de 0.2 ppm, debido a que esta salinidad es el estándar en los cultivos del Acuario Nacional. El tratamiento control se basó en la salinidad del estanque de recolección de larvas, siendo esta 3.4 ppt. Los valores de salinidad se midieron con un medidor multiparámetros APERA PC60.

Los recipientes se colocaron siguiendo un diseño de bloques completamente al azar constituyendo diez repeticiones por tratamiento. Cada recipiente contaba con tres zoeas representadas como subréplicas, ya que para el análisis estadístico se tomaron como datos los valores medios de cada recipiente. Después de 24 horas, se procedió a contar los trofontes de *T. hegewishi* aparecidos en un rango de 1 mm² alrededor de todo el cuerpo de la zoea utilizando una lupa estereoscópica y un microscopio Amscope T690C.

PCR, clonación e identificación molecular de ciliados. Los análisis de PCR, clonación e identificación molecular de ciliados fueron realizados en el laboratorio de Parasitología del Instituto de Investigación en Análisis Químicos y Biológicos (IAQBUS) perteneciente a la Universidad de Santiago de Compostela, España. Para la realización de estos análisis, se extrajo y purificó el ADN de los individuos de *T. hegewishi* con un kit DNAeasy Blood and Tissue (QIAGEN, 2021a) de acuerdo con las instrucciones del fabricante. Se analizó el ADN para estimar su calidad, pureza y concentración, mediante la medición de A260 en un espectrofotómetro NanoDrop ND-1000 (Thermo Fisher Scientific Inc., 2010). El ADN se almacenó a -20° C hasta su uso.

Para la amplificación por PCR, se seleccionó una región de 1132 pb del gen que codifica el ARN 18 S ribosómico de subunidad pequeña (SSUrRNA) utilizando un par de cebadores universales diseñados y optimizados mediante el programa Primer 3Plus (Untergasser *et al.*, 2007) con parámetros predeterminados. Las mezclas de PCR (25 µL) contenían buffer de reacción de PCR (Tris-HCl 10 mM, KCl 50 mM, MgCl₂ 1.5 mM, pH 9.0), 0.2 mM de cada desoxinucleósido trifosfato (Roche Sequencing, 2021), 0.4 µM de cada cebador [adelante 5'-TGCTTGATCCTGCCAGTAGTC-3' /inverso 5'-GATCCTTCCGCAGGTTCA-3'] (F1118S / R1118S); 0.5 unidades de polimerasa Taq de alta fidelidad (Nzytech, 2021) y 50 ng de ADN genómico. Las reacciones se realizaron en un termociclador automático (BIORAD, 2021) de la siguiente manera: desnaturalización inicial a 94° C durante 5 min, seguida de 35 ciclos a 94° C durante 30 s, recocido a 55° C durante 45 s y 72° C durante 1 min; y finalmente una fase de extensión de 7 min a 72° C. Los productos de la PCR se analizaron en un gel de agarosa al 1 % en tampón de ácido etilendiaminotetraacético acetato de tris (TAE) (acetato de tris 40 mM, pH 8.0,

EDTA 2 mM) que contenía Sybr Green a una concentración 1X (Intron, Corea), para verificar la presencia de bandas. Los productos de PCR se clonaron en el kit de vector de clonación de ADN pSpark® II (CANVAX, 2021) de acuerdo con las instrucciones del fabricante. Después de la ligación del fragmento de PCR, las células de *E. coli* DH5 α se transformaron y luego se seleccionaron basándose en la sensibilidad a los antibióticos y el color mediante cultivo en placas de agar LB que contenían 100 μ g / ml de ampicilina, con 50 μ l de una solución madre de 20 mg / ml de 5-bromo-4-cloro-3-indolil- β -galactósido (X-Gal) y 20 μ l de una solución 0.5 M de isopropiltio- β -D-galactósido (IPTG) esparcidos sobre la superficie. Se amplificaron diez colonias blancas de *E. coli* por muestra de ligación en medio LB y se purificó el ADN plasmídico con el kit QiAprep® Spin Miniprep (QIAGEN, 2021b) de acuerdo con las instrucciones del fabricante. A continuación, los productos amplificados por PCR se secuenciaron mediante el método de Sanger en direcciones complementarias (Sigma-Aldrich, 2021). Se utilizó la interfaz BLAST y el programa BlastN optimizado para secuencias muy similares (megablast) (U.S. National Library of Medicine, 2021), para calcular el grado de identidad entre las secuencias de nucleótidos y proceder a su identificación molecular.

Análisis estadístico. Se utilizó una prueba *t de Student* para determinar si existe un efecto de salinidad significativo en el evento de depredación de trofontes de *T. hegewishi* a larvas de *C. guanhumi*. La temperatura no fue considerada dentro del análisis estadístico ya que cumple con el rango de tolerancia mencionado por Nyberg (1981). Todos los análisis se realizaron con un nivel de significancia de 0.05, utilizando el programa SPSS Statistics (IBM 2017).

RESULTADOS

Según el análisis de identificación molecular, se confirmó que el ciliado depredador es *T. hegewishi*. Después de 36 horas del avistamiento del primer grupo de trofontes de *T. hegewishi*, todas las zoeas estaban muertas en ambos tratamientos (Fig. 1). Algunas de estas presentaban hifas y zoosporangios de oomicetos del género *Lagenidium* tanto en el tejido exterior como en los tejidos interiores (Fig. 2). El hecho de que *Lagenidium* sp. no fue observado en todas las zoeas muertas nos indica que este no fue el factor principal en la muerte de estas.

Los resultados de la prueba *t de Student* (Fig. 3) muestran una diferencia significativa entre los tratamientos para la cantidad de trofontes de *T. hegewishi* ($t = -11.53$, $P < 0.05$), teniendo el tratamiento A mayor número de individuos en relación al tratamiento control.

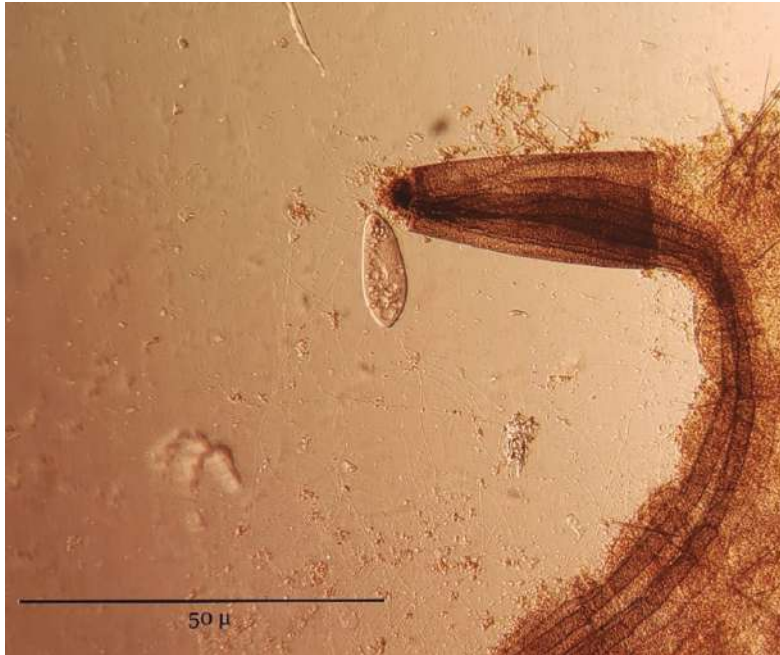


Figura 1. Trofante de *T. hegewishii* alrededor de una zoea en el tratamiento A.



Figura 2. Zoea muerta de *Cardisoma guanhumi* del tratamiento control, con hifas y zoosporangios de *Lagenidium*.

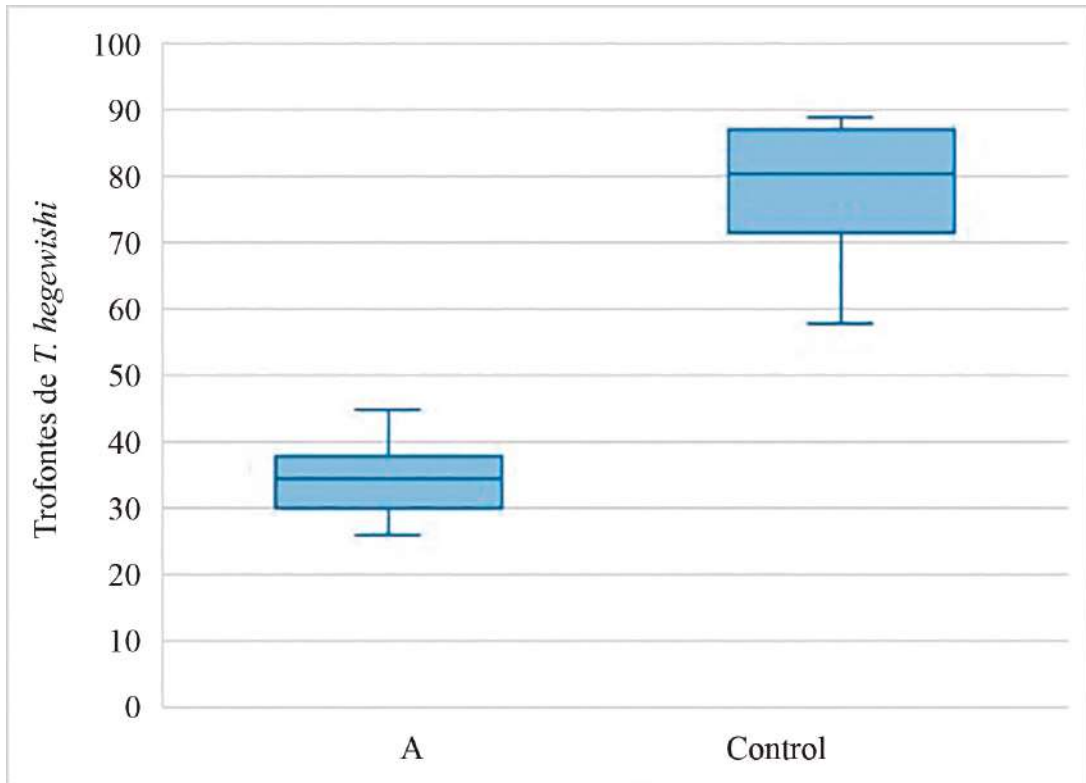


Figura 3. Gráfico de cajas mostrando la cantidad de trofontes de *T. hegewishi* en tratamientos.

DISCUSIÓN

Según los resultados de la prueba *t de Student*, *T. hegewishi* se ve afectado por cambios repentinos en la salinidad, correspondiendo a lo expuesto por (Hwang *et al.*, 2019), donde se asegura que asegura que la cantidad de células en los cultivos de *Tetrahymena* aumentan en bajas concentraciones de salinidad. En algunos estudios, la mortalidad de *Tetrahymena* se atribuye a la ineficacia de las vacuolas contráctiles para controlar la presión osmótica tras el aumento de la salinidad (Ayre *et al.*, 2017); sin embargo, otros niegan el efecto de la salinidad en la formación de estos orgánulos (Carnegie *et al.*, 2019).

La presencia de oomicetos es una variable a considerar en la mortalidad de las larvas ya que, aunque no se haya observado en todas las zoeas, algunos autores informan que algunas especies están exclusivamente relacionadas con cangrejos, tendiendo a colonizar la superficie del individuo desde donde dispersa sus zoosporas (Lee *et al.*, 2016). En algunos casos, se han observado las hifas de *Lagenidiun* sp. propagarse rápidamente en los cultivos de cangrejos afectando hasta el 100 % de los huevos y las zoeas (Van West y Beakes, 2014; Selvi *et al.*, 2019).

Cabe destacar que anteriormente han sido mencionadas relaciones interespecíficas entre ciliados y oomicetos. Se ha reportado competencia entre ambos organismos, siendo el oomiceto causante de bajas en la densidad del ciliado (Canter y Dick, 1994). También se ha descrito mutualismo, ya que en algunas ocasiones los ciliados sirven como agentes dispersores de propágulos del oomiceto (Larousse y Galiana, 2017). A diferencia de *T. hegewishi*, algunos representantes del género *Lagenidium* tienden a presentar crecimiento activo en salinidades con un rango tope de 30 ppm, por lo que no sorprende su presencia en cantidades similares en ambos tratamientos (Lee *et al.*, 2016).

CONCLUSIÓN

Una solución temporal, para reducir los eventos depredadores de *T. hegewishi* a larvas de *C. guanhumi* en los cultivos, es realizar cambios repentinos en la salinidad. Un punto a considerar es el hecho de que *C. guanhumi* es un organismo eurihalino, que soporta cambios repentinos en la salinidad (Giménez-Hurtado *et al.*, 2015). Un aumento gradual de la salinidad hasta la erradicación de los trofontes de *T. hegewishi* podría ser una alternativa. Sin embargo, una posible proliferación de oomicetos puede ser un problema, ya que estos son resistentes a salinidades relativamente altas. Estas razones hacen que no se pueda asegurar el éxito del uso de cambios bruscos en la salinidad como método de desinfección. El uso de otras variables fisicoquímicas del agua puede ser una opción, pero se necesitan realizar más ensayos para determinar su eficacia.

AGRADECIMIENTOS

A Nabab Feliz y Antonia Marte por su ayuda de laboratorio. A Omar Paíno y Frank Reyes por su apoyo en la identificación del oomiceto. Asimismo, a la Comisión General del Acuario Nacional de Santo Domingo por dar la aprobación del proyecto. Un agradecimiento especial a Phamela Acosta Pérez por brindar sugerencias invaluableles al manuscrito.

LITERATURA CITADA

- Ayre, J., F. Ng y D. Suh. 2017. Don't be salty! The effects of salinity on vacuole formation of *Tetrahymena thermophila*. *The Expedition*, 7: 1–8.
- Barrios Saucedo, L. M. 2008. Aspectos biológicos y ecológicos del cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*, Latreille, 1825) en la Bahía de Cispatá Caribe colombiano (Grado). *Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano*, 138 pp.
- Bio-Rad Laboratories Inc. 2021. iCycler iQ Real Time PCR Detection System Instruction Manual. *Bio-Rad Laboratories Inc.*, pp 146.
- Canter, H. M. y M. W. Dick. 1994. *Eurychasmopsis multiseconda* gen. et sp. nov., a parasite of the suctorian ciliate *Podophrya*. *Mycological Research*, 98: 105–117.
- Canvax Biotech SL. 2012. pSpark® TA DNA Cloning System Product Manual. *Canvax Biotech SL*, pp 28.
- Carnegie, T., K. Donohoe, M. Puente y S. Saini. 2019. Effect of salinity on food vacuole formation in *T. thermophila*. *The Expedition*, 9: 1–23.

- Chakraborty, C., P. Doss, C. Patra y S. Bandyopadhyay. 2014. DNA barcoding to map the microbial communities: current advances and future directions. *Applied Microbiology Biotechnology*, 98: 3425–3436.
- Chang, Y., G. Liu, L. Guo, H. Liu, D. Yuan, J. Xiong, Y. Ning, C. Fu, y W. Miao. 2014. Cd–Metallothioneins in Three Additional *Tetrahymena* Species: Intragenic Repeat Patterns and Induction by Metal Ions. *Journal of Eukaryota Microbiology*, 61: 333–342.
- Coyne, R. S. y M. C. Yao. 1996. Evolutionary conservation of sequences directing chromosome breakage and rDNA palindrome formation in tetrahymenine ciliates. *Genetics*, 144: 1479–1487.
- De Oliveira-Neto, J. F., M. R. Pie, M. A. Chammas, A. Ostrensky y W. A. Boeger. 2008. Phylogeography of the blue land crab, *Cardisoma guanhumí* (Decapoda: Gecarcinidae) along the Brazilian coast. *Journal of Marine Biology Association*, 88: 1417–1423.
- Giménez-Hurtado, E., Y. Garcés, Y. González y A. Hurtado. 2015. Densidad poblacional de *Cardisoma guanhumí* (Latreille, 1825) Crustacea: Brachyura: Gecarcinidae) en el Parque Nacional Ciénaga de Zapata, Cuba. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 49: 110–124.
- Hwang, J. E., J. Kim, S. Subedi y J. Tamminga. 2019. The Effect of Salinity on the Growth Rate of *Tetrahymena thermophila*. *The Expedition*, 9: 1–15.
- International Business Machines Corporation (IBM). 2017. *IBM SPSS statistics – versión 25*. [Programa Informático]. Portsmouth, IBM.
- Jung, S. J., E. Y. Im, M. C. Strüder-Kypke, S.-I. Kitamura y P. Woo. 2011. Small subunit ribosomal RNA and mitochondrial cytochrome c oxidase subunit 1 gene sequences of 21 strains of the parasitic scuticociliate *Miamiensis avidus* (Ciliophora, Scuticociliatia). *Parasitology Research*, 108: 1153–1161.
- Kaczanowski, A., C. F. Brunky y S. L. Kazubski. 2016. Cohesion of Clonal Life History, Senescence and Rejuvenation Induced by Autogamy of the Histophagous Ciliate *Tetrahymena rostrata*. *Protist*, 167: 490–510.
- Larousse, M. y E. Galiana. 2017. Microbial Partnerships of Pathogenic Oomycetes. *PLoS Pathogens*, 13: 1–7.
- Lee, Y. N., Q. Chuah y K. Hatai. 2016. Biological characteristics of an obligate marine strain *Lagenidium thermophilum* isolated from mud crab (*Scylla tranquebarica*) eggs in Sabah, Malaysia. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 36: 126–131.
- Lynn, D. H. y F. P. Doerder. 2012. The life and times of *Tetrahymena*. *Methods in cell biology*, 109: 9–27.
- Méndez-Vilas, A. 2014. Industrial, medical and environmental applications of microorganisms: current status and trends. *Wageningen academic publisher*, Wageningen, pp 693.

- Nielsen, H., E. M. Simon y J. Engberg. 1985. Updating rDNA Restriction Enzyme Maps of *Tetrahymena* Reveals Four New Intron-Containing Species. *The Journal of Protozoology*, 32: 480–485.
- Nyberg, D. 1981. Three New “Biological” Species of *Tetrahymena* (*T. hegewischi* n. sp., *T. sonneborni* n. sp., *T. nipissingi* n. sp.) and Temperature Tolerance of Members of the “pyriformis” Complex1. *The Journal of Protozoology*, 28: 65–69.
- Nzytech. 2021. NZYProof DNA polymerase | DNA Polymerases, End-Point PCR. NZYProof DNA polymerase.
- Qiagen. 2020a. DNeasy Blood & Tissue Kits Handbook. *Qiagen*, pp 64.
- Qiagen. 2020b. QIAprep® Miniprep Handbook. *Qiagen*, pp 57.
- Roche Sequencing. 2021. KAPA dNTPs. KAPA dNTPs. (/content/rochesequence/en/products-solutions/products/pcr/kapa-dntps.html).
- Ruehle, M. D., E. Orias y C. G. Pearson. 2016. *Tetrahymena* as a Unicellular Model Eukaryote: Genetic and Genomic Tools. *Genetics*, 203: 649–665.
- Schlegel, M. 1991. Protist evolution and phylogeny as discerned from small subunit ribosomal RNA sequence comparisons. *European Journal of Protistology*, 27: 207–219.
- Selvi, M., S. Afandi y U. A. Maria. 2019. Effect of Antifungal Treflan And Lentil Essential Oil Disc Inhibition Methods On *Lagenidium Callinectes*. *Russian Journal of Agricultural and Socio-Economic Sciences*, 89: 27–31.
- Sigma-Aldrich. 2021. Sanger Sequencing Steps | DNA Sequencing. Sigma-Aldrich. (<https://www.sigmaaldrich.com/technical-documents/articles/biology/sanger-sequencing.html>).
- Thermo Fisher Scientific Inc. 2010. NanoDrop ND-1000 Spectrophotometer V3,8 User’s MANUAL.
- Untergasser, A., H. Nijveen, X. Rao, T. Bisseling, R. Geurts y J. A. M. Leunissen. 2007. Primer3Plus, an enhanced web interface to Primer3. *Nucleic Acids Research*, 35: 71–74.
- U.S. National Library of Medicine. 2021. Nucleotide BLAST: Search nucleotide databases using a nucleotide query. Blast. (https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi?PAGE_TYPE=BlastSearch).
- Van de Peer, Y., J.-M. Neefs, P. De Rijk y R. De Wachter. 1993. Evolution of eukaryotes as deduced from small ribosomal subunit RNA sequences. *Biochemical Systematics and Ecology*, 21: 43–55.
- Van West, P. y G. W. Beakes. 2014. Animal pathogenic Oomycetes. *Fungal Biology*, 118: 525–526.

- Washburn, J. O., D. E. Egerter, J. R. Anderson y G. A. Saunders. 1988. Density reduction in larval mosquito (Diptera: Culicidae) populations by interactions between a parasitic ciliate (Ciliophora: Tetrahymenidae) and an opportunistic fungal (Oömycetes: Pythiaceae) parasite. *Journal of medical entomology*, 25: 307–314.
- Wilkes, D. E., N. Bennardo, C. W. C. Chan, Y.-L. Chang, E. O. Corpuz, J. DuMond, J. A. Eboreime, J. Erickson, J. Hetzel, E. E. Heyer, M. J. Hubenschmidt, E. Kniazeva, H. Kuhn, M. Lum, A. Sand, A. Schep, O. Sergeeva, N. Supab, C. R. Townsend, L. V. Ryswyk, H. E. Watson, A. E. Wiedeman, V. Rajagopalan y D. J. Asai. 2009. Identification and Characterization of Dynein Genes in *Tetrahymena*, pp. 11–30. *In* Methods in Cell Biology. Elsevier.
- Xiong, J., W. Yang, K. Chen, C. Jiang, Y. Ma, X. Chai, G. Yan, G. Wang, D. Yuan, Y. Liu, S. L. Bidwell, N. Zafar, M. Hadjithomas, V. Krishnakumar, R. S. Coyne, E. Orias y W. Miao. 2019. Hidden genomic evolution in a morphospecies-The landscape of rapidly evolving genes in *Tetrahymena*. *PLoS Biology*, 17: 2297–2302.
- Ye, A. J. y D. P. Romero. 2002. Phylogenetic relationships amongst tetrahymenine ciliates inferred by a comparison of telomerase RNAs. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52: 2297–2302.


Cómo citar: Santos-Mella, F., Leiro-Vidal, J., García-Gómez, V., & Hierro Santos, K. (2022). Efectos de la salinidad en eventos de depredación entre larvas de *Cardisoma guanhumi* y *Tetrahymena hegewishi*. *Novitates Caribaea*, (19), 105–114. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.281>. Artículo científico original.

Notas

PRIMER REGISTRO DE CINCO EXTERNAS DE
LOXOTHYLACUS TEXANUS EN *CALLINECTES RATHBUNAE*
EN UNA LAGUNA COSTERA DEL GOLFO DE MÉXICO

**First record of five externae of *Loxothylacus texanus* in
Callinectes rathbunae in a coastal lagoon of gulf of Mexico**

Horacio Vázquez-López

Módulo de Manejo de Recursos Naturales, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios, No. 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, México. C.P. 54090.
 orcid.org/0000-0002-7209-1592, hvazquez@unam.mx

[Recibido: 13 de agosto, 2021. Aceptado para publicación: 04 de noviembre, 2021]

RESUMEN

Los cangrejos del género *Callinectes* están ampliamente distribuidos en aguas cálidas. Habitan principalmente en lagunas costeras y estuarios. En las lagunas del golfo de México, están sujetos a una pesquería importante. En el caso de México, *Callinectes sapidus* y *Callinectes rathbunae* contribuyen con 90 % de la captura nacional. Un aspecto importante en el ciclo de vida de los cangrejos es el parasitismo causado por balanos parásitos del orden Rhizocephala, debido a su alta prevalencia y periodicidad. El objetivo del presente estudio fue proveer de información reciente acerca del número de externas por individuo en cangrejos de la especie *C. rathbunae*. En un muestreo comercial realizado en marzo de 2019, se capturaron tres especímenes de la especie *C. rathbunae* parasitados con el balano rizocéfalo *Loxothylacus texanus*: un ejemplar macho con dos externas vírgenes, una hembra con cinco externas vírgenes, y un organismo macho con cinco externas maduras. Este es el primer reporte en donde se presenta evidencia de cinco externas en un hospedero, se concluyó que esta prevalencia fue baja. Es importante realizar más estudios de este tipo para comprender del todo el ciclo de vida de *L. texanus* y su impacto en las poblaciones de sus hospederos.

Palabras clave: cangrejos, ciclo de vida, comportamiento, estuario, parasitismo, Rhizocephala.

ABSTRACT

Crabs of the genus *Callinectes* are widely distributed in warm waters. They inhabit coastal lagoons, estuaries and other shallow water bodies. In the lagoons of the Gulf of Mexico, they are exposed to significant fishery. In the case of Mexico, *Callinectes sapidus* and *Callinectes rathbunae* contribute with 90 % of the national catches. An important aspect in the life history of crabs is the parasitism caused by parasitic barnacles of the order Rhizocephala, due to their high prevalence and periodicity. The goal of the present study was to provide recent information about the number of externae per individual in crabs of the species *C. rathbunae*. In a commercial sampling performed in March 2019, three specimens of the species *C. rathbunae*



parasitized with the rhizocephalan barnacle *Loxothylacus texanus* were captured, namely: a male specimen with two virgin externae, a female specimen with five virgin externae, and a male specimen with five mature externae. This is the first report presenting evidence of five externae in a host, concluding that this prevalence was low. It is important to conduct further studies of this type to fully understand the life cycle of *L. texanus* and its impact on the populations of its hosts.

Keywords: crabs, life cycle, behavior, estuary, parasitism, Rhizocephala.

El género *Callinectes* Stimpson, 1860 cuenta actualmente con 15 especies descritas (WoRMS, 2020). Son abundantes en lagunas costeras, estuarios y otros ambientes marinos someros asociados a esos sistemas y se encuentran en una amplia variedad de hábitats a lo largo de su ciclo de vida (Yáñez-Arancibia y Day, 1988). Las especies de este género están distribuidas a lo largo del Atlántico neotropical, oeste del Pacífico tropical y la costa oeste de África (Williams, 1974; López-Martínez *et al.*, 2014). *Callinectes* es un género de aguas cálidas y no se encuentra en aguas con temperatura inferior a 20 °C (Norse, 1977; Guillory *et al.*, 2001). Los patrones de distribución parecen estar condicionados por factores como la salinidad, sobre todo en el Caribe, dentro y entre islas (Norse, 1972, 1977, 1978; Gómez *et al.*, 2009). En el caso de México, la “jaiba prieta” *Callinectes rathbunae* y la “jaiba gringa” o “cangrejo azul” *Callinectes sapidus* son las principales especies que soportan la pesquería comercial de cangrejos en México (Chávez y Fernández, 1976; Álvarez y Calderón, 1996).

Se ha estimado que más del 90 % de la captura total consumida en el país proviene de las lagunas costeras de los estados de Veracruz y Tamaulipas (Chávez y Fernández, 1976; Cházaro-Olvera *et al.*, 2000). Un aspecto importante en la historia de vida de las jaibas es el parasitismo causado por Rhizocephala, este es uno de los factores bióticos que afectan a las poblaciones en el golfo de México, debido a su alta prevalencia y periodicidad (Wardle y Tirpak, 1991; Lorán *et al.*, 1993).

Rhizocephala es un superorden de balanos parásitos altamente especializados, restringidos a hospederos crustáceos, entre los que se encuentran decápodos, cumáceos, isópodos, estomatópodos y balanos (Høeg, 1995; Høeg y Lützen, 1995; Walker, 2001).

Entre los efectos causados por estos parásitos a sus hospederos, se encuentran los siguientes: castración parasítica, feminización de los machos, hiperfeminización en hembras, inhibición del proceso de muda, parálisis de los apéndices natatorios (en el caso de *Callinectes*), y cambios de comportamiento (Reinhard, 1950, 1956; O'Brien y Van Wyk, 1985; Høeg, 1995; Høeg y Lützen, 1995; Álvarez y Calderón, 1996; Vázquez-López *et al.*, 2006; Vázquez-López y Álvarez, 2008; Vázquez-López, 2010).

Rhizocephala tiene un complicado ciclo de vida con una etapa endoparasítica y otra ectoparasítica, la primera es conocida como “interna”, vive dentro del hospedero, y al desarrollarse produce un intrincado sistema de raíces que sirve para absorber nutrientes del hemocele del hospedero (Høeg y Lützen, 1995). La fase ectoparasítica es conocida como “externa”, que en la mayoría de las especies está situada en el pleon del hospedero, está revestida con una cutícula flexible. Consiste en un manto, una cavidad del manto que aloja la masa de huevos del parásito, y la masa visceral que contiene el ovario (Høeg, 1995; Walker, 2001; Noever *et al.*, 2016).

En la mayoría de las especies de rizocéfalos la regla es la ocurrencia de un solo parásito por hospedero, pero en una muestra suficientemente representativa aparecerán infecciones dobles y tal vez triples infecciones; el otro extremo de la escala está representada por unas pocas especies con un constante gran número de externas (Høeg, 1995).

El objetivo del presente estudio fue proporcionar información reciente sobre el número de externas presentes por hospedero en cangrejos de la especie *C. rathbunae*. El Sistema Lagunar de Alvarado se localiza en la región sureste del estado de Veracruz, México. Está formado de norte a sur por las lagunas Camaronera, Buen País, Alvarado, y Tlalixcoyan y está separado del golfo de México por una barra arenosa. Se localiza en las coordenadas geográficas 18°44'00" y 18°52'5" N, y 95°44'00" y 95°57'00" W (Flores-Coto y Méndez, 1982; Raz-Guzmán *et al.*, 1992; Franco-López, 2017), (Fig. 1).

Se capturaron tres cangrejos del género *Callinectes* parasitados con el rizocéfalo *L. texanus*. Estos fueron obtenidos de una captura comercial realizada el primero de marzo de 2019. Los organismos fueron capturados con trampas artesanales conocidas localmente como 'aro jaibero'. En estas artes de pesca se utilizan comúnmente pescado o pequeños racimos de ostras maceradas como carnada. Los especímenes (dos machos y una hembra) correspondieron a la especie *C. rathbunae*. Uno de los machos exhibió dos externas vírgenes, la hembra exhibió cinco externas vírgenes (Fig. 2a), y el otro macho exhibió cinco externas maduras (Fig. 2b). Se sabe que las externas vírgenes no han sido fecundadas, por lo que no producen huevos o larvas y son de tamaño pequeño, de color blanquecino mientras que las externas maduras los producen periódicamente y son relativamente de mayor tamaño presentando una coloración amarilla (Wardle y Tirpak, 1991; Høeg, 1995; Høeg y Lützen, 1995; Vázquez-López *et al.*, 2006). Cabe destacar que los individuos parasitados no son colectados comercialmente debido a que no alcanzan la talla de captura, que en el caso de *C. rathbunae* va de 88 a 118 mm en la laguna de Alvarado (Lorán *et al.*, 1993), por lo que son devueltos a la laguna.

Se ha observado que *L. texanus* habita principalmente en el golfo de México; impactando a las poblaciones de cangrejos del género *Callinectes* en las lagunas costeras que se encuentran a lo largo del golfo, hasta el momento se han realizado estudios en las partes oriental y norte (Daugherty, 1952; Park, 1969; Adkins, 1972; Wardle y Tirpak, 1991; Hochberg *et al.*, 1992) correspondientes a Estados Unidos. En el caso de México, Lázaro-Chávez *et al.* (1996) registraron la presencia del parásito en la laguna de Tamihaua, en el estado de Veracruz; Álvarez y Calderón (1996) reportaron la presencia de *L. texanus* parasitando a *C. rathbunae* en las lagunas de Casitas, Mandinga y Sontecomapan, en Veracruz, laguna Machona en el estado de Tabasco y lagunas de Atasta y Términos en el estado de Campeche. Álvarez *et al.* (1999) reportaron la presencia de *L. texanus* parasitando a *C. rathbunae* y *C. sapidus* en la laguna de Alvarado, Veracruz. Se ha estimado que la prevalencia de hospederos infectados varía a lo largo del año, de 3.0 % en julio a 51.5 % en octubre en *C. sapidus* (Lázaro-Chávez *et al.*, 1996), y de 1.64 % en febrero a 59.69 % en mayo en la especie *C. rathbunae* (Lorán *et al.*, 1993; Álvarez *et al.*, 1999). Se sabe que el número de externas presentes por hospedero en ambas especies va de una a cuatro (Reinhard, 1950; Wardle y Tirpak, 1991; Lorán *et al.*, 1993; Álvarez y Calderón, 1996; Lázaro-Chávez *et al.*, 1996; Álvarez *et al.*, 1999; Vázquez-López *et al.*, 2006; Vázquez-López y Álvarez, 2007; Vázquez-López *et al.*, 2009).

Recientemente, Vázquez-López *et al.* (2020) también han mencionado que el número de externas presentes en *C. rathbunae* es de una a cuatro. Estos autores argumentan que existe una relación directa entre el grado de desarrollo de la externa y el comportamiento del hospedero. Observaron que los cangrejos que exhiben externas vírgenes son más agresivos que los hospederos que presentan externas maduras. En la literatura solo se ha encontrado el estudio realizado por Pearse (1952) en donde se hace referencia de cinco externas en especímenes de la especie *C. sapidus*, sin dar más detalles, por lo que el presente reporte es el primero en donde se presenta evidencia de cinco externas del balano rizocéfalo *L. texanus* en su hospedero *C. rathbunae*. La importancia de esta observación radica en el hecho de que se sabe que la presencia de este parásito representa una gran carga metabólica para su hospedero.

En concordancia con lo anterior, Robles *et al.* (2002), argumentan que cuando *C. rathbunae* es parasitada por *L. texanus*, la respuesta ormorregulatoria de esos cangrejos puede ser afectada debido a la talla y posición del parásito. Los mismos autores mencionan que la morfología de *L. texanus* carece aparentemente de estructuras que intervengan en la osmorregulación; *L. texanus* puede reducir la capacidad de *C. rathbunae* para ajustarse a entornos fluctuantes, provocando que el hospedero incremente su gasto energético, el cual puede medirse a través de la tasa de consumo de oxígeno.

Autores como Vivarès y Cuq (1981), Haye y Ojeda (1998) y Zetlmeisl *et al.* (2011), mencionan que varios estudios en crustáceos han confirmado que la presencia de parásitos suele aumentar la tasa metabólica general o disminuir el crecimiento de los hospederos.

Al respecto, Vázquez-López *et al.* (2006, 2020) y Vázquez-López (2010), observaron que organismos de la especie *C. rathbunae* que exhibieron externas inmaduras de *L. texanus* mostraron un comportamiento más agresivo que los hospederos que exhibieron externas maduras; también observaron que los cangrejos con cuatro externas maduras son más sensibles a cambios de salinidad y temperatura, mientras que los hospederos con una externa virgen presentan un comportamiento similar a los cangrejos sanos de la misma especie respecto a cambios en estos parámetros. Los mismos autores han observado que en los muestreos es más común capturar cangrejos con una externa madura que hospederos con cuatro externas maduras. Robles *et al.* (2002), mencionan que los cangrejos con parásitos maduros presentaron tasas de consumo de oxígeno significativamente más altas que los cangrejos sanos de la misma especie, que la energía extra gastada podría utilizarse para el mantenimiento de la externa del parásito, ya que es una masa adicional que depende del hospedero para alimentación y el cuidado de la externa. Los mismos autores afirman que la energía adicional gastada puede ser utilizada en la regulación osmótica, ya que estos parásitos pueden estar operando como un canal abierto que conecta el exterior con los tejidos y órganos internos del hospedero. Esto puede explicar por qué es más común capturar cangrejos con una o dos externas maduras que organismos con tres y cuatro externas maduras y menos probable capturar cangrejos con cinco externas maduras.

En conclusión, la prevalencia de cangrejos exhibiendo cinco externas es muy baja debido a que los hospederos infectados con cinco parásitos son los más sensibles a los cambios diarios de la temperatura y salinidad puesto que la presencia de estos parásitos representa una carga metabólica extra, la que se incrementa con el desarrollo de los mismos. Este es el primer reporte donde se muestra evidencia de cinco externas en hospederos de la especie *C. rathbunae*.

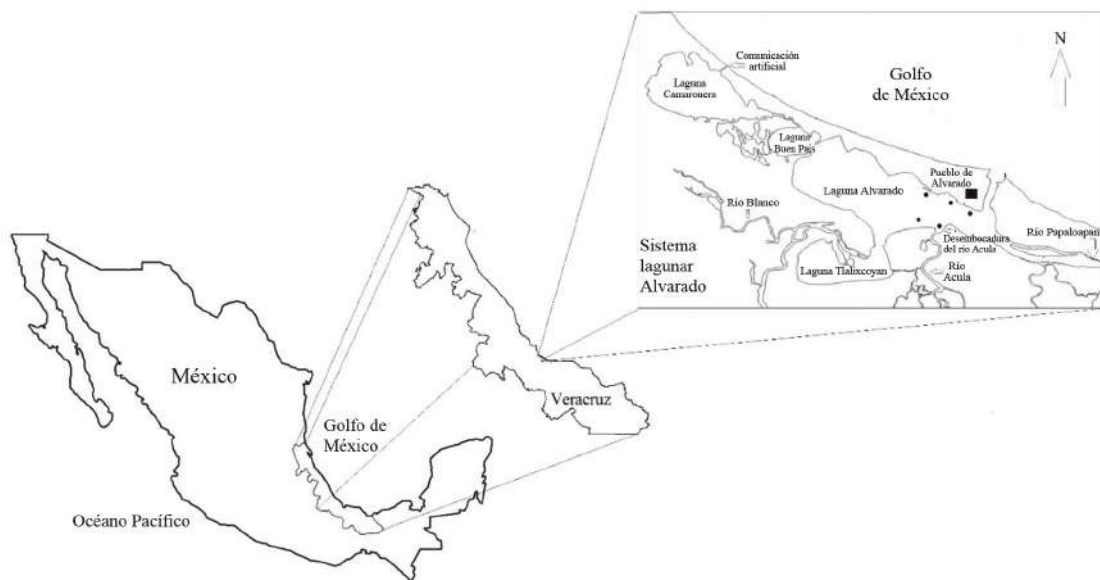


Figura 1. Sitios de captura en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México.

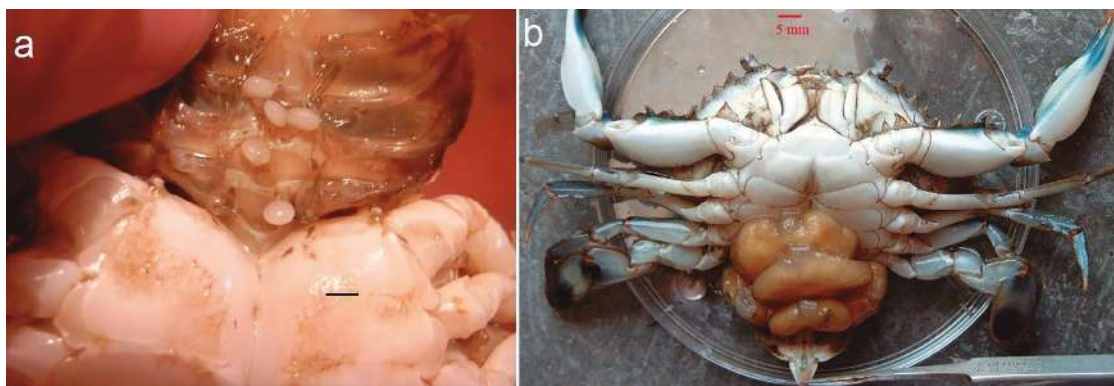


Figura 2. Especímenes de *C. rathbunae* parasitados por *L. texanus*. a) hembra exhibiendo cinco externas vírgenes, barra de escala 5 mm; b) macho exhibiendo cinco externas maduras, barra de escala 5 mm.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece la valiosa ayuda de la doctora Olga M. Korn de la Academia Rusa de Ciencias, del doctor Jack O'Brien de la Universidad del Sur de Alabama y del doctor Sergio Cházaro-Olvera de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM por sus valiosos comentarios.

LITERATURA CITADA

- Adkins, G. 1972. Notes on the occurrence and distribution of the rhizocephalan parasite (*Loxothylacus texanus* Boschma) of blue crabs (*Callinectes sapidus* Rathbun) in Louisiana estuaries. *Louisiana Wildlife and Fisheries Commission, Technical Bulletin* 2, 1–13 pp.
- Álvarez, F. y J. Calderón. 1996. Distribution of *Loxothylacus texanus* (Cirripedia: Rhizocephala) parasitizing crabs of the genus *Callinectes* in the southwestern Gulf of Mexico. *Gulf Research Reports*, 9: 205–210. <https://doi.org/10.18785/grr.0903.08>
- Álvarez, F., A. Gracia, R. Robles y J. Calderón. 1999. Parasitization of *Callinectes rathbunae* and *Callinectes sapidus* by the rhizocephalan barnacle *Loxothylacus texanus* in Alvarado Lagoon, Veracruz, Mexico. *Gulf Research Report*, 11: 15–21. <https://doi.org/10.18785/grr.1101.04>
- Chávez, E. y M. Fernández. 1976. Contribución al conocimiento de la biología de la jaiba prieta (*Callinectes rathbunae*, Decapoda Portunidae) del estado de Veracruz. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 37: 273–292.
- Cházaro-Olvera, S., A. Rocha-Ramírez y R. Román-Contreras. 2000. Observations on feeding, maturity, and fecundity of *Callinectes similis* Williams, 1966, on the central continental shelf off Veracruz, Gulf of Mexico. *Crustaceana*, 73: 323–332. <https://doi.org/10.1163/156854000504417>
- Daugherty, F. M. 1952. The blue crab investigation, 1949–50. *Texas Journal of Science*, 4: 77–84.
- Flores-Coto, C. y M. L. V. Méndez. 1982. Contribución al conocimiento del ictioplancton de la laguna de Alvarado, Veracruz. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 9: 141–160.
- Franco-López, J. 2017. Análisis del comportamiento estacional e interanual de la comunidad ictiofaunística asociada a zonas de manglar en la laguna de Alvarado, Veracruz. *Biología, Ciencia y Tecnología*, 10: 722–735. <https://doi.org/10.22201/fesi.20072082.2017.10.61475>
- Gómez, L. L., M. A. Sosa, C. I. Moreno y C. A. Jover. 2009. Biodiversidad, morfometría y alimentación de los cangrejos del género *Callinectes* (Decapoda: Portunidae) en Santiago de Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 57: 671–686. <https://doi.org/10.15517/rbt.v57i3.5483>
- Guillory, V., H. Perry, P. Steele, T. Wagner, W. Keithly, B. Pellegrin, J. Petterson, T. Floyd, B. Buckson, L. Hartman, E. Holder y C. Moss. 2001. *The blue crab fishery of the Gulf of Mexico, United States: A regional management plan*. Gulf States Marine Fisheries Commission, Ocean Springs, Mississippi. Vol 96.
- Haye, P. A. y F. P. Ojeda. 1998. Metabolic and behavioral alterations in the crab *Hemigrapsus crenulatus* (Milne-Edwards 1837) induced by its acanthocephalan parasite *Proflicollis antarcticus* (Zdzitowiecki 1985). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 228: 73–82. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00007-0](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00007-0)

- Hochberg, R. J., T. M. Bert, P. Steele y S. D. Brown. 1992. Parasitization of *Loxothylacus texanus* on *Callinectes sapidus*: aspects of population biology and effects on host morphology. *Bulletin of Marine Science*, 50: 117–132.
- Høeg, J. T. 1995. The biology and life cycle of the Rhizocephala (Cirripedia). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75: 517–550. <https://doi.org/10.1017/S0025315400038996>
- Høeg, J. T. y J. Lützen. 1995. Life cycle and reproduction in the Cirripedia Rhizocephala. *Oceanography and Marine Biology—an Annual Review*, 33: 427–485.
- Lázaro-Chávez, E., F. Álvarez y C. Rosas. 1996. Records of *Loxothylacus texanus* (Cirripedia: Rhizocephala) parasitizing the blue crab *Callinectes sapidus* in Tamiahua lagoon, Mexico. *Journal of Crustacean Biology*, 16: 105–110. <https://doi.org/10.1163/193724096X00324>
- López-Martínez, J., L. López-Herrera, J. E. Valdez-Holguín y C. H. Rábago-Quiroz. 2014. Population dynamics of the swimming crabs *Callinectes* (Portunidae) components of shrimp bycatch in the eastern coast of the Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49: 17–29. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572014000100003>
- Lorán, R. M., A. J. Valdez y F. Escudero. 1993. Algunos aspectos poblacionales de las jaibas *Callinectes* spp. en lagunas de Alvarado, Veracruz. *Ciencia Pesquera*, 10: 15–32.
- Noever, C., J. Keiler y H. Glenner. 2016. First 3D reconstruction of the rhizocephalan root system using MicroCT. *Journal of Sea Research*, 113: 58–64. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.08.002>
- Norse, E. A. 1972. Preliminary study of six Jamaican blue crabs, genus *Callinectes* (Decapoda: Portunidae). *Atoll Research Bulletin*, 152: 5.
- Norse, E. A. 1977. Aspects of the zoogeographic distribution of *Callinectes* (Brachyura: Portunidae). *Bulletin of Marine Science*, 27: 440–447.
- Norse, E. A. 1978. An experimental gradient analysis: Hyposalinity as an ‘upstress’ distributional determinant for Caribbean portunid crabs. *The Biological Bulletin*, 155: 586–598.
- O’Brien J. y P. Van Wyk. 1985. Effects of crustacean parasitic castrators (epicaridean isopods and rhizocephalan barnacles) on growth of crustacean hosts. In: Wenner, A. M. (Ed.). *Factors in adult growth*. A.A. Balkema, Rotterdam–Boston, 191–218 pp.
- Park, J. 1969. A preliminary study of the blue crabs in Biscayne Bay. *Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences*, 32: 12–20.
- Pearse, A. S. 1952. Parasitic crustaceans from alligator Harbor, Florida. *The Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences*, 15: 188–243.
- Raz-Guzmán, A., G. de la Lanza y L. A. Soto. 1992. Caracterización ambiental y $\delta^{13}\text{C}$ del sedimento, detrito y vegetación del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*, 40: 215–225.


- Reinhard, E. G. 1950. An analysis of the effects of a sacculinid parasite on the external morphology of *Callinectes sapidus* Rathbun. *Biological Bulletin*, 98: 277–288. <https://doi.org/10.2307/1538676>
- Reinhard, E. G. 1956. Parasitic castration of Crustacea. *Experimental Parasitology*, 5: 79–107. [https://doi.org/10.1016/0014-4894\(56\)90007-8](https://doi.org/10.1016/0014-4894(56)90007-8)
- Robles, R., F. Álvarez y G. Alcaraz. 2002. Oxygen consumption of the crab *Callinectes rathbunae* parasitized by the rhizocephalan barnacle *Loxothylacus texanus* as a function of salinity. *Marine Ecology Progress Series*, 235: 189–194. <https://doi.org/10.3354/meps235189>
- Vázquez-López, H. 2010. Affection of swimming capacity in *Callinectes rathbunae* (Crustacea: Brachyura) caused by *Loxothylacus texanus* (Crustacea: Rhizocephala). *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*, 5: 76–80.
- Vázquez-López, H. y F. Álvarez. 2007. Space temporal presence of the cirripede parasite *Loxothylacus texanus* in the lagoon-estuarine subsystem of Alvarado, Veracruz, México. *International Journal of Zoological Research*, 3: 157–168. <https://doi.org/10.3923/ijzr.2007.157.168>
- Vázquez-López, H. y F. Álvarez. 2008. Efectos del rizocéfalo *Loxothylacus texanus* Boschma 1933, sobre *Callinectes rathbunae* Contreras 1930. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología*, 1: 1–6. <https://doi.org/10.22201/fesi.20072082.2008.1.16841>
- Vázquez-López, H., F. Álvarez, J. Franco, A. Morán y S. Cházaro. 2006. Observations on the behavior of the dark crab *Callinectes rathbunae* Contreras parasitized with the rhizocephalan *Loxothylacus texanus* Boschma. *International Journal of Zoological Research*, 2: 344–353. <https://doi.org/10.3923/ijzr.2006.344.353>
- Vázquez-López, H., F. Álvarez y S. Cházaro-Olvera. 2009. Externa emergence of *Loxothylacus texanus* Boschma, 1933 (Cirripedia, Rhizocephala) on the crab, *Callinectes rathbunae* Contreras, 1930 under laboratory conditions. *Crustaceana*, 82: 555–563 <https://doi.org/10.1163/156854009X404725>
- Vázquez-López, H., R. Escamilla-Montes, G. Diarte-Plata, S. Cházaro-Olvera, A. C. Rodríguez-Varela, J. Franco-López, R. Chávez-López y A. Morán-Silva. 2020. Effects of the parasite *Loxothylacus texanus* on the agonistic behavior of the crab *Callinectes rathbunae*. *International Journal of Zoological Studies*, 6: 122–134. <https://doi.org/10.33745/ijzi.2020.v06i01.010>
- Vivarès, C. P. y J. L. Cuq. 1981. Physiological and metabolic variations in *Carcinus mediterraneus* (Crustacea: Decapoda) parasitized by *Thelohania maenadis* (Microspora: Microsporida): an ecophysiological approach. *Journal of Invertebrate Pathology*, 37: 38–46. [https://doi.org/10.1016/0022-2011\(81\)90052-5](https://doi.org/10.1016/0022-2011(81)90052-5)
- Walker, G. 2001. Introduction to the Rhizocephala (Crustacea: Cirripedia). *Journal of Morphology*, 249: 1–8. <https://doi.org/10.1002/jmor.1038>

- Wardle, W. J. y A. J. Tirpak. 1991. Occurrence and distribution of an outbreak of infection of *Loxothylacus texanus* (Rhizocephala) in blue crabs in Galveston Bay, Texas, with special reference to size and coloration of the parasite's external reproductive structures. *Journal of Crustacean Biology*, 11: 553–560. <https://doi.org/10.2307/1548525>
- Williams, A. B. 1974. The swimming crabs of the genus *Callinectes* (Decapoda, Portunidae). *Fishery Bulletin*, 72: 685–798.
- WoRMS. 2020. *Callinectes* Stimpson, 1860. [<http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=106921>]. Reviewed: september 09, 2020.
- Yáñez-Arancibia, A. y Y. J. Day. 1988. *Ecología de los ecosistemas costeros en el sur del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos*. Editorial Universitaria, UNAM-Organización de los Estados Americanos, México, 518 pp.
- Zetlmeisl, C., J. Hermann, T. Petney, H. Glenner, C. Griffiths y H. Taraschewski. 2011. Parasites of the shore crab *Carcinus maenas* (L.): implications for reproductive potential and invasion success. *Parasitology*, 138: 394–401. <https://doi.org/10.1017/S0031182010001344>
- Cómo citar:** Vázquez-López, H. (2022). Primer registro de cinco externas de *Loxothylacus texanus* en *Callinectes rathbunae* en una laguna costera del golfo de México. *Novitates Caribaea*, (19), 117–125. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.282>. Nota científica original.

OBSERVACIONES SOBRE LA HISTORIA NATURAL
DE CUATRO ESPECIES DE LAGARTOS
(SQUAMATA: DACTYLOIDAE, GEKKONIDAE, SPHAERODACTYLIDAE)
EN UNA LOCALIDAD URBANA DEL OCCIDENTE DE CUBA

**Observations on the natural history of four species of lizards
(Squamata: Dactyloidae, Gekkonidae, Sphaerodactylidae) in an
urban locality of western Cuba**

Luis F. de Armas

Apartado Postal 4327, San Antonio de los Baños, Artemisa 38100, Cuba.  orcid.org/0000-0002-9096-3382,
luisdearmas1945@gmail.com

[Recibido: 11 de septiembre, 2021. Aceptado para publicación: 23 de noviembre, 2021]

RESUMEN

Se registra la muerte accidental de *Anolis porcatus* (Gray, 1841), *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnés, 1818) y *Sphaerodactylus elegans* (MacLeay, 1834) en el interior de vasos utilizados como adornos domésticos en un domicilio urbano de San Antonio de los Baños, provincia de Artemisa, Cuba. Además, se reportan el parasitismo del ácaro Pterygosomatidae *Geckobia hemidactylii* (Lawrence, 1936) en *H. mabouia* de esta misma localidad (primer registro para la provincia), los hábitos diurnos ocasionales de *H. mabouia* y *S. elegans*, así como la captura y muerte (no depredación) de *Anolis sagrei* y *H. mabouia* por un perro doméstico (*Canis familiaris*). También se presentan nuevas evidencias de coprofagia en *A. porcatus* y anidamiento comunal en *H. mabouia*.

Palabras clave: *Anolis porcatus*, *Anolis sagrei*, *Hemidactylus mabouia*, *Sphaerodactylus elegans*, conducta, reptiles sinantrópicos.

ABSTRACT

The dead of lizards belonging to three species [*Anolis porcatus* (Gray, 1841), *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnés, 1818) and *Sphaerodactylus elegans* (MacLeay, 1834)] into glasses used as domestic decoration in an urban residence in San Antonio de los Baños, Artemisa Province, Cuba, is recorded. Also, parasitism by the pterygosomatid mite *Geckobia hemidactylii* (Lawrence, 1936) on *H. mabouia* from this same location is reported, being this the first record for Artemisa Province. Occasional diurnal habits in *H. mabouia* and *S. elegans* are mentioned, as well as the capture and dead (not predation) of *Anolis sagrei* and *H. mabouia* by a domestic dog (*Canis familiaris*). New evidences of coprophagy in *A. porcatus* and communal nesting in *H. mabouia* are included, too.

Keywords: *Anolis porcatus*, *Anolis sagrei*, *Hemidactylus mabouia*, *Sphaerodactylus elegans*, behavior, synanthropic reptiles.



La lista de los lagartos que en Cuba habitan regularmente en las áreas urbanas (edificios, patios, jardines, parques y áreas verdes) está integrada por tres especies de lagartijas (*Anolis allisoni* Barbour, 1928, *A. porcatius* Gray, 1837 y *A. sagrei* Cocteau in Duméril y Bibron, 1837), la salamanquesita *Sphaerodactylus elegans* (MacLeay, 1834) y los geocos *Gonatodes albogularis fuscus* Hallowell, 1855, *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnés, 1818) y *H. angulatus* Hallowell, 1854 (Rodríguez Schettino, 1999; Martínez Reyes y Hernández Marrero, 2003; Powell y Henderson, 2008; Borroto-Páez *et al.*, 2015). Otras especies, mayormente introducidas, son menos abundantes o poseen una distribución mucho más limitada en el territorio nacional (Borroto-Páez *et al.*, 2015).

En la presente contribución se presentan varias observaciones sobre la historia natural de cuatro especies de lagartos urbanos (*Anolis porcatius*, *A. sagrei*, *Sphaerodactylus elegans* y *Hemidactylus mabouia*), todas realizadas en un domicilio y su patio trasero, en el poblado de San Antonio de los Baños (22°53'36.473''N, 82°30'35.187''W, 75 m s.n.m., datum WGS84), provincia de Artemisa, Cuba.

En el ambiente urbano, la muerte accidental de diversas especies de reptiles, electrocutados al ingresar en aparatos electrodomésticos, mayormente televisores y acondicionadores de aire, ha sido reportada por varios autores (Fritts y Chiszar, 1999; Chang *et al.*, 2013; Borroto-Páez y Reyes Pérez, 2020a; Borroto-Páez *et al.*, 2021), aunque con énfasis en las pérdidas socio-económicas que tales incidentes ocasionan, no en la conservación de las especies involucradas, algunas de ellas endémicas o nativas, aunque ninguna con categoría de amenaza.

En algunos hogares cubanos es habitual observar estantes o anaqueles en los que se exhibe una variada colección de vasos, copas y jarras, a veces con función decorativa. De forma similar a lo que sucede en ciertas luminarias, en el interior de estos recipientes de uso doméstico caen de modo casual, y mueren sin poder escapar, algunos insectos, sobre todo nocturnos, como coleópteros, lepidópteros, isópteros, ortópteros e himenópteros.

Al revisar recientemente los vasos colocados en un pequeño estante metálico, se detectaron, en el interior de tres de ellos, los cuerpos momificados de sendos reptiles juveniles (Fig. 1 a-c), pertenecientes a igual número de especies, géneros y familias: (1) *Anolis porcatius* (LHC: aproximadamente 19 mm); (2) *Hemidactylus mabouia* (LHC: aproximadamente 18 mm); y (3) *Sphaerodactylus elegans* (LHC: aproximadamente 13 mm). Una posible causa de tales accidentes pudiera ser que los reptiles, atraídos por los insectos recién atrapados en esos recipientes de vidrio, intentaran capturarlos; pero una vez dentro, les fue imposible escapar.

Algunos residentes locales dijeron haber observado incidentes de esta índole, siendo *H. mabouia* la especie más frecuentemente involucrada en estos hechos.

Sin embargo, no es esta la única amenaza que se cierne sobre la herpetofauna urbana. Algunos animales domésticos, mayormente gatos (Rodríguez Schettino *et al.*, 2003; Henderson y Powell, 2009; Mori *et al.*, 2019; Borroto-Páez y Reyes Pérez, 2020b; obs. pers.) los matan y en ocasiones los depredan; peligros a los que se añade la depredación por anfibios (Borroto-Páez y Reyes Pérez, 2020b), ofidios (Armas e Iturriaga, 2017; Rodríguez-Cabrera *et al.*, 2020), otros lagartos (Armas e Iturriaga, 2019), aves (Bello, 2000; Henderson y Powell, 2009; Guerra Solana y Armas, 2017; Armas, 2021b) y escorpiones (Armas, 2001). Y aunque más silenciosos, no pueden desestimarse la contaminación y el envenenamiento por agentes tóxicos, como los insecticidas, los cuales a veces los lagartos ingieren al comer algunas presas.

En abril de 2021 se observó un pequeño perro (*Canis familiaris*) que tenía apresado entre sus fauces a un juvenil de *Hemidactylus mabouia* (LHC = 48 mm), al que dejó muerto de inmediato (Fig. 1d). Luego de su preservación en etanol 80%, su examen demostró que estaba parasitado en varias partes del cuerpo (vientre, patas, cola y garganta) por numerosos ácaros Pterygosomatidae, *Geckobia hemidactyli* (Lawrence, 1936). Este constituye el primer registro de este ácaro para la provincia de Artemisa (véase Borroto-Páez *et al.*, 2020).

Semanas más tarde, en horas de la tarde, se descubrió en la misma terraza el cadáver un macho subadulto de *A. sagrei* (Fig. 1f), matado por este mismo perro, presumiblemente muy temprano o el día anterior. Al amanecer del día 15 del propio mes, este perro mató otro adulto de *H. mabouia* (LHC = 57 mm), también parasitado por *G. hemidactyli* (Fig. 1e).

Aunque tanto *H. mabouia* como *S. elegans* son de hábitos eminentemente nocturnos, no es raro observarlos activos en horas del día (Martínez Reyes y Hernández Marrero, 2003). En el caso de esta última especie, durante varios años ha sido observada en actividad de caza (principalmente de moscas y hormigas) en diversas partes de la casa en horario diurno, incluso más de un individuo a la vez.



Figura 1. Lagartos muertos accidentalmente en un domicilio urbano de San Antonio de los Baños, Artemisa. a-c), cuerpos momificados hallados en el interior de sendos vasos: a, *Hemidactylus mabouia*; b, *Sphaerodactylus elegans*; c, *Anolis porcatus*. d-f), matados por un perro doméstico (*Canis familiaris*): d-e, *Hemidactylus mabouia*; f, *Anolis sagrei*.

Desde mediados de julio de 2020 hasta principios de mayo de 2021, fue observado un juvenil de *H. mabouia* en la cocina del hogar, el cual salía de su refugio a cualquier hora del día para cazar moscas sobre el piso (Fig. 2a). Tras su muerte, debida a un accidente doméstico, su examen permitió detectar que estaba parasitado por poco más de 100 ácaros *G. hemidactyli*, mayormente distribuidos en el vientre y las patas (Figs. 2 b, d). Además, su pata derecha estaba atrofiada (Fig. 2 b), a causa de un accidente relativamente reciente, pues en las fotos anteriores al mes de abril no se observa dicha deformidad. También se constató que el dedo pulgar de su mano izquierda era anómalo (Fig. 2 c). Un caso similar de hábitos diurnos fue observado durante los meses de julio y agosto de 2021; en esta oportunidad, se trataba de un juvenil, el cual pasaba gran parte del día cazando moscas sobre una mesa situada en la terraza.

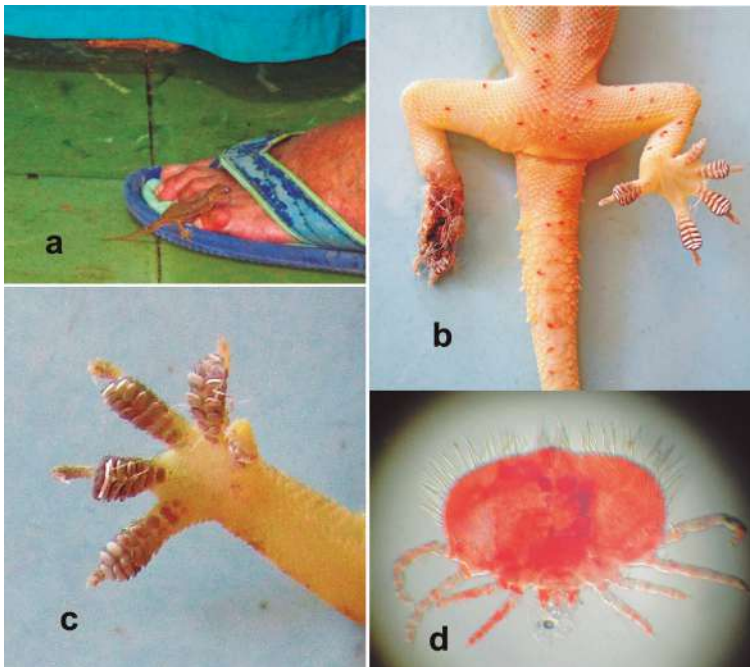


Figura 2. *Hemidactylus mabouia*, juvenil. a) en actividad diurna en el piso de la cocina de una vivienda urbana en San Antonio de los Baños, Artemisa. b-c) detalles del mismo espécimen después de muerto: b) patas y área pericloacal; c) mano izquierda con el dedo pulgar anómalo. d) *Geckobia hemidactyli*.

La coprofagia es una conducta muy pobremente documentada en los lagartos del género *Anolis*, siendo *A. porcatius* la única especie para la que se ha registrado (Armas, 2021a). El 14 de abril de 2021, a las 07:55 hr, fue observada una hembra adulta (LHC = 45 mm) de *A. porcatius* que, durante cerca de un minuto, estuvo lamiendo las heces frescas de un Gorrión Doméstico, *Passer domesticus* (Fig. 3 a). El hecho ocurrió sobre una escalera de mano, a 1.60 m del suelo. A las 17:20 hr del propio día, otra hembra adulta (LHC = 50 mm) estuvo lamiendo las mismas heces durante unos dos minutos (Fig. 3 b).

En conclusión, durante nueve meses, que incluyeron las estaciones de verano y la de invierno, fueron observados cinco eventos de coprofagia por *A. porcatius*, los cuales involucraron a dos machos y tres hembras (Armas, 2021a; este trabajo), lo cual sugiere que en esta especie dicha conducta pudiera ser relativamente frecuente.

Las puestas comunales de *H. mabouia* han sido poco documentadas (Henderson y Powell, 2009). En uno de los cuartos de desahogo de la vivienda, en febrero de 2018, se detectó un anidamiento comunal de esta especie, el cual consistió en al menos 15 huevos ya eclosionados que estaban dentro de una pequeña caja de cartón de 13.0 x 13.0 x 13.5 cm (Fig. 3c). En septiembre de 2020, en la misma habitación, se halló otra puesta comunal, de no menos de 40 huevos (la mayoría eclosionados), depositados en el interior de una cajuela de plástico de 12.0 x 12.0 x 8.5 cm (Fig. 3d). No se tomaron las medidas de los huevos.

Entre los insectos frecuentemente reportados como presas de *H. mabouia* se hallan los comejenos o termitas (Iturriaga y Marrero, 2013). No obstante, los individuos sexuados (que son los únicos alados), suelen realizar sus vuelos nupciales en forma de enjambre durante unos pocos días al año (en Cuba ocurren mayormente durante los meses de primavera), por lo que constituyen una fuente de alimento irregular y fortuita para sus depredadores (Hibbitts *et al.*, 2005).

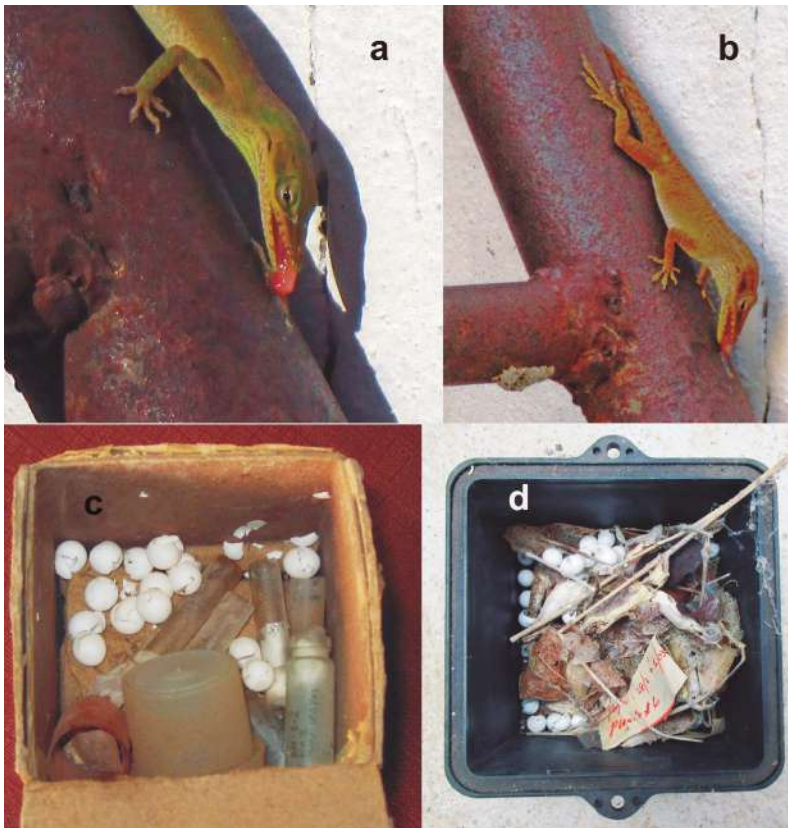


Figura 3. Coprofagia en *Anolis porcatius* (a-b): a, hembra lamiendo el excremento fresco de *Passer domesticus*; b, otra hembra, horas después, lamiendo el mismo excremento. c-d), puestas comunales de *Hemidactylus mabouia* en el interior de una vivienda urbana en San Antonio de los Baños, Artemisa: c, en febrero de 2018; d, en septiembre de 2020.

Durante el vuelo crepuscular de *Coptotermes gestroi* Wasmann, 1896 (Isoptera: Termitidae), a mediados de marzo, en una reducida área de 1.4 x 0.90 m, fue posible observar reiteradamente hasta siete individuos de *H. mabouia*, adultos y juveniles, que ávidamente se alimentaban de estos insectos (Fig. 4 a), sin que se observara confrontación entre ellos, probablemente por la abundante disponibilidad de presas. En ocasiones, al grupo se le unió una hembra de

A. porcatius, aunque en dos oportunidades fue atacada por los gecos. Al pie de la pared, una hembra de *A. sagrei* se alimentaba de las termitas que caían al suelo, pero nunca intentó subir a la pared, posiblemente por la fuerte competición que ello implicaría con los gecos.

El 10 de junio de 2021, a las 12:42 hr, en el fondo del patio detecté un macho de *A. porcatius* (LHC ~ 60 mm), que acababa de capturar una larva de *Zophobas atrata* (Fabricius, 1775) (Coleoptera: Tenebrionidae) de aproximadamente 28 mm de largo por 10–12 mm de ancho, la cual demoró 21 minutos en ingerir. Para lograrlo, la mantuvo agarrada por la parte anterior del cuerpo y la golpeó fuertemente, a intervalos, contra la pared, cambiando constantemente de posición, aunque preferentemente se mantuvo con la cabeza hacia abajo (Fig. 4b). Dado que estas larvas viven enterradas en un sitio donde hay materia orgánica en descomposición, es posible que la haya capturado cuando esta se expuso ligeramente en la superficie, tal vez por las altas temperaturas del suelo en esos momentos. Durante los siguientes días, después del mediodía, este lagarto perchaba más o menos en el mismo sitio, a 20–40 cm del suelo, mirando hacia donde crían estos tenebriónidos, posiblemente a la espera de que otra larva se asomara a la superficie para capturarla. Este representa el primer caso de depredación por un lagarto, en condiciones naturales, de las larvas de *Z. atrata*.

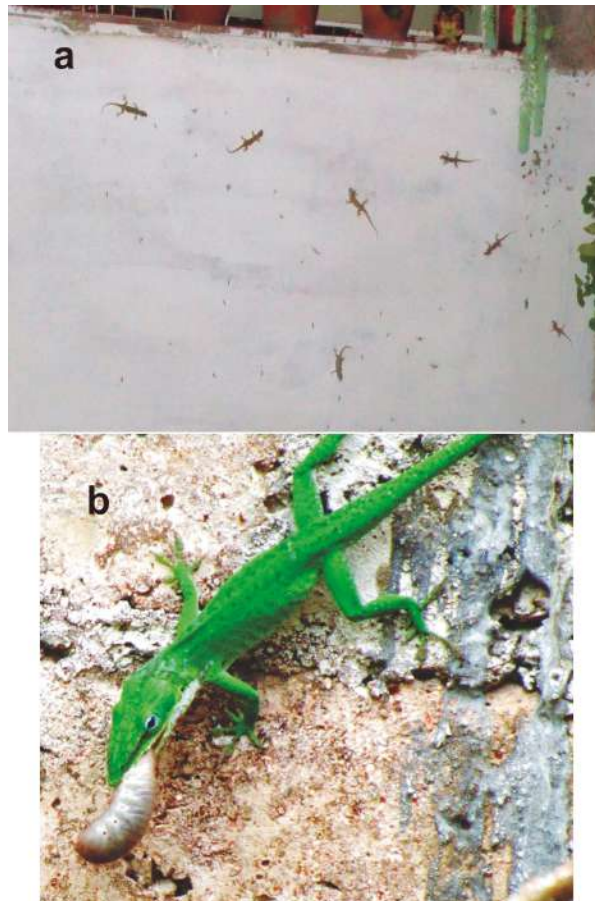


Figura 4. Depredación por *Hemidactylus mabouia* y *Anolis porcatius*. a) grupo de *Hemidactylus mabouia*, en marzo de 2021, a las 19:00 hr, cazando termitas aladas (*Coptotermes gestroi*) sobre la pared de una terraza. b) depredación de una larva de *Zophobas atrata* por un macho adulto de *Anolis porcatius* en el patio de una residencia urbana. Ambas observaciones en San Antonio de los Baños, Artemisa.

AGRADECIMIENTOS

A Manuel Iturriaga (Instituto de Ecología y Sistemática, La Habana) por la bibliografía amablemente facilitada y la revisión crítica de la primera versión del manuscrito. A los revisores anónimos por sus oportunas y útiles sugerencias.

LITERATURA CITADA

- Armas, L. F. de. 2001. Frogs and lizards as prey of some Greater Antillean arachnids. *Revista Ibérica de Aracnología*, 3: 87–88.
- Armas, L. F. de. 2021a. Coprophagy and cannibalism in the Cuban Green Anole, *Anolis porcatius* Gray 1840 (Squamata: Dactyloidae). *Reptiles & Amphibians*, 28 (1): 30–31.
- Armas, L. F. de. 2021b. Predation of Cuban Brown Anoles, *Anolis sagrei* (Squamata: Dactyloidae) by House Sparrows, *Passer domesticus* (Aves: Passeriformes), and annotated list of lizards preyed upon by House Sparrows. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 28 (3): 432–434.
- Armas, L. F. de y M. Iturriaga. 2017. Depredación de *Hemidactylus mabouia* (Squamata: Gekkonidae) por *Tropidophis pardalis* (Serpentes: Tropidophiidae). *Novitates Caribaea*, 11: 99–102.
- Armas, L. F. de y M. Iturriaga. 2019. The Cuban Green Anole, *Anolis porcatius* (Squamata: Dactyloidae): catering is the best. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 26 (1): 35–38.
- Bello, R. E. 2000. *Anolis* sp. and *Gonatodes albogularis* (Yellowheaded Gecko) predation. *Herpetological Review*, 31 (4): 239.
- Borroto-Páez, R., R. Alonso Bosch, B. A. Fabres y O. Álvarez García. 2015. Introduced amphibians and reptiles in the Cuban archipelago. *Herpetological Conservation and Biology*, 10 (3): 985–1012.
- Borroto-Páez, R., C. C. Martínez-Rivera y D. Reyes Pérez. 2020. Mites (*Geckobia hemidactyli*, Actinedida: Pterygosomatidae) in Tropical House Geckos (*Hemidactylus mabouia*) in Cuba: A review with new distribution records. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 27 (3): 382–389.
- Borroto-Páez, R. y D. Reyes Pérez. 2020a. Damage to televisions and other electrical appliances by invasive and native geckos in Cuba. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 27 (1): 50–53.
- Borroto-Páez, R. y D. Reyes Pérez. 2020b. Predation by a Cuban Treefrog (*Osteopilus septentrionalis*) and a domestic cat (*Felis catus*) on Tropical House Geckos (*Hemidactylus mabouia*) in central Cuba, with a review of predation and vertebrate prey of Tropical House Geckos. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 27 (1): 120–128.
- Borroto-Páez, R., D. Reyes Pérez y B. A. Fabres. 2021. Effects of Invasive Tropical House Geckos (*Hemidactylus mabouia*) on Electrical Equipment: New Evidence of Damage to Televisions and Other Electrical Risks. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 28 (1): 18–21.

- Chang, C-W., J-J. Mao y G. Norval. 2013. Damage to air conditioning units caused by geckos. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 20: 143–145.
- Fritts, T. y D. Chiszar. 1999. Snakes on electrical transmission lines: Patterns, causes, and strategies for reducing electrical outages due to snakes, pp. 89–103, *En*: Rodda, G. H., Y. Sawai, D. Chiszar y H. Tanaka (eds.), *Problem Snake Management: The Habu and the Brown Treesnake*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Guerra Solana, J. L. y L. F. de Armas. 2017. Depredación de *Anolis porcatius* (Squamata: Dactyloidae) por *Passer domesticus* (Aves: Passeriformes) en Cuba. *Novitates Caribaea*, 11: 103–105.
- Henderson, R.W. y R. Powell. 2009. *Natural History of West Indian Reptiles and Amphibians*. University Press of Florida, Gainesville, 486 pp.
- Hibbitts, T. J., E. R. Pianka, R. Huey y M. J. Whiting. 2005. Ecology of the Common Barking Gecko (*Ptenopus garrulus*) in Southern Africa. *Journal of Herpetology*, 39: 509–515.
- Iturriaga, M. y R. Marrero. 2013. Feeding ecology of the Tropical House Gecko *Hemidactylus mabouia* (Sauria: Gekkonidae) during the dry season in Havana, Cuba. *Herpetology Notes*, 6: 11–17.
- Martínez Reyes, M. y A. Hernández Marrero. 2003. Moradores de jardines, casas y cultivos. Pp. 138–143, *En* Rodríguez Schettino, L. (ed.), *Anfibios y reptiles de Cuba*. UPC Print, Vaasa, Finlandia. 169 pp.
- Mori, E., M. Menchetti, A. Camporesi, L. Caviglioli, K. Tabarelli de Fatis y M. Girardello. 2019. License to kill? Domestic cats affect a wide range of native fauna in a highly biodiverse Mediterranean country. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 477. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00477>
- Powell, R. y R. W. Henderson. 2008 Urban Herpetology in the West Indies. pp. 87–102, *En*: Mitchell, J. C. y R. E. J. Brown (eds.), *Urban Herpetology*. Herpetological Conservation, vol. 3, Salt Lake City, Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- Rodríguez-Cabrera, T. M., L. Y. García-Padrón, E. Morell Savall y J. Torres. 2020. Predation on direct-developing frogs (Eleutherodactylidae: *Eleutherodactylus*) in Cuba: New cases and a review. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 27 (2): 161–168.
- Rodríguez Schettino, L. 1999. *The iguanid lizards of Cuba*. University Press of Florida, Miami. 428 pp.
- Rodríguez Schettino, L., A. Torres Barboza y A. Hernández Marrero. 2003. Trepadores excelentes. Pp. 110–1127, *En* Rodríguez Schettino, L. (ed.), *Anfibios y reptiles de Cuba*. UPC Print, Vaasa, Finlandia, 169 pp.

Cómo citar: Armas, L. F. de. (2022). Observaciones sobre la historia natural de cuatro especies de lagartos (Squamata: Dactyloidae, Gekkonidae, Sphaerodactylidae) en una localidad urbana del Occidente de Cuba. *Novitates Caribaea*, (19), 126–133. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.283>. Nota científica original.

FIRST RECORD OF THE GENUS *ANTILLOCHERNES* MUCHMORE, 1984
(PSEUDOSCORPIONES, CHERNETIDAE) FROM HISPANIOLA**Primer registro del género *Antillochernes* Muchmore, 1984
(Pseudoscorpiones, Chernetidae) para la Hispaniola**Solanlly Carrero Jiménez^{1a*} & Gabriel de los Santos^{1b}

Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marciano”. Calle César Nicolás Penson, Plaza de la Cultura Juan Pablo Duarte, 10204, Santo Domingo, República Dominicana. ^aorcid.org/0000-0003-0888-2354; ^borcid.org/0000-0002-1839-1893, g.delossantos@mnhn.gov.do. *Corresponding author: s.carrero@mnhn.gov.do

[Recibido: 9 de junio, 2021. Aceptado para publicación: 11 de octubre, 2021]

ABSTRACT

The genus *Antillochernes* Muchmore, 1984, is recorded for the first time from Hispaniola island. This record is based on two females collected in La Altagracia Province, Dominican Republic, increasing to 11 the number of genera of the family Chernetidae known for this island.

Keywords: Caribbean, Dominican Republic, Haiti, pseudoscorpions, Cheliferoidae.

RESUMEN

Se registra el género *Antillochernes* Muchmore, 1984, por primera vez para la Hispaniola. Este registro está basado en dos hembras recolectadas en la provincia de La Altagracia, República Dominicana, aumentando a 11 el número de géneros de la familia Chernetidae conocidos para esta isla.

Palabras clave: Caribe, República Dominicana, Haití, pseudoescorpiones, Cheliferoidae.

The family Chernetidae is the most diverse among pseudoscorpions, with more than 700 species and 110 genera. They are found all over the world, under the bark of trees, in leaf litter and caves, as well as a variety of other habitats (Harvey, 2013; Bedoya-Roqueme & Quirós-Rodríguez, 2018). According to Bedoya-Roqueme & Quirós-Rodríguez (2018), within chernetids, the genus *Antillochernes* is represented by seven species, distributed from Florida to the Colombian Caribbean: *A. muchmorei* (Dumitresco & Orghidan, 1977), *A. bahamensis* Muchmore, 1984, *A. biminiensis* Muchmore, 1984, *A. cruzensis* Muchmore, 1984, *A. floridensis* Muchmore, 1984, *A. jamaicensis* Muchmore, 1984 and *A. bullerenguesis* Bedoya-Roqueme & Quirós-Rodríguez, 2018. This genus is closely related to the genus *Parachernes* Chamberlin, but differs by the presence of setae on the pleural membrane of the abdomen (Muchmore, 1984).

Regarding Hispaniola, an island shared by the countries of Dominican Republic and Haiti, a total 36 species and 13 families of pseudoscorpions have been recorded, with Chernetidae being represented by 10 genera, 10 extant species and 3 other fossil species (Carrero-Jiménez & Santos, 2020; Dunlop *et al.*, 2020; Perez-Gelabert, 2020).



The present contribution records the genus *Antillochernes* Muchmore, 1984 for the first time from Hispaniola Island. This new record originates from material deposited at the Arachnological Collection of the Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marciano”, Santo Domingo, Dominican Republic (MNHNSD). The identification of this material was done using the taxonomic keys proposed by Muchmore (1984) and by consulting the works of Dumitresco & Orghidan (1977), and Bedoya-Roque & Quirós-Rodríguez (2018). The specimens were examined with an EMZ-5TRD zoom stereo with SWF20X eyepieces and a Leitz HM-LUX binocular microscope with Periplan GF 12.5X M eyepieces. Photographs were taken with a Canon EOS 7D camera using a 65 mm f/2.8 macro lens and with an iPhone model 6s plus.

Taxonomy

Family Chernetidae Menge, 1855

Genus *Antillochernes* Muchmore, 1984

Antillochernes sp. MNHNSD 08.165 (2♀, figures 1–2): La Altagracia Province. Parque Nacional del Este [Parque Nacional Cotubanamá], Boca de Yuma, San Rafael del Yuma (18°21'35''N 68°37'10''W), 60 m a. s. l. 26.III.2002. B. Farrell, K. Guerrero. Canopy fogging.

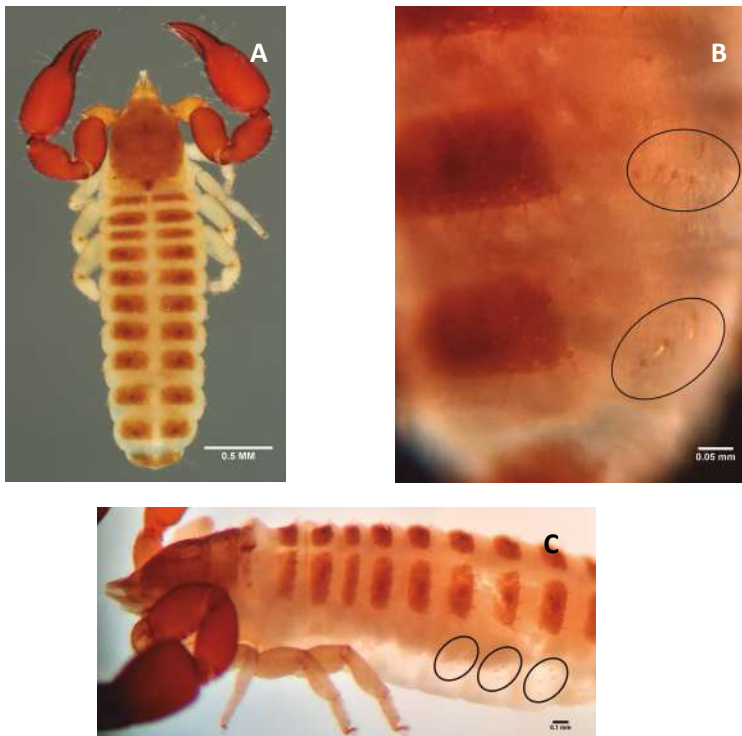


Figure 1. Specimen of *Antillochernes* sp. from Dominican Republic (A–C). A, dorsal view; B–C, lateral view showing the setae on the pleural membrane of the abdomen (B, abdominal segments 6–8; C, abdominal segments 9–10).

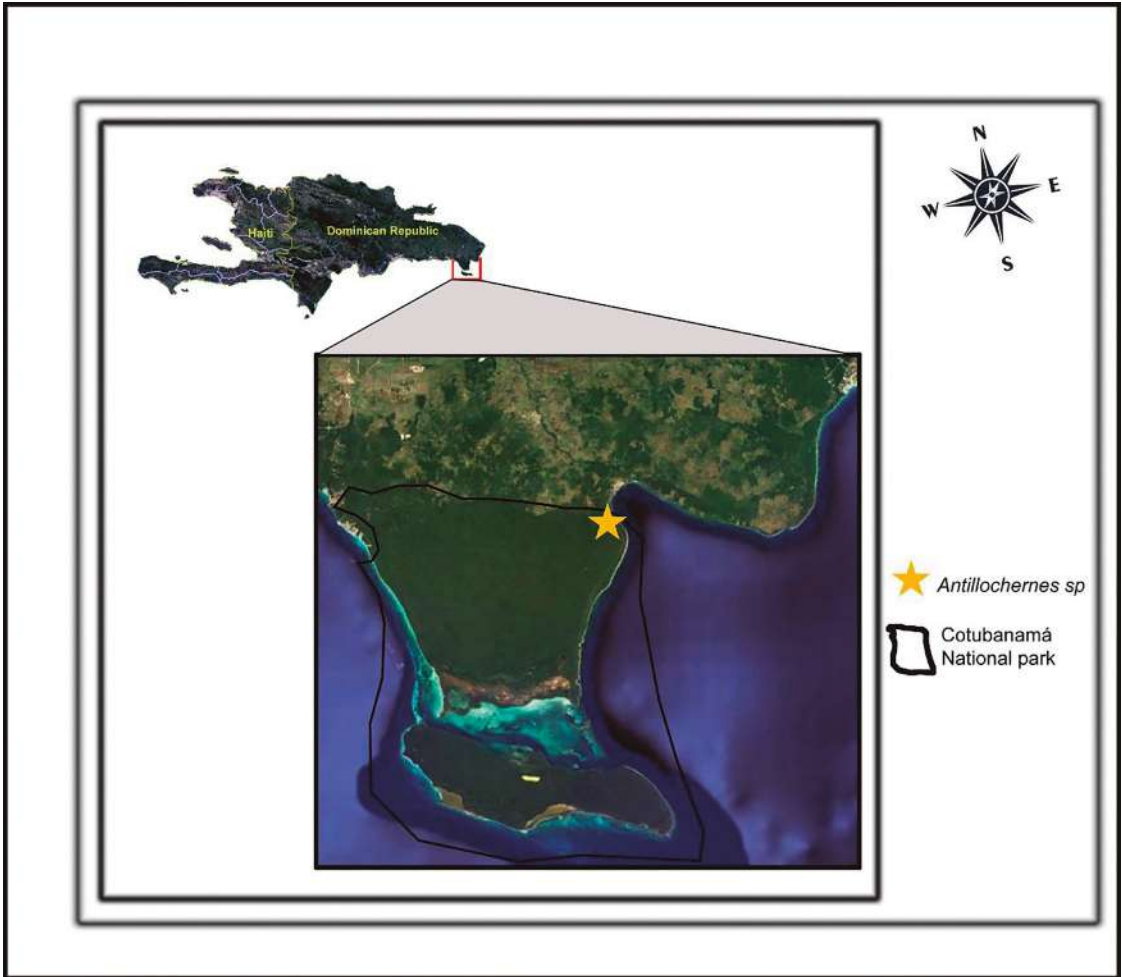


Figure 2. Collecting site of the new record of the genus *Antillochernes* from Hispaniola.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Juan Almonte for the elaboration of the map, Lucy Martínez-Guerrero and Corey Poindexter-Ramírez, The University of Arizona, United States, for providing useful suggestions on the manuscript. Sebastián Vélez, Worcester State University, United States, for the photography equipment facilitations.

LITERATURE CITED

- Bedoya-Roque, E., & J. A. Quirós-Hernández. 2018. A new species of *Antillochernes* (Pseudoscorpiones: Chernetidae: Chernetini) from Colombia. *Revista Ibérica de Aracnología*, 32: 93–99.
- Carrero Jiménez, S., & G. de los Santos. 2020. An update checklist of the pseudoscorpions (Pseudoscorpiones) recorded from Hispaniola, with the first record of two species and one genus. *Revista Ibérica de Aracnología*, 37: 225–230.

- Dunlop, J. A., D. Penney, & D. Jekel, 2020. A summary list of fossil spiders and their relatives. In World Spider Catalog. Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch>, version 20.5, accessed on 4.23.2021
- Harvey, M. S. 2013. Pseudoscorpions of the World, version 3.0. Western Australian Museum, Perth. <http://www.museum.wa.gov.au/catalogues/pseudoscorpions>, accessed on 4.23.2021
- Muchmore, W. B. 1984. Pseudoscorpions from Florida and the Caribbean area. 12. *Antillochernes*, a new genus with setae on the pleural membranes (Chernetidae). *Florida Entomologist*, 67: 106–118.
- Perez-Gelabert, D. E. 2020. Checklist, bibliography and quantitative data of the arthropods of Hispaniola. *Zootaxa*, 4749 (1): 1–668.

Cómo citar: Carrero-Jiménez, S., & Santos, G. de los. (2022). First record of the genus *Antillochernes* Muchmore, 1984 (Pseudoscorpiones, Chernetidae) from Hispaniola. *Novitates Caribaea*, (19), 134–137. <https://doi.org/10.33800/nc.vi19.284>. Original scientific note.

Directrices para autores/as

Definición y alcance de la revista

Novitates Caribaea es una revista científica arbitrada del Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesús Marcano” de República Dominicana con el objetivo de publicar artículos originales e inéditos en zoología, paleobiología y geología, cubriendo áreas como: sistemática, taxonomía, biogeografía, evolución, genética, biología molecular, embriología, comportamiento y ecología. El *Comité Editorial*, en la selección de los trabajos sometidos, dará prioridad a los que traten sobre la biodiversidad y la historia natural de la Hispaniola y la región del Caribe. La revista podrá publicar ocasionalmente números monográficos dedicados a un tema de especial interés propuesto por invitación del Comité Editorial a la comunidad científica de la región. El idioma oficial de la revista es el español, pero también se aceptan trabajos en inglés a condición de que el autor o uno de los coautores tenga este idioma como su primera lengua; o bien, mediante constancia escrita de un profesional de habla inglesa que haya realizado la revisión del idioma.

Frecuencia de publicación

La revista comenzó a editarse en el 1999 y durante varios años publicó un número anualmente. A partir de julio del 2018 publica dos fascículos al año con una periodicidad semestral, el primero en el mes de enero y el segundo en julio.

Tipos de originales aceptados

a) Artículos: trabajos de investigación originales. Tendrán una extensión mínima de siete páginas y un máximo de 25, incluidas las referencias bibliográficas, quedando a discreción de los editores la aceptación para revisión de trabajos que excedan esta extensión.

b) Notas: información breve sobre hallazgos singulares, registros de nuevas especies o nuevas aportaciones resultantes de proyectos de investigación o estudios en marcha. Su extensión deberá ser mayor de tres páginas e inferior a diez, incluidas las referencias bibliográficas.

Formato de Artículos

Los trabajos deberán enviarse en formato electrónico de un procesador Word o compatible a novitatescaribaea@mnhn.gov.do, con tipografía Times New Roman, a 11 puntos, interlineado sencillo y títulos (principal y de los acápite) en mayúsculas. Deberán estar firmados con el/los nombre/s del/os autor/es, su afiliación institucional y la dirección de correo electrónico del autor principal. Los artículos científicos deberán estar estructurados en apartados de acuerdo a la siguiente conformación:

(1) TÍTULO: en español e inglés; conciso y ajustado al contenido del trabajo. La extensión del título principal no debería exceder de tres líneas escrito en mayúsculas y no se incluirá en estos la autoría de los nombres científicos de las especies ni de las categorías mayores, al menos que el contenido sea de discusión sobre el estatus de estas. Sin embargo, se aceptarán en el título los nombres de las categorías taxonómicas de pertenencia o inclusividad.

(2) RESUMEN y PALABRAS CLAVE / ABSTRACT and KEYWORDS: dos resúmenes, uno en español y otro en inglés, seguidos cada uno de una lista de 3-6 palabras clave en ambos idiomas. El resumen deberá ser informativo y conciso (máximo 250 palabras), incluyendo los resultados más sobresalientes del artículo.

(3) INTRODUCCIÓN: incluirá las citas y referencias necesarias para reflejar el estado del conocimiento más actualizado sobre el tema, al tiempo que dará cuenta de las razones y justificación de la investigación.

(4) OBJETIVOS: breves y precisos, a modo de enunciados.

(5) MATERIALES Y MÉTODOS: darán cuenta cabal o soportarán todos los resultados que se presenten, deberán informar debidamente qué se hizo, cómo, dónde y cuáles materiales y equipos se utilizaron; se describirá el análisis estadístico realizado, en caso de haberlo, y cómo se organizaron los resultados. En todos los puntos que se están considerando, se darán las referencias pertinentes.

(6) RESULTADOS: podría incluir subtítulos con el fin de ordenar los contenidos de acuerdo con las características del trabajo sometido. Los editores de la revista podrán proponer a los autores la composición final de este apartado. En la descripción de táxones nuevos para la ciencia, los autores deberán incluir: *Diagnosis* (en ambos idiomas), *Descripción del Holotipo*, *Procedencia y destino de los Tipos* (indicando localidades, colectores, fechas

de colecta y colecciones o instituciones de destino) y *Etimología* (del género o del epíteto específico, de acuerdo al caso). El nombre del taxon nuevo deberá señalarse con las inscripciones sp. nov. o gen. nov., según el caso, cada vez que aparezca en el texto. Todos los nombres genéricos y específicos deberán aparecer en itálicas, pudiendo abreviarse a partir de su primera referencia en el texto mediante la letra inicial del género seguida de un punto y el adjetivo específico (ejemplo: *Achromoporus heteromus*...*A. heteromus*). En sentido general, para los nombres y todos los actos nomenclaturales, los autores y los editores se regirán por las normas establecidas en la última edición que esté vigente del Código Internacional de Nomenclatura Zoológica, elaborado por la Comisión Internacional de Nomenclatura Zoológica. La inclusión de otros bloques de contenido en la sección de RESULTADOS, tales como Historia Natural y Comentario, será opcional.

Tablas y Figuras: todas las tablas y figuras (gráficos, dibujos, fotos, mapas u otros elementos diferentes de las tablas) se incluirán en el apartado de RESULTADOS debidamente identificadas con un título conciso y numeradas secuencialmente, utilizando numeración romana para las tablas y arábica para las figuras. Las notas de las Tablas irán al pie de éstas (un espacio más abajo) y en algunos casos especiales al pie de una columna, usando asteriscos o números volados. Los dibujos deberán estar hechos en papel blanco y con tinta negra, bien definidos y ensamblados en láminas en caso de ser varios y así requerirlo el trabajo. Todas las figuras se enviarán también por correo electrónico, en archivos independientes de extensión BMP o JPG y con resolución de 270-300 DPI. La escala deberá indicarse tanto en los dibujos como en las fotos. Los pies de las Figuras deberán tener un título y el detalle de sus partes o componentes, separadas por letras.

(7) DISCUSIÓN: este acápite podría no ser necesario en artículos de taxonomía. Su extensión variará de acuerdo al contenido de los resultados presentados, pero este texto debería ser preciso y dar razón o interpretar los resultados del estudio, sin que consista en una repetición de estos últimos. En algunos trabajos, en consideración de su contenido, los editores podrían contemplar una propuesta de los autores para fusionar este acápite con el anterior: RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

(8) CONCLUSIONES: su estilo de presentación se dejará a discreción de los autores, pero en todo caso deberían ser claras y precisas, vinculadas íntimamente a la DISCUSIÓN. En algunos Artículos, como sería el caso de aquellos que consisten en la descripción de especies nuevas, no será necesario el acápite CONCLUSIONES. En otros trabajos se podría acompañar este acápite con recomendaciones pertinentes, siendo posible titularlo como CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

(9) AGRADECIMIENTOS: se recomienda ser lacónicos en la mención de las instituciones y personas que colaboraron con el trabajo. Por razones éticas de mucha importancia se pide a los autores que hagan mención de los permisos oficiales a cuyo amparo se realizaron colectas de especímenes o se recibieron facilidades en el manejo de animales, así como decir los nombres de las instituciones que financiaron la investigación.

(10) LITERATURA CITADA: las referencias bibliográficas deberán tener una correspondencia exacta con las citas o menciones incluidas en el cuerpo del texto del trabajo, todas las citas y referencias incluidas en el cuerpo del trabajo deberán aparecer debidamente en LITERATURA CITADA, al tiempo que las referencias que figuren en esta deberán aparecer citadas en aquél.

Citas y referencias bibliográficas

La revista *Novitates Caribaea* se ciñe a las convenciones fundamentales de la tradición del Sistema Harvard, por tanto:

a) Las citas textuales a los autores seguirán el esquema “Autor, año”, habiendo dos maneras frecuentes de hacerlo: (Genaro, 2017), que es la más usual y la preferida por esta revista, o mencionando el nombre del autor en el texto seguido del año en paréntesis, Genaro (2017). En todos los casos se utilizará el primer apellido del autor o ambos apellidos unidos por un guion si esa es la manera en que este firma (Perez-Gelabert, 2017; Bueno-Villegas, 2015).

b) Las citas a varias publicaciones de un mismo autor se colocarán en orden cronológico ascendente, separando los años por coma (Hedges, 2011, 2016, 2017) o también: Hedges (2011, 2016, 2017).

c) Si la cita corresponde a una publicación de dos autores deberán aparecer ambos: (Köhler y Hedges, 2016); (Köhler and Hedges, 2016) o también: Köhler y Hedges (2016); Köhler and Hedges (2016). En cambio, si la fuente citada tiene más de dos autores solo se consignará el primero de ellos seguido de la expresión “*et al.*”: (Hassall *et al.*, 2015) o Hassall *et al.* (2015).

d) Las citas a varias publicaciones de distintos autores se separarán por punto y coma siguiendo el orden cronológico ascendente: (Mertens, 1939; Hedges, 1996, 2015; Díaz *et al.*, 2016).

e) Las citas a dos o más publicaciones de un mismo autor en un mismo año serán identificadas con una letra minúscula (a partir de la “a”) al final del año: (Cordero-Rivera, 2017a, 2017b), de la misma manera deberán aparecer en el apartado de LITERATURA CITADA.

f) En las citas textuales se pondrá el texto citado entre comillas, seguido por la cita, agregando el número de la página de donde se extrajo: (Mauries y Hoffman, 1998: 100) o (Mauries and Hoffman, 1998: 100). Si el texto citado pasa de tres renglones se pondrá después de dos puntos y dos renglones más abajo del párrafo con un punto menos en la tipografía y en itálicas, pero sin las comillas.

g) En el apartado LITERATURA CITADA las referencias se organizarán una debajo de otra siguiendo un orden alfabético por autor y cronológico ascendente entre publicaciones de un mismo autor.

h) Se iniciará con el apellido (s) del primer autor seguido por coma y la inicial (es) del nombre, poniendo punto en esta última; a seguidas los demás autores separados por coma, pero invirtiendo el orden anterior, poniendo delante la inicial (es) del nombre con punto y luego el apellido (s). Después del último autor se pondrá punto y a seguidas el año de la publicación, el título del trabajo referenciado y al final el nombre de la publicación seriada, indicando número, volumen y paginación, o los datos de la editora, ciudad y número total de páginas en caso de tratarse de un libro. A continuación se ofrecen ejemplos para la elaboración de las referencias bibliográficas. El nombre de la publicación seriada o el título del libro, según el caso, se escribirá en letras itálicas. El uso de las conjunciones “y” o “and” dependerá del idioma en que se esté haciendo la publicación en esta revista, no de aquél en que se hizo la publicación referenciada. Ejemplos:

García Rodríguez, N. y J. Morffe Rodríguez. 2015. Redescrpción de *Ichthyocephalus victori* García et Fontenla, 2002 (Nematoda: Ichthyocephalidae) de Puerto Rico. *Novitates Caribaea*, 8: 104-111.

Henderson, R. W. and R. Powell. 2009. *Natural History of West Indian Reptiles and Amphibians*. University Press of Florida, Gainesville, Florida, 455 pp.

Mauries, J. P. y R. L. Hoffman. 1998. On the identity of two enigmatic Hispaniolan millipeds (Spirobolida: Rhinocricidae). *Myriapodologica*, 5 (9): 95-102.

Nelson, G. 1989. Cladistics and evolutionary models. *Cladistics*, 5: 275-289.

Pérez-Gelabert, D. E. and G. D. Edgecombe. 2013. Scutigermorph centipedes (Chilopoda: Scutigermorpha) of the Dominican Republic, Hispaniola. *Novitates Caribaea*, 6: 36-44.

Formato de las Notas

Las secciones requeridas para este tipo de contribuciones son las siguientes: TÍTULO, RESUMEN y PALABRAS CLAVE (en inglés y español), a seguidas el cuerpo del texto, AGRADECIMIENTOS y al final la LITERATURA CITADA, con las mismas observaciones y recomendaciones para estas secciones enunciadas en los incisos anteriores para los Artículos.

Proceso de revisión de pares

Los editores de *Novitates Caribaea* harán una primera revisión del manuscrito sometido para confirmar la pertinencia de su contenido con los objetivos y el alcance de la revista, así como el cumplimiento de nuestras normas editoriales establecidas en el documento “Directrices a los autores”. Los resultados de esta revisión inicial se comunicarán al autor en un plazo no mayor de tres semanas a partir de la fecha de recepción del trabajo. En una segunda etapa, el manuscrito será enviado a revisión por pares siguiendo el sistema doble ciego: el autor y los revisores solo tendrán comunicación con los editores, quedando sus identidades ocultas entre ellos. Los árbitros o revisores entregarán a los editores los resultados de su evaluación dentro de un tiempo no mayor de cuatro meses. En caso de retraso se notificará a los autores. Los editores harán posible la comunicación biunívoca entre autores y revisores manteniendo su anonimato, al tiempo que garantizarán el respeto a las consideraciones de ambas partes y la incorporación de los cambios pertinentes en el manuscrito aprobado o la comunicación de su rechazo, en caso de ser este el resultado. Los trabajos aprobados, luego de incorporar todos los cambios resultantes de la revisión, se someterán a una revisión gramatical y de estilo final de común acuerdo con el autor. Los editores se comprometen a enviar al autor un PDF de prueba con el trabajo final diagramado, requiriendo de su aprobación previo a la publicación.

Derechos de autor y política de acceso abierto

La publicación se hará sin costo para los autores, quienes recibirán un ejemplar impreso del número de la revista. Salvo indicación contraria, todos los contenidos publicados en *Novitates Caribaea* se ofrecen a los lectores en acceso libre inmediato bajo la licencia Creative Commons CC BY-NC 4.0: Atribución-NoComercial 4.0 Internacional. Los autores/as que publiquen en esta revista aceptan las siguientes condiciones: a) Los autores/as conservan los derechos de autor y ceden a la revista el derecho de la primera publicación, con el trabajo registrado con la licencia de atribución de Creative Commons, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista. b) Los autores/as pueden realizar otros acuerdos contractuales independientes y adicionales para la distribución no exclusiva de la versión del artículo publicado en esta revista (p. ej., incluirlo en un repositorio institucional o publicarlo en un libro) siempre que indiquen claramente que el trabajo se publicó por primera vez en esta revista.

Excepción de responsabilidad

El contenido de las contribuciones publicadas será siempre de la responsabilidad de los autores.

Envío de originales

El envío de originales se hará exclusivamente mediante comunicación dirigida a los editores de la revista en: novitatescaribaea@mnhn.gov.do. Se comunicará oportunamente a los autores cuando se habilite el envío de manuscritos a través de la plataforma en línea Open Journals System. Si tiene alguna pregunta sobre la elaboración de un manuscrito, por favor contáctenos.

Declaración de privacidad

Los nombres y las direcciones de correo electrónico introducidos en esta revista se usarán exclusivamente para los fines establecidos en ella y no se proporcionarán a terceros o para su uso con otros fines.

Author Guidelines

Aims and Scope

Novitates Caribaea is a peer-reviewed scientific journal of the Museo Nacional de Historia Natural “Prof. Eugenio de Jesus Marciano”, Dominican Republic. *Novitates Caribaea* publishes original research in the fields of zoology, paleobiology and geology, with a focus on systematics, taxonomy, biogeography, evolution, genetics, molecular biology, embryology, behavioral biology and ecology. The Editorial Board prioritizes papers focusing on the biodiversity and natural history of the Hispaniola and the Caribbean region. This journal occasionally publishes monographs exploring topics of special interest by invitation of the Editorial Board to the scientific community of the region. Although the official language of the journal is Spanish, *Novitates Caribaea* also accepts papers written in English under the condition that one or more of the authors of the paper are native English speakers, or can prove the work has been professionally proofread.

Publication Frequency

Following the journal’s first edition in 1999, *Novitates Caribaea* was published annually. However, since July 2018, the journal is published biannually—one edition in January and another in July.

Types of Original Contributions

a) Articles: original research papers. Manuscripts submitted as articles must have a minimum of 7 pages and a maximum of 25 pages, including references. Papers exceeding the maximum number of pages will be considered for review under the discretion of the editors.

b) Notes: brief reports on unique findings, registration of new species or reports of new results from ongoing projects, investigations, or studies. Manuscripts submitted as notes must have a minimum of 3 pages and a maximum of 10 pages, including references.

Format for Articles

All papers must be submitted via email to novitatescaribaea@mnhn.gov.do as a word processor document. Manuscript text must be single-spaced, 11-point Times New Roman. All titles (headings and sub-headings) must be all-capitalized. Manuscripts must include the names and institutional affiliations of all authors, as well as the email address of the corresponding author. Manuscripts must be structured in the following manner:

(1) TITLE: in Spanish and English. Must be concise and specific to the paper’s contents. Titles must not exceed three manuscript lines when in all-caps. Please do not include author citations in conjunction with taxonomic names, unless it is pertinent to the paper’s content. However, do include the names of taxonomic groups.

(2) ABSTRACT and KEYWORDS: two abstracts, one in Spanish and one in English. Please include under each abstract a list of 3 to 6 keywords (in the respective language). Abstracts should be informative yet concise (maximum 250 words) and highlight the most important findings of the article.

(3) INTRODUCTION: should include the citations and references necessary to reflect the current status of existing knowledge on the topic, as well as detailed justification and reasoning for the investigation.

(4) OBJECTIVES: brief and precise.

(5) MATERIALS AND METHODS: Must address all results presented. This section should accurately describe the procedures by which the results were obtained (what was done, how, and where). All materials and equipment used must be reported. Any statistical analyses performed must be described, as well as the way results were put together. Pertinent references should be added when appropriate.

(6) RESULTS: may include subtitles in order to organize results in an efficient way for readers. Journal editors may propose edits to the composition and structure of this section. When describing new taxons, authors must include: *Diagnosis* (in both languages), *Description of Holotype*, *Origin and Destination of Types* (indicating locality, collectors, collection date, and the name of the collection or institution) and *Etymology* (of genus or specific epithet, accordingly). The name of the new taxon must be identified with the notations sp. nov. or gen. nov., accordingly, after each mention in the manuscript. All genus and species names must be italicized, and may be abbreviated after the first mention in the manuscript by using the first letter of the genus followed by a period and the specific epithet (e.g., *Achromoporus heteromus* → *A. heteromus*). Generally, in regards to nomenclature, authors and editors should

adhere to the guidelines established by the most current edition of the International Code of Zoological Nomenclature published by the International Commission on Zoological Nomenclature. The inclusion of other components in the RESULTS section, such as Natural History and Comments, is optional.

Tables and Figures: all tables and figures (graphs, drawings, pictures, maps or other elements that are not tables) must be included in the RESULTS section, be properly identified with a concise title, and be numbered sequentially using Roman numerals (for tables) or Arabic numbers (for figures). Notes referring to a table must be placed below the table (a single space below) and in special cases as a footnote for a column, using an asterisk or superscript number. Drawings must be made on white paper with black ink, well-defined and assembled in sheets if many and required by the work. All figures must also be submitted via email, in separate files (BMP or JPEG) with a resolution of 270-300 DPI. Scale must be indicated in both drawings and pictures. Below each figure must go its title and details regarding its parts or components, separated by letters.

(7) DISCUSSION: this section may not be necessary in taxonomic papers. The length of this section will vary depending on the content of the results presented. The text in this section must be precise and must provide reasoning or interpretations of the findings of the study, without it being a repetition of the RESULTS section. In some cases, editors may consider an author's request for a combined RESULTS AND DISCUSSION section, depending on the content of the manuscript.

(8) CONCLUSIONS: the style for this section will be left to the discretion of the authors. Regardless, the section must be clear and precise, and closely related to the DISCUSSION section. In some manuscripts, such as those describing new species, a CONCLUSIONS section is not necessary. In other cases, the CONCLUSIONS section may be supplemented with relevant recommendations. In such a case, the section may be titled: CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS.

(9) ACKNOWLEDGEMENTS: we suggest authors are laconic when mentioning institutions and people who have collaborated in the work presented. For important ethical reasons, we ask that authors make mention of any official permits that allowed the collection of specimens or facilitated the handling of animals, as well as any institutions that provided financial support for the investigation.

(10) LITERATURE CITED: all bibliographic references must have an exact corresponding in-text citation or mention. Likewise, all citations and mentions in the manuscript text must be included in the LITERATURE CITED section.

Citations and Bibliographic References

The *Novitates Caribaea* journal adheres to the fundamental conventions established by the Harvard System, therefore:

a) In-text citations must follow the structure "Author, year". There are two frequently used ways of doing this: (Genaro, 2017), which is the most common way and preferred by this journal, or Genaro (2017). Regardless, the cited author's first last name must be used, unless he or she uses a hyphenated last name (e.g., Perez-Gelabert, 2017; Bueno-Villegas, 2015).

b) Citations of multiple publications by the same author must be placed in ascending chronological order, using commas to separate each year, e.g., (Hedges, 2011, 2016, 2017) or also Hedges (2011, 2016, 2017).

c) If the publication cited is by two authors, use both authors' last names: (Köhler and Hedges, 2016) or Köhler and Hedges (2016). On the other hand, if the publication cited is by more than two authors, only the first author's last name shall be used, followed by the phrase "*et al.*": (Hassall *et al.*, 2015) or Hassall *et al.* (2015).

d) Combined citations to multiple publications by different authors shall be separated by a semicolon in ascending chronological order: (Mertens, 1939; Hedges, 1996, 2015; Díaz *et al.*, 2016).

e) Combined citations to two or more publications by the same author on the same year shall be annotated with a lower-case letter (starting by "a") after the year: (Cordero-Rivera, 2017a, 2017b). These must be annotated in the same way in the LITERATURE CITED section.

f) If specific text from a publication is cited, the in-text citation must specify the page number from wherein the text was extracted: (Mauries and Hoffman, 1998: 100). If the cited text is longer than three lines, it shall be placed two lines below the citation after the colon, with a font size one point smaller, in italics and no quotation marks.

g) The references in the LITERATURE CITED section will be listed by author in alphabetical order and in ascending chronological order among publications by the same author.

h) References must start with the first cited author's last name(s) followed by a comma and the author's initial(s) followed by a period. The first cited author's name will be followed by the names of the other authors of the publication organized in the following way: initial(s) followed by a period and then the author's last name(s), each name separated by a comma. The list of authors will be finalized with a period, and then followed by the publication year, the title of the publication and the name of the source of the publication (i.e. journal or book), indicating the issue, volume and page numbers or details of the publisher, city, and total number of pages if it is a book. The following are examples of how to structure bibliographical references for the LITERATURE CITED section. The name of the publication source must be italicized. The use of the conjunction "y" or "and" will depend on the language of the manuscript being submitted, not of the reference itself. Examples:

García Rodríguez, N. y J. Morffe Rodríguez. 2015. Redescripción de *Icthyocephalus victori* García et Fontenla, 2002 (Nematoda: Icthyocephalidae) de Puerto Rico. *Novitates Caribaea*, 8: 104-111.

Henderson, R. W. and R. Powell. 2009. *Natural History of West Indian Reptiles and Amphibians*. University Press of Florida, Gainesville, Florida, 455 pp.

Mauries, J. P. y R. L. Hoffman. 1998. On the identity of two enigmatic Hispaniolan millipeds (Spirobolida: Rhinocricidae). *Myriapodologica*, 5 (9): 95-102.

Nelson, G. 1989. Cladistics and evolutionary models. *Cladistics*, 5: 275-289.

Pérez-Gelabert, D. E. and G. D. Edgecombe. 2013. Scutigermorph centipedes (Chilopoda: Scutigermorpha) of the Dominican Republic, Hispaniola. *Novitates Caribaea*, 6: 36-44.

Format of Notes

The following sections are required for this type of contribution: TITLE, ABSTRACT and KEYWORDS (in English and Spanish), followed by the manuscript text, ACKNOWLEDGEMENTS, and finally LITERATURE CITED. Notes must follow the same observations and recommendations listed above for the sections specified herein.

Peer Review Process

The editors of *Novitates Caribaea* will do an initial review of the manuscript to confirm the relevancy of its contents to the aims and scope of the journal, as well as to ensure the manuscript adheres to our editorial rules. The results of this initial review will be communicated to the author in three weeks or less from the submission date. During the next phase, the manuscript will be sent out for peer review following a double-blind system: the identity of authors and reviewers will be kept anonymous between both parties, furthermore authors and reviewers will only be able to communicate directly with editors. The reviewers will have up to four months to submit the results of their evaluations to the journal editors. In case of any delays, reviewers must contact editors. Editors will facilitate communication between authors and reviewers while maintaining their mutual anonymity and guaranteeing the respect for the opinions of both parties. If the manuscript is accepted, the editors will ensure that all pertinent changes suggested by the reviewers have been incorporated. In the case of a rejection, the editors will inform the authors. Accepted manuscripts will undergo a grammatical and style revision in joint agreement with the author(s). The editors will send the author(s) a PDF proof of the final manuscript for approval from the authors before publication.

Copyright and Open Access Policy

Accepted manuscripts will be published at no cost to authors, who will receive two offprints of the publication. Unless the opposite has been indicated, all of the published contents of *Novitates Caribaea* will be of open access to readers immediately under the CC BY-NC - Creative Commons Attribution-NonCommercial International License 4.0. Authors that publish in this journal will accept the following conditions: a) Authors will maintain copyright, but transfer the rights to the first publication to the journal. b) Authors may arrange for additional distribution of non-exclusive versions of the article published in this journal (e.g., including the article in a repository or publishing it as part of a book) as long as the authors clearly indicate that the article was first published in this journal.

Exemption of Responsibility

The content of published contributions to this journal will always be the responsibility of the authors.

Release of manuscripts

The release of manuscripts will be done exclusively via communication addressed to the editors of the journal to novitatescaribaea@mnhn.gov.do. The journal will promptly inform authors when the release of manuscript is available through the Open Journals System platform. Please contact us if you have any questions.

Privacy Policy

All names and email addresses provided to the journals will be used exclusively for the journal purposes and will not be released to third parties for their use or other uses.

Novitates CARIBAEA

Número 19. Enero, 2022

CONTENIDO

Artículos

- Descripción preliminar de las llamadas de anuncio de *Eleutherodactylus patriciae* (Anura: Eleutherodactylidae), en el Parque Nacional Valle Nuevo, República Dominicana
Cristian F. MARTE-PIMENTEL, Luis M. DÍAZ & Sixto J. INCHÁUSTEGUI..... 1
- Actividad diaria y ciclo anual de *Tropidophis melanurus* (Squamata: Tropidophiidae) en el Jardín Botánico de Cienfuegos, Cuba
Alejandro HERNÁNDEZ DAUVAL & Daylon FUNDORA CABALLERO 12
- Estructura y composición de un ensamblaje de aves asociadas al río Maimón, República Dominicana
Hodali ALMONTE-ESPINOSA..... 24
- Diversidad de los peces dulceacuícolas en Resbaladero, Holguín, Cuba
Enrique REYNALDO DE LA CRUZ, David F. HERNÁNDEZ MARRERO,
Jacobo URBINO RODRÍGUEZ & Roberto AYRA CEDEÑO..... 43
- Descripción de dos especies nuevas de *Cerion* (Mollusca: Pulmonata: Cerionidae) de Cuba
Alexis SUÁREZ & Alejandro FERNÁNDEZ..... 62
- Disentangling diversity patterns in Cuban scorpions (Arachnida: Scorpiones)
André Felipe DE ARAÚJO LIRA, Stênio Ítalo ARAÚJO FOERSTER,
Adriano MEDEIROS DESOUSA, & Luis F. de ARMAS 72
- Primer reporte de *Hemisarcoptes cooremani* (Thomas, 1961) (Acari: Hemisarcoptidae) para Cuba y su relación con *Chilocorus cacti* L. (Coleoptera: Coccinellidae)
Yadira SÁNCHEZ-SERRANO & Abelardo Allán MÉNDEZ-HERNÁNDEZ..... 92
- Efectos de la salinidad en eventos de depredación entre larvas de *Cardisoma guanhumi* y *Tetrahymena hegewishi*
Francisco SANTOS MELLA, José LEIRO VIDAL, Vasti GARCÍA GÓMEZ
& Karina HIERRO SANTOS 105
- ### Notas
- Primer registro de cinco externas de *Loxothylacus texanus* en *Callinectes rathbunae* en una laguna costera del golfo de México
Horacio VÁZQUEZ-LÓPEZ 117
- Observaciones sobre la historia natural de cuatro especies de lagartos (Squamata: Dactyloidae, Gekkonidae, Sphaerodactylidae) en una localidad urbana del occidente de Cuba
Luis F. de ARMAS 126
- First record of the genus *Antillochernes* Muchmore, 1984 (Pseudoscorpiones, Chernetidae) from Hispaniola
Solánly CARRERO JIMÉNEZ & Gabriel DE LOS SANTOS..... 134