



Revista Semilla del Este



Vol. 6, (2), abril - septiembre 2026 / ISSN L: 2710-7469

Centro Regional Universitario Panamá Este



REVISTA ESPECIALIZADA EN GESTIÓN AMBIENTAL

https://revistas.up.ac.pa/index.php/semilla_este



Revista Semilla del Este

Vol. 6 (2)

abril - septiembre 2026

ISSN L: 2710-7469

PUBLICACIÓN SEMESTRAL

https://revistas.up.ac.pa/index.php/semilla_este

**AUTORIDADES DE LA
UNIVERSIDAD DE PANAMÁ**

Dr. Eduardo Flores Castro

Rector

Dr. José Emilio Moreno

Vicerrector Académico

Dr. Jaime Javier Gutiérrez

Vicerrector de Investigación y Postgrado

Mgter. Arnold Muñoz

Vicerrector Administrativo

Mgter. Mayanin Rodríguez

Vicerrectora de Asuntos Estudiantiles

Mgter. Ricardo Him

Vicerrector de Extensión

Mgter. Ricardo A. Parker

Secretario General

Mgter. José Luis Solís

Director General de los Centros Regionales Universitarios

Directores de la Revista

Magister Yecenia Edid Brandao Otero. Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario Panamá Este. Panamá.

yecenia.brandao@up.ac.pa <https://orcid.org/0009-0008-0027-3507>

Editor Jefe de la Revista

Dr. Alonso Santos-Murgas. Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología. Panamá.

santosmurgasa@gmail.com <https://orcid.org/0000-0001-9339-486X>

Secretario Técnico de la Revista

Ing. Alexander Santana. Universidad de Panamá, Vicerrectoría de Investigación y Postgrado, Oficina de Publicaciones Académicas y Científicas, Panamá.

alexander.santana@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-0455-0996>

Equipo Editorial de la Revista

Licenciada Zaira Delgado. Universidad de Panamá. Vicerrectoría de Investigación y Postgrado. Oficina de Publicaciones Académicas y Científicas. Panamá.

zaira.delgado@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-0634-714X>

Dr. Francisco Farnum Castro. Universidad de Panamá. Vicerrectoría de Investigación y Postgrado. Oficina de Publicaciones Académicas y Científicas. Panamá.

francisco.farnum@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-5879-2296>

Ingeniero Edgar J. Pérez. Universidad de Panamá. Vicerrectoría de Investigación y Postgrado. Oficina de Publicaciones Académicas y Científicas. Panamá.

edgar.perezr@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-0466-001X>

Dra. Damaris V. Tejedor-De León. Universidad de Panamá. Vicerrectoría de Investigación y Postgrado. Oficina de Publicaciones Académicas y Científicas. Panamá.

damaris.tejador@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-4350-196X>

Contacto

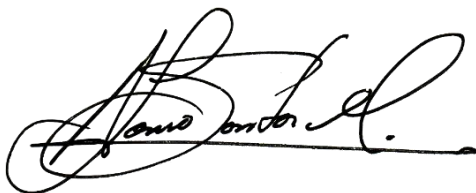
semilladeleste@up.ac.pa

EDITORIAL

La Revista Semilla del Este, medio de publicación científica indexada; especializada en Gestión Ambiental de la Universidad de Panamá, se complace en presentarles el segundo número del sexto volumen, el cual cuenta con un total de 7 contribuciones originales en materia de investigación y gestión ambiental desarrollados en el territorio nacional. En esta ocasión la revista ha priorizado la Gestión Ambiental y Sostenible de Recursos Naturales y la Biodiversidad, recibándose trabajos en materia de: Uso del endocarpio de coco para reducir la evaporación en la región de Azuero; impacto de la transformación urbana sobre los usos de suelo en los corregimientos de Pacora y Las Garzas de Pacora: un estudio con teledetección y análisis estadístico; propuesta de ponderación para alternativas resilientes ante deslizamientos, muros de concreto reforzado vs muros de gavión, caso de 2019 Arraiján; lista de morfoespecies de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Panamá; diversidad y Composición de lepidópteros nocturnos en dos localidades rurales de Panamá; primer registro de los escorpiones (Arachnida: Scorpiones) del Monumento Natural Isla Barro Colorado, Panamá; Corbicula fluminea (Bivalvia: Corbiculidae), el gran invasor del lago Gatún, Panamá.

En esta ocasión deseo extender mis más sinceros agradecimientos a los lectores, autores, revisores y en especial, al Equipo Editorial de la Revista Semilla del Este, por todo el apoyo brindado durante la conformación de este volumen.

Esperando que este número despierte el interés de todos los lectores y autores.



Profesor, Alonso Santos Murgas, PhD.
Editor jefe, Revista Semilla del Este

Índice

Uso del endocarpio de coco para reducir la evaporación en la región de Azuero.....	7
Impacto de la transformación urbana sobre los usos de suelo en los corregimientos de Pacora y Las Garzas de Pacora: un estudio con teledetección y análisis estadístico.....	23
“Propuesta de ponderación para alternativas resilientes ante deslizamientos, muros de concreto reforzado vs muros de gavión, caso de 2019 Arraiján”.....	39
Lista de morfoespecies de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Panamá.....	52
Diversidad y Composición de lepidópteros nocturnos en dos localidades rurales de Panamá...	80
Primer registro de los escorpiones (Arachnida: Scorpiones) del Monumento Natural Isla Barro Colorado, Panamá.....	95
<i>Corbicula fluminea</i> (Bivalvia: Corbiculidae), the great invader of Gatun Lake, Panama.....	101

Uso del endocarpio de coco para reducir la evaporación en la región de Azuero

Using the Coconut Endocarp to Reduce Evaporation in the Azuero Region

Ricardo A. Calderón R.

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Los Santos, Panamá.

ricardo.calderon@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-7289-9479>

Miguel Pinto

Universidad del Sur de Indiana, Evansville, Indiana, Estados Unidos.

miguelanpint29@gmail.com <https://orcid.org/0000-0001-9858-7337>

Jheferson Castro

Instituto Profesional y Técnico de Azuero, Panamá.

jhonidier150309@gmail.com <https://orcid.org/0009-0000-7788-1860>

Yesyka Montilla

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Azuero, Panamá.

yesyka.montilla@up.ac.pa <https://orcid.org/0009-0008-3588-2396>

Dalila del Carmen Montañez Graell

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Los Santos, Panamá.

dalilla.montañez@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-0218-5796>

Félix H. Camarena Q.

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Azuero, Panamá.

felix.camarena@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-5601-3252>

Recepción: 18 de junio de 2025

Aprobación: 10 de octubre de 2025

DOI: <https://doi.org/10.48204/semillaeste.v6n2.7490>

Resumen

En Azuero, Panamá, se enfrenta una sequía que compromete la sostenibilidad del agua. La gestión integral de los recursos hídricos es crucial para abordar esta problemática. Este proyecto se centra en evaluar la efectividad del endocarpio de coco como mitigador de la evaporación en fuentes de agua represadas en La Villa de los Santos. El estudio se llevó a cabo en tres piscinas: una cubierta con endocarpio y dos sin él (una expuesta al sol y otra a la sombra). Se medirá el porcentaje de evaporación registrando los volúmenes de agua cada diez días. Los resultados preliminares muestran que la piscina con endocarpio presenta un promedio de evaporación del 2.54 % al sol, en comparación con el 10.23 % en la piscina sin



endocarpio expuesta al sol y el 2.9 % en la que está a la sombra. Estos datos sugieren que el endocarpio de coco puede ser efectivo para reducir la pérdida de agua por evaporación. Este enfoque experimental busca simular condiciones reales y demostrar la utilidad del endocarpio en la conservación del agua. La investigación no solo contribuirá a la sostenibilidad hídrica en Azuero, sino que también podría ofrecer una solución innovadora para mitigar los efectos de la sequía en la región, promoviendo así una gestión más eficiente de este recurso vital.

Palabras clave: evaporación, recursos hídricos, sequía

Abstract

In Azuero, Panama, there is a drought that compromises water sustainability. The comprehensive management of water resources is crucial to address this problem. This project focuses on evaluating the effectiveness of coconut endocarp as a mitigator of evaporation in dammed water sources in La Villa de Los Santos.

The study will be carried out in three swimming pools: one covered with an endocarp and two without (one exposed to the sun and one in the shade). The percentage of evaporation will be measured by recording the volumes of water every ten days. Preliminary results show that the pool with endocarp presents an average evaporation of 2.54 % in the sun, compared to 10.23 % in the pool without endocarp exposed to the sun and 2.9 % in the one in the shade. These data suggest that coconut endocarp may be effective in reducing water loss through evaporation. This experimental approach seeks to simulate real conditions and demonstrate the usefulness of the endocarp in water conservation. The research will not only contribute to water sustainability in Azuero but could also offer an innovative solution to mitigate the effects of drought in the region, thus promoting more efficient management of this vital resource.

Keywords: drought, evaporation, water resources

Introducción

El endocarpio de coco es la capa interna que protege la semilla o centro de la fruta. Es una capa dura y fibrosa, no comestible, que cubre la pulpa blanca en el interior del coco. El endocarpio es la parte más dura del coco y es un recurso renovable que se puede utilizar para el diseño de materiales verdes, como en la fabricación de materiales compuestos ecológicos (Trujillo S. & Arias M. 2023).

El rol de la investigación y la academia en América Latina como generadora de conocimiento se articula al servicio de los Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS) de las instituciones de decisión nacional en relación con la gestión de los recursos hídricos de forma integral (Bocanegra, E. 2021).

Las bolas de sombra son utilizadas para mitigar la evaporación del agua en diferentes contextos, como embalses y balsas de riego. En California, se han implementado millones de estas bolas para reducir la evaporación y proteger el suministro de agua (Pinto Cifuentes, E. A. 2022).

La Ley General del Ambiente de Panamá, Ley No. 41 de 1998, es un marco legal fundamental que establece los principios y normas básicas para la protección, conservación y recuperación del ambiente en el país. Esta ley es crucial para regular el manejo de los recursos naturales y promover el desarrollo sostenible en Panamá (Asamblea Nacional de Panamá. 1998).

Estudiar el efecto de la sequía en la región de Azuero, Panamá, enfocándolo en la posible solución de mitigación de la evaporación, es crucial debido a varios factores significativos. La región del Arco Seco en Azuero experimenta periodos de sequía prolongados, especialmente durante el fenómeno de El Niño, lo que resulta en una disminución significativa de los caudales de los ríos, afectando la disponibilidad de agua para actividades ganaderas, industriales y domésticas (Velarde, 2012).

Además, las inadecuadas prácticas de manejo del suelo, como la tala y quema, contribuyen a la degradación del suelo en la región. La sequía también impacta negativamente a la agricultura, con eventos pasados que han afectado los cultivos básicos y provocados daños económicos en la región (Camarena et al., 2022).

Además, la sequía en Panamá ha afectado áreas críticas como la región del Arco Seco, generando presión sobre los recursos hídricos y provocando impactos negativos en rubros sensibles a la economía nacional (Opolenko, 2015). Es fundamental abordar este problema la investigación aplicada, que haga posible la solución y que involucren a toda la comunidad.

Mitigar la huella hídrica se centra en la necesidad de gestionar de manera sostenible los recursos hídricos, dado que el agua dulce es un recurso cada vez más escaso debido al cambio climático, el aumento de la población y la presión sobre los recursos hídricos (Amórtegui, L. et al., 2016).

El Canal de Panamá, una pieza fundamental en el comercio mundial ha experimentado una disminución del 20% en las lluvias en los últimos cinco años, lo que ha provocado niveles muy bajos de agua en los lagos que abastecen al canal. Esta situación ha generado retrasos significativos en el tránsito de barcos, con esperas promedio de casi 4 días y algunos barcos enfrentando retrasos de hasta 20 días. La sequía intensa ha llevado a la reducción del calado máximo de los buques y a la implementación de restricciones para conservar el agua. La sequía en el Canal de Panamá está teniendo un impacto considerable en el comercio global y la operatividad del canal, lo que ha llevado a considerar medidas extremas para hacer frente a esta crisis hídrica (Serrano V. 2018).

La sequía en Azuero ha tenido un impacto significativo en la región, afectando tanto a los ganaderos como a la población en general. La declaración de emergencia ambiental por parte del Gobierno busca hacer frente a esta crisis y mitigar sus efectos en el suministro de agua y las actividades agrícolas en todo el país (Gutiérrez, E. & Espinosa, T. 2010).

Al realizar este trabajo de investigación y basado en los argumentos científicos antes mencionados, podemos comentar que este proyecto se pretende evaluar la eficacia de la utilización del "endocarpio del coco" como mitigador de la evaporación en lagos y áreas represadas en esta área del país.

Materiales y métodos

Ubicación del proyecto:

El proyecto está ubicado en La Villa de los Santos, barriada Divino Niño. Ubicación coordenadas N $7^{\circ} 55' 36''$ y W $80^{\circ} 24' 28''$

Figura 1

Ubicación del proyecto



Fuente: Google Maps, 2025.

Hipótesis

- ✓ El uso del endocarpio de coco reduce la evaporación en los cuerpos de agua.
- ✓ El uso del endocarpio de coco no reduce la evaporación en los cuerpos de agua.

Variables

- ✓ Variable independiente: Sería porcentaje de evaporación.
- ✓ Variable dependiente: Sería el tiempo.
- ✓ Otras variables la temperatura, la tasa de sombra, la radiación solar y el efecto del viento.

Materiales: se usaron 165 endocarpios del coco, termómetro, tres piscinas de 1.5 m ancho x 2.10 m largo x 0.60 m de profundidad (sustituyendo los reservorios de aguas). Libreta de anotaciones, cámara fotográfica, computadora, regla o cinta de medir.

Datos de factores ambientales: Boletín de las variables climáticas de la región de Azuero (IDIAP, 2024) (Instituto de Investigación Agropecuaria de Panamá).

Procedimiento para obtener los endocarpios de coco.

- Obtener el endocarpio del coco, quitándoles la envoltura por métodos mecánicos

(pelarlos con machete) se usaron 165 endocarpios de coco.

Preparación del Cubo

- **Llenado:** Comenzaremos llenando un cubo con agua hasta el borde.
- **Inspección:** Se revisará cuidadosamente cada endocarpio para identificar cualquier orificio o fisura que pueda permitir la entrada de agua.

Prueba de Absorción

- **Observación:** Se dejarán los endocarpios en reposo durante un período determinado para observar si se produce alguna absorción de agua en su interior.
- **Registro de Resultados:** Se anotarán las observaciones sobre la presencia de agua en el interior del endocarpio.

Sellado del Orificio

- **Aplicación de Resina:** En caso de que se detecte un orificio, procederemos a sellarlo utilizando resina natural proveniente del biyuyo. Esta resina es conocida por su eficacia y propiedades adhesivas.
- **Secado:** Se permitirá que la resina se seque completamente, asegurando un sellado efectivo.

Prueba de Flotabilidad

- **Verificación:** Una vez sellado, se realizará una prueba de flotabilidad para confirmar que el cubo no permite la entrada de agua.
- **Inmersión:** Se sumergirá el cubo en una piscina para observar su comportamiento en el agua.

Diseño Experimental

Piscinas: Se utilizarán tres piscinas llenas de agua:

Piscina A: Contendrá endocarpios, actuando como una capa reductora de evaporación.

Piscina B: Sin endocarpios, ubicada al sol.

Piscina C: Sin endocarpios, ubicada a la sombra.

Mediciones: Midiendo los niveles con una cinta métrica de metal.

- Se marcarán los volúmenes en los recipientes cubiertos con endocarpio de coco y se medirá la disminución de los volúmenes cada 10 días produciendo datos de evaporación. Esta medición de los niveles con una cinta métrica de metal en la piscina con la cubierta del endocarpio, también se realizará, en la piscina sin endocarpio al sol y a la sombra.
- Desde marzo hasta junio.

Medición de Parámetros Meteorológicos

Se llevará a cabo un seguimiento de los siguientes parámetros meteorológicos:

- Temperatura del aire: Para evaluar la influencia del calor en la evaporación.
- Humedad relativa: Para determinar la capacidad del aire para retener vapor de agua.
- Velocidad del viento: Para entender cómo el movimiento del aire afecta la evaporación.

Análisis de Resultados

Los datos obtenidos de las mediciones se analizarán para determinar:

- El porcentaje de evaporación en cada piscina.
- La efectividad de los endocarpios como barrera reductora de evaporación.
- La influencia de la exposición al sol y la sombra en la evaporación del agua.
- Se realizará estadística descriptiva para sacar los promedios y el porcentaje de evaporación, con la ayuda de Excel y Word.
- Todos los valores dados y resultados del proyecto serán plasmados en figuras.

Metodología para el cálculo del porcentaje de evaporación:

Para calcular el porcentaje de evaporación en lagos, necesitas conocer algunos datos específicos sobre el lago y el clima de la zona.

Fórmula para calcular el porcentaje de evaporación

$$\text{Porcentaje de evaporación} = \left(\frac{\text{Volumen evaporado}}{\text{Volumen total}} \right) \times 100.$$

Para calcular el volumen evaporado:

Volumen inicial: Es el volumen total de agua que contiene la piscina al comienzo de un período de tiempo determinado, antes de que ocurra evaporación o se realice algún cambio en el nivel del agua.

Volumen final: Es el volumen de agua restante en la piscina después de un período de tiempo, una vez que se ha producido evaporación

La siguiente fórmula para calcular el porcentaje evaporación del agua: $V_i - V_f =$ volumen de los 10 días

Repetir el proceso para piscina 1 (endocarpios), piscina 2, (sin endocarpios y al sol) y piscina 3 (a la sombra y sin endocarpios).

La diferencia entre el volumen inicial y el volumen final representa la cantidad de agua que se ha evaporado o que se ha perdido por otras razones durante ese período de tiempo.

Figura 2

Sistema montado con los endocarpios de coco.



En la figura 2 se observa a su izquierda piscina con endocarpios, en el centro piscina con agua que recibe luz directa del sol y a la derecha piscina con agua ubicada a la sombra.

Figura 3

Procesos por los que se debe pasar para poder tener listo los endocarpios de coco.



La figura 3 muestra los procesos que se deben seguir para tener listos los endocarpios, el primero es dejar el endocarpio desnudo, sin el mesocarpio, realizar la prueba de flotación con un cubo lleno de agua, verificaremos si absorbe agua en su interior, una vez que le hemos sacado el agua y aprovechado esta, procedemos a sellar el orificio que deja el taladro con una resina natural proveniente del biyuyo (planta que se usa como cerca viva) y se encuentra en esta área del país. Se hace la prueba de flotabilidad para verificar que no les entre agua y se arrojan a la piscina

Figura 4

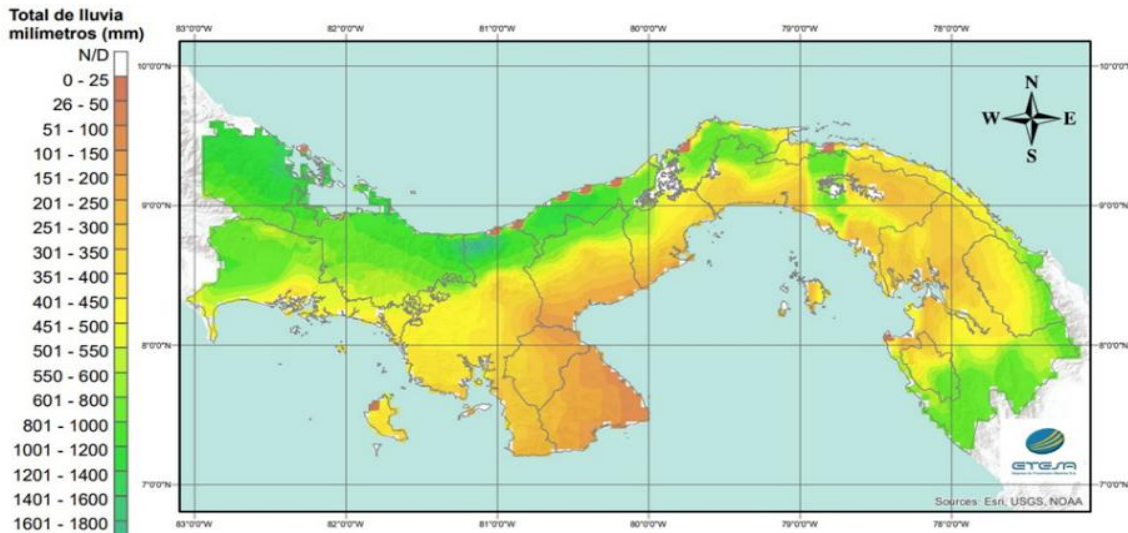
Cúpula plástica para evitar que los resultados (volúmenes) se afecten con las lluvias.



En la figura 4 se puede apreciar la cúpula que se le construyó al proyecto para evitar que la lluvia afecte nuestros resultados.

Figura 5

Temporada seca en el Pacífico de Panamá.



Fuente: IMHPA, 2024

En la figura 5 se puede observar que el período entre diciembre y abril corresponde a la época seca. Las máximas precipitaciones en esta región están asociadas generalmente a sistemas atmosféricos bien organizados, como las ondas y ciclones de latitudes tropicales.

Resultados

Tabla 1

Consolidado de las variables climáticas de enero a mayo del 2024

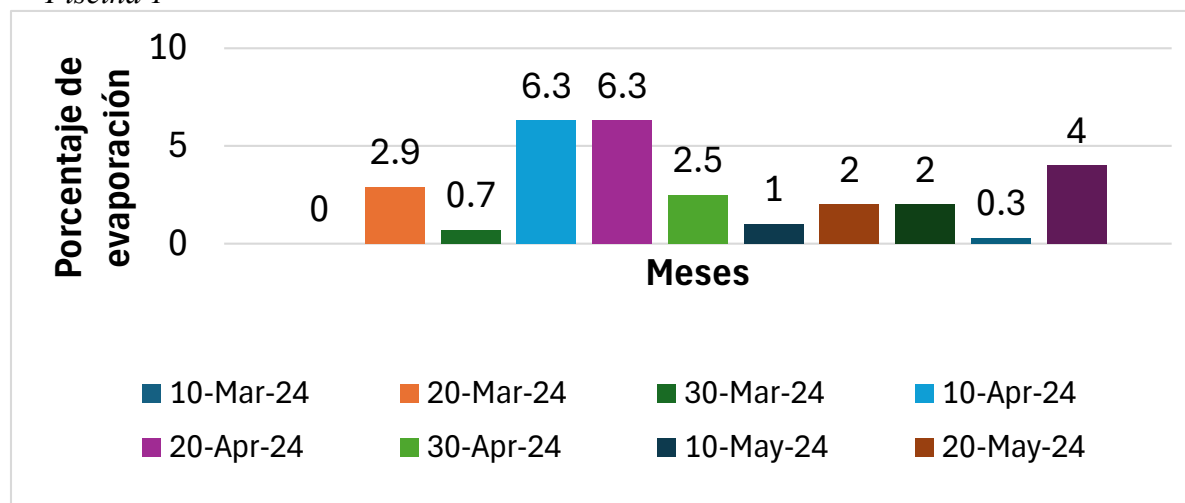
Variable	Promedio	Mínimo	Máximo
Temperatura Mínima (°C)	23.80	19.78	27.27
Temperatura Máxima (°C)	35.01	30.50	38.61
Humedad Relativa Mín (%)	58.79	45.79	76.40
Humedad Relativa Máx (%)	90.97	81.45	97.01
Radiación Solar Máx (W/m ²)	610.37	29.76	829.78
Radiación Solar (W/m ²)	147.09	2.59	217.06
Velocidad Viento (m/s)	0.88	0.01	2.66

Fuente: IDIAP, 2024

Los datos que se observan en la tabla 1 nos permiten caracterizar el clima del área de estudio como cálido, con temperaturas elevadas, alta humedad relativa, radiación solar significativa y vientos generalmente suaves y servirán para hacer comparaciones con el porcentaje de evaporación con cada una de las piscinas.

Figura 6

Piscina 1

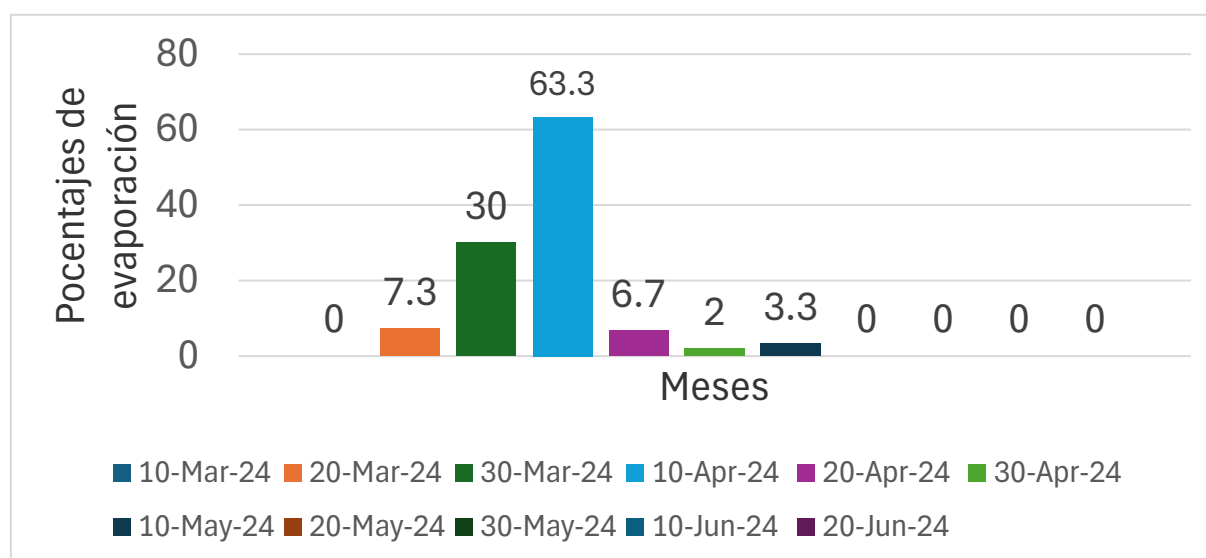


Nota. Porcentaje de evaporación. Le da directo el sol y posee endocarpios

En la Figura 6 se puede observar que el porcentaje de evaporación promedio en la piscina 1 que posee endocarpios es del 2.54 %. Esta piscina recibe luz solar directa y contiene endocarpios. Sin embargo, los valores más altos de evaporación se registraron el 10 y el 20 de abril, alcanzando un 6.3 % en ambos casos. Por otro lado, los meses de junio presentaron los porcentajes más bajos de evaporación (0.3 %), lo que sugiere que las condiciones ambientales durante ese período favorecieron la retención de agua en la piscina.

Figura 7

Piscina 2

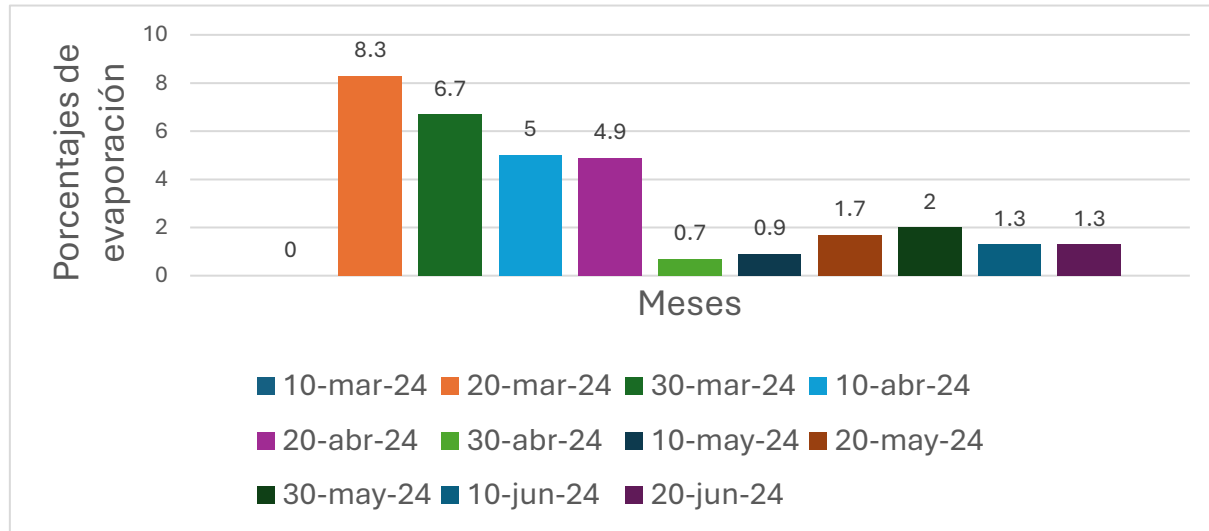


Nota. Porcentaje de evaporación y otros datos ambientales. Le da directo el sol y no posee endocarpios.

En la figura 7 el promedio del porcentaje de evaporación es de 10.23 % sin endocarpios y la piscina se encontraba al sol. Pero el periodo del 10 de abril fue donde se elevó la evaporación con valor de 63.3 %.

Figura 8

Piscina 3

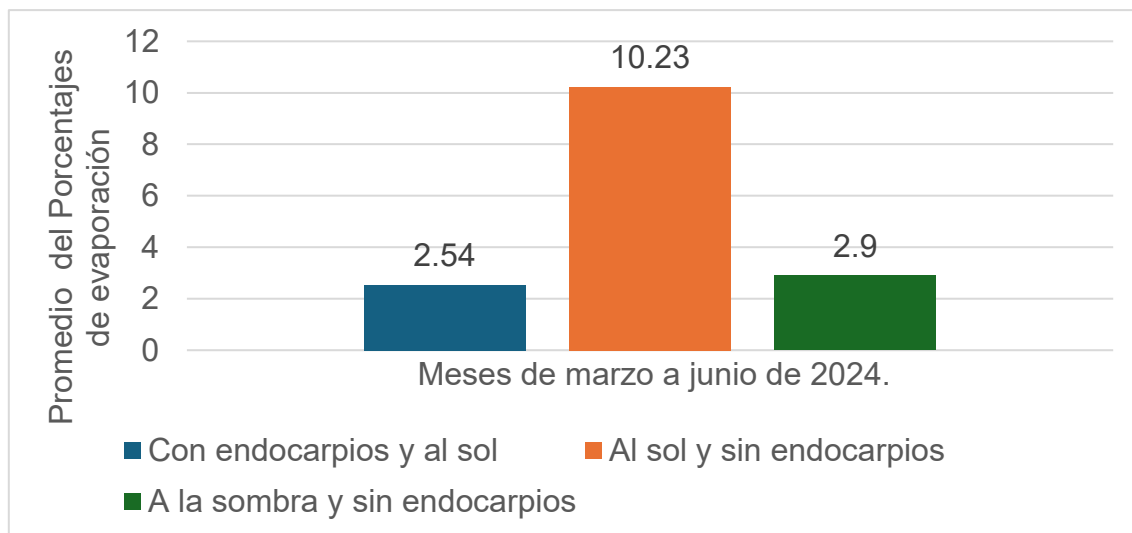


Nota. Porcentaje de evaporación. No posee endocarpio y está a la sombra

En la figura 8 el porcentaje de evaporación es de 2.9 % sin endocarpios y la piscina se encontraba a la sombra. Pero el periodo del 20 de marzo fue donde se elevó el porcentaje de evaporación con valores de 8.3 % y el 30 de marzo con valores de 6.7 %. Y el 30 de abril con el porcentaje mínimo de 0.7 %.

Figura 9

Consolidado de los porcentajes de evaporación de las tres Piscinas



En la Figura 9 se presenta un consolidado de los porcentajes de evaporación de las tres piscinas. El porcentaje mínimo de evaporación está representado por la piscina 1, que tiene un 2.5 %. Esta piscina recibe la luz del sol y contiene endocarpios.

A continuación, se encuentra la piscina 3, que está ubicada a la sombra, no posee endocarpios y presenta un porcentaje de evaporación del 2.9 %. Por último, la piscina 2, que se encuentra expuesta al sol y tampoco tiene endocarpios, muestra el mayor porcentaje de evaporación, alcanzando un 10.23 %.

Discusión

El análisis de los datos sobre la evaporación en la piscina 1 revela varios factores. En primer lugar, el porcentaje promedio de evaporación es del 2.54 %, lo que indica una pérdida moderada de agua. Este fenómeno se ve influenciado por la exposición directa a la luz solar y la presencia de endocarpios, que pueden afectar la temperatura y la superficie del agua, contribuyendo al porcentaje de evaporación, lo que sugiere que la presencia de endocarpios puede ser un factor favorable para reducir la pérdida de agua por evaporación en embalses y cuerpos de agua. Estos resultados tienen aplicaciones prácticas en el manejo sostenible del agua y abren nuevas líneas de investigación sobre los factores que influyen en la evaporación en diferentes entornos acuáticos.

Un estudio de la NASA publicado en Nature Communications revela que la evaporación de los lagos es mucho mayor de lo que se pensaba, perdiéndose anualmente alrededor de 1.500 kilómetros cúbicos de agua, equivalente a tres veces el lago Erie. Los investigadores analizaron 1,42 millones de lagos usando datos de Landsat y encontraron que los lagos representan el 1,57% de la superficie terrestre, pero contribuyen con el 2,37% del agua evaporada en la Tierra. La tasa de pérdida de agua ha aumentado en 3,12 kilómetros cúbicos por año desde 1985, impulsada por el cambio climático, la disminución del hielo y el aumento de la superficie de los lagos. Los embalses, aunque solo constituyen el 5% del volumen de todos los lagos, representan el 16% de la pérdida por evaporación (NASA, 2024).

Un distrito municipal en California ha implementado un innovador proyecto para combatir la crisis del agua utilizando cerca de 100 millones de "bolas de sombra" negras y flotantes en sus embalses. Este esfuerzo, que representa una inversión de \$34.5 millones, tiene como objetivo reducir la evaporación del agua y protegerla de la contaminación por algas, polvo y vida silvestre. Según el alcalde de Los Ángeles, Eric Garcetti, estas bolas pueden conservar hasta 300 millones de galones de agua al año. Se espera que este método se convierta en una solución permanente para asegurar el acceso a agua limpia y segura en la región (Tiempo, 2024).

El trabajo de Gallegos-Alvarado, et al., (2024) aborda la problemática de la evaporación del agua en reservas abiertas, especialmente en el contexto de Nuevo León, México, donde la escasez de agua es un desafío crítico. El autor propone diversos métodos para reducir las tasas de evaporación, incluyendo el uso de monocapa de alcoholes grasos, shade balls, sistemas modulares flotantes y paneles fotovoltaicos flotantes. Este enfoque integral busca mitigar la pérdida de agua y mejorar la disponibilidad de este recurso vital.

"Recubrimiento de bordos de captación de agua con geomembranas plásticas para minimizar las pérdidas por infiltración", examina la efectividad de las geomembranas plásticas en la reducción de la infiltración de agua en bordos de captación, destacando su uso desde los años 80 en estructuras hidráulicas, especialmente en presas de material suelto. Resalta las propiedades de estas geomembranas, que incluyen resistencia a asentamientos y radiaciones

solares, lo que las hace más eficientes que los materiales impermeables tradicionales. Además, el autor menciona su versatilidad en aplicaciones que van desde presas hasta canales de riego (Trinidad, A., 2012).

La tesis de Gutiérrez (2013) destaca que el agua es un recurso limitado y su uso ineficiente puede llevar a problemas significativos de disponibilidad y calidad, especialmente en un mundo con creciente demanda debido al aumento poblacional y la expansión económica. Además, explora diversas estrategias para la captación, almacenamiento y conducción del agua, así como su uso en diferentes sectores, incluyendo la industria y la agricultura. La investigación también analiza la necesidad de implementar prácticas eficientes para garantizar el acceso al agua, especialmente para grupos vulnerables. Además, se presentan casos de estudio, como el programa de uso eficiente del agua en el Distrito Federal de México, que ilustran la aplicación de estas estrategias en situaciones de escasez.

En cuanto a la Influencia de los factores ambientales en el porcentaje de evaporación.

La evaporación es un proceso crítico en el ciclo del agua y está influenciada por varios factores ambientales, como la temperatura del aire, la velocidad del viento y la humedad relativa. Estos factores interactúan de manera compleja para determinar la tasa de evaporación en un área determinada. (Duarte et al., 2006).

La temperatura del aire afecta directamente la energía cinética de las moléculas de agua. A temperaturas más altas, las moléculas de agua tienen más energía y, por lo tanto, es más probable que se escapen de la superficie del agua hacia la atmósfera. Molina et al., (2017). En los datos proporcionados, se observa que las temperaturas más altas (por ejemplo, 33°C el 20 de marzo) están asociadas con un aumento en el porcentaje de evaporación (2.9%) en comparación con temperaturas más bajas, donde la evaporación es casi nula (0% en marzo).

La velocidad del viento también juega un papel crucial en la evaporación. Un viento más fuerte ayuda a remover el aire saturado de vapor de agua cerca de la superficie de evaporación, permitiendo que más moléculas de agua se escapen. Peris, J. A. (2003). En los datos, el 20 de marzo, donde la velocidad del viento es de 20 km/h, se reporta un porcentaje de evaporación más alto (2.9%) en comparación con días con viento más débil, donde la evaporación es significativamente menor.

La humedad relativa es otra variable importante que afecta la evaporación. Cuando la humedad relativa es alta, el aire ya contiene una gran cantidad de vapor de agua, lo que reduce la capacidad del aire para absorber más vapor. En los datos, se observa que en días con alta humedad relativa (por ejemplo, 85% el 10 de mayo), el porcentaje de evaporación es bajo (1%), mientras que en días con menor humedad relativa (46% el 10 de marzo), la evaporación es nula (Delvecchio M., 2021).

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio respaldan la hipótesis planteada, demostrando que la utilización de endocarpio de coco como cobertura en represas o reservorios de agua puede ser una estrategia efectiva para reducir la evaporación. En nuestro modelo a escala, que consistió en tres piscinas, se observó un promedio de evaporación del 2.54 % la presencia de endocarpios de coco entre otros factores ambientales podría ser un factor favorable para



reducir la pérdida de agua por evaporación. Este enfoque experimental busca simular condiciones reales y resaltar la utilidad del endocarpio de coco como una solución viable para mitigar la evaporación en cuerpos de agua. Las otras piscinas se comportaron de manera natural al sol directo, el porcentaje de evaporación fue alto con un promedio de 10.23 % en relación con la que tenía los endocarpios y a la sombra donde la evaporación fue menor 2,9 %

El uso de endocarpio de coco no solo es efectivo para evitar la evaporación del agua, sino que también abre nuevas posibilidades para la gestión eficiente del agua en entornos naturales y artificiales.

Recomendaciones

Recomendamos llevar a cabo la implementación de este proyecto a gran escala con el fin de validar que nuestro prototipo ofrece una solución efectiva al problema de la sequía. Este sistema es ecológico, durable y representa un ahorro significativo en costos, lo que lo convierte en una alternativa sostenible y económicamente viable para la conservación del agua.

Agradecimientos

Agradecemos a IDIAP por proporcionarnos la información de su estación meteorológica.

Referencias bibliográficas

- Amórtegui, L. A. S., Vega, D. G., & Rojas, H. R. G. G. (2016). Huella hídrica: análisis con instrumento estratégico de gestión para el aprovechamiento eficiente de los recursos hídricos. *Ciencia Nicolaita*, (69). Recuperado de <https://www.cic.cn.umich.mx/cn/article/view/342>
- Asamblea Nacional de Panamá. (1998). Ley No. 41 de 01-07-1998: General de Ambiente de la República de Panamá [PDF]. Recuperado de [enlace al documento PDF] <https://docs.panama.justia.com/federales/leyes/41-de-1998-jul-3-1998.pdf>
- Bocanegra, E. (2021). Proyecto OIEA IWAVE en América Latina en apoyo del ODS 6: agua segura para todos de manera sostenible. *Boletín geológico y minero*, 132(1), 87-98. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8245633>
- Camarena, F., Arosemena, L., & De León, E. (2022). Impacto de los desechos generados por la población sobre la calidad del agua del Río La Villa (Panamá). *Revista Redes*, 1(14), 100-122. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=9144257>



- Delvecchio, M. (2021). Sistemas de envoltantes adaptables con permeabilidad variable al aire controlado por niveles de humedad relativa: análisis de rendimiento energético. <https://core.ac.uk/download/pdf/483361333.pdf>
- Duarte, C., Alonso, S., Benito, G., Dachs, J., Montes, C., Pardo Buendía, M., & Valladares, F. (2006). Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra. Madrid: CSIC. [25.pdf \(keneamazon.net\)](https://www.keneamazon.net/25.pdf)
- Gallegos-Alvarado, D. Y., de Jesús Balderas-Cisneros, F., Garza-Cárdenas, C., Morones-Ramírez, J. R., & Buitimea, A. L. (2024). Métodos para evitar la evaporación de agua en reservas abiertas. *Revista Digital Universitaria*, 25(1). <https://www.revista.unam.mx/ojs/index.php/rdu/article/view/2485>
- Gutiérrez, (2013). PRESENTA (Doctoral dissertation, Universidad Nacional Autónoma de México). <https://ru.dgb.unam.mx/bitstream/20.500.14330/TES01000692523/3/0692523.pdf>
- Gutiérrez, M. E., & Espinosa, T. (2010). Vulnerabilidad y adaptación al cambio climático. *Diagnóstico Inicial, Avances, Vacíos y Potenciales Líneas De Acción En Mesoamérica. Banco Interamericano de Desarrollo (BID), Unidad de Energía Sostenible y Cambio Climático, Departamento de Infraestructura y Medio Ambiente.* https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/documento_bid.pdf
- IDIAP (2024). Boletín de las variables climáticas de Azuero, Centro de Innovación Agropecuaria, o (CIAA) Proyecto: Red Agroclimática (501.D.3.11) mes de febrero 2024. https://proyectos.idiap.gob.pa/uploads/adjuntos/Bolet%C3%ADn_de_las_variables_clim%C3%A1ticas_de_Azuero_-_FEB_2024.pdf
- IDIAP (2024). Boletín de las variables climáticas de Azuero, Centro de Innovación Agropecuaria, o (CIAA) Proyecto: Red Agroclimática (501. D.3.11) mes de marzo 2024. https://proyectos.idiap.gob.pa/uploads/adjuntos/Bolet%C3%ADn_de_las_variables_clim%C3%A1ticas_de_Azuero_-_MAR_2024.pdf
- Instituto de Meteorología e Hidrología de Panamá. (2024). Título de la página. <https://www.imhpa.gob.pa/es/>
- Molina, M., Sarukhán, J., & Carabias, J. (2017). El cambio climático: causas, efectos y soluciones. Fondo de Cultura Económica. <https://www.perlego.com/es/book/1988642/el-cambio-climtico-causas-efectos-y-soluciones-pdf>
- NASA. (2024). Aumenta la evaporación de los lagos: estudio revela que la pérdida de agua es mayor de lo pensado. Nature Communications. <https://ciencia.nasa.gov/ciencias-terrestres/aumenta-la-evaporacion-de-los-lagos/>
- Opolenko de Arjona, V. (2015). *Sensibilidad medioambiental a la desertificación en la Cuenca del río La Villa, República de Panamá* (Doctoral dissertation, Universidad Internacional de Andalucía). <https://dx.doi.org/10.56451/10334/3687>



- Peris, J. A. (2003). *El efecto invernadero, el cambio climático, la crisis medioambiental y el futuro de la tierra*. Real Academia Nac. Medicina. <https://n9.cl/anz53>
- Pinto Cifuentes, E. A. (2022). Análisis técnico y económico de alternativas pasivas de restitución de quebradas en minera del norte de Chile. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/184766>
- Serrano Vergara, F. (2018). Plan de implementación de estándares Lean en procedimientos del área de pricing y marketing de empresa naviera. <https://repositoriobibliotecas.uv.cl/items/642a5b59-28c9-41cb-9b6d-b1fba9c7209a/full>
- Tiempo. (2024). Millones de bolas de "sombras" para evitar evaporación. <https://www.tiempo.com/ram/196512/millones-de-bolas-de-sombras-para-evitar-la- evaporacion-de-los-embalses-en-california/>
- Trinidad A. (2012). Recubrimiento de bordos de captación de agua con geomembranas plásticas para Minimizar las perdidas por infiltración. <https://ciqa.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1025/367/1/Eddy%20Trinidad%20Angel.pdf>
- Trujillo Sánchez, A. F., & Arias Maya, L. S. (2023). El coco, recurso renovable para el diseño de materiales verdes. <https://repositorio.ucp.edu.co/entities/publication/8a37eb46-a5b8-40f1-b4c1-c5a0ae932b17>
- Velarde Andrade, L. M. (2012). Evaluación de la percepción y los factores determinantes en la implementación de medidas de adaptación al cambio y variabilidad climática por los productores de leche de la cuenca del río La Villa, Panamá. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/5033>



Impacto de la transformación urbana sobre los usos de suelo en los corregimientos de Pacora y Las Garzas de Pacora: un estudio con teledetección y análisis estadístico

Impact of urban transformation on land use in Pacora and Las Garzas de Pacora: a study with remote sensing and statistical analysis

Irving Isaac Isaza Santos

Universidad de Panamá, Panamá.

Irving.isaza@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-4029-0992>

Ana I. García Rojas

Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá.

ana.garcia3@utp.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-5248-0232>

Emily M. González D.

Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá.

emily.gonzalez1@utp.ac.pa <https://orcid.org/0009-0002-4965-047X>

Recepción: 26 de octubre de 2025

Aprobación: 10 de enero de 2026

DOI: <https://doi.org/10.48204/semillaeste.v6n2.8499>

Resumen

Este estudio examina el crecimiento urbano y los cambios en el uso del suelo en los corregimientos de Pacora y Las Garzas, Panamá, entre 2017 y 2023. Utilizando escenas del satélite Sentinel 2 y técnicas de teledetección, se identificó un aumento del 39.4% en áreas urbanas, debido principalmente al aumento de zonas residenciales. La cobertura forestal disminuyó un 8.3%, indicando una conversión de bosques a otros usos de suelo. Los pastizales aumentaron un 3.4%, y las áreas acuáticas un 12.1%, posiblemente debido a cambios en el manejo del agua. Estos resultados subrayan la necesidad de una planificación urbana sostenible que equilibre el crecimiento con la conservación de recursos naturales y el manejo del agua, proporcionando una base para futuras políticas y estudios.

Palabras clave: agua potable, desarrollo urbano, población, teledetección



Abstract

This study examines urban growth and land use changes in the districts of Pacora and Las Garzas, Panama, between 2017 and 2023. Using Sentinel 2 satellite imagery and remote sensing techniques, a 39.4% increase in urban areas was identified, primarily due to the expansion of residential zones. Forest cover decreased by 8.3%, indicating a conversion of forests to other land uses. Grasslands increased by 3.4%, and water areas by 12.1%, possibly due to changes in water management. These results underscore the need for sustainable urban planning that balances growth with the conservation of natural resources and water management, providing a basis for future policies and studies.

Keywords: drinking water, population, remote sensing, urban development

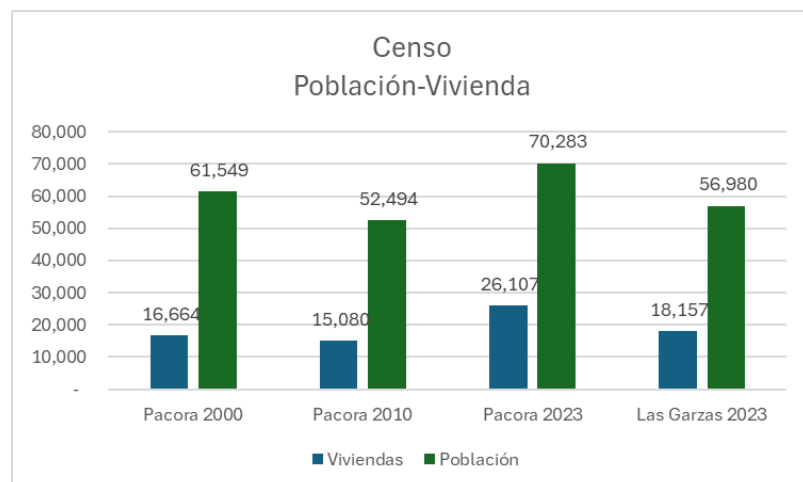
Introducción

El crecimiento urbano en Panamá ha carecido de una planificación ordenada, lo que ha traído consigo desafíos significativos, especialmente en la provisión de servicios urbanos esenciales como el suministro de agua potable. En los últimos años, la cobertura de este servicio ha disminuido debido a que el crecimiento poblacional ha superado la capacidad de expansión del sistema (Fernández, Muntañez, & Sarmanto, 2023).

Esta saturación de los sistemas urbanos se produce en una escala mayor alrededor de eje transístmico de Panamá-Colón, Panamá Oeste y Panamá Este (Q. & Julio, 2023). En este estudio nos situaremos en dos corregimientos de la provincia de Panamá siendo estos Pacora y Las Garzas, los cuales han tenido un aumento creciente de la población en la última década, tal como se refleja en la

Figura 1.

Censo de población y vivienda de los corregimientos de Pacora y Las Garzas

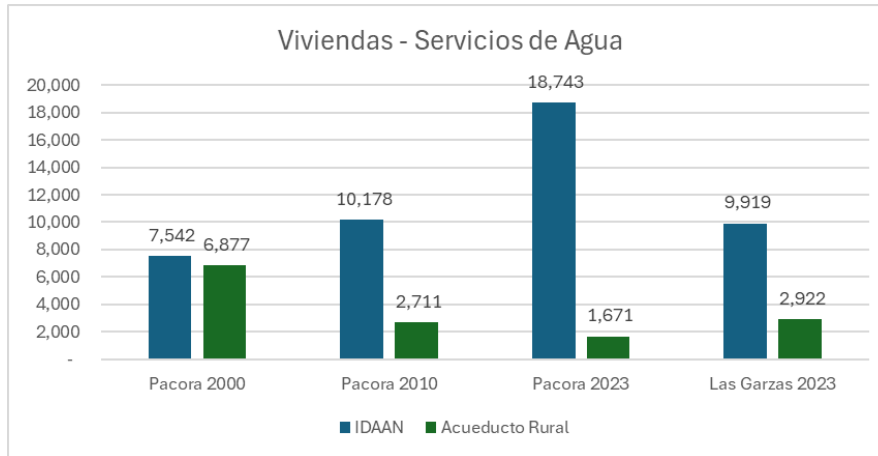


Es importante destacar que Las Garzas se separó del corregimiento de Pacora debido al significativo aumento poblacional en este sector, lo que llevó a su creación en 2017 mediante la ley N° 40 del 31 de mayo de 2017. Quedando dentro de sus límites las comunidades de La Mireya, Hugo Spadafora, Arnulfo Escalona, La Hica, La Balbina, Paso Blanco 1, Paso Blanco 2, San Francisco, Los Lagos, Río Chico y San Diego.

El crecimiento urbano descontrolado ya está manifestando problemas significativos, como lo demuestran las cifras censales más recientes. Pues una parte considerable de la población en estos corregimientos no está cubierta por el sistema de distribución de agua potable del sector urbano, administrado por el Instituto Nacional de Acueductos y Alcantarillado (IDAAN). Esto ha obligado a muchas comunidades a depender de acueductos rurales para satisfacer sus necesidades de agua. En el corregimiento de Pacora hacia el año 2000 el 52.31% de las viviendas se abastecían del servicio público del IDAAN, esta cifra aumentó en el año 2010 a un 78.97%; mientras que en el 2023 con la nueva división política el corregimiento de Pacora fue de 91.81% y el corregimiento de Las Garzas representó un 77.24%, tal como se indica en la figura 2.

Figura 2.

Sistema de suministro de agua potable por vivienda en los corregimientos de Pacora y Las Garzas



A pesar del aumento en la cobertura del servicio de agua potable en la región, es crucial que la planificación urbana se adapte a estas nuevas circunstancias. En este contexto, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) se destacan como herramientas fundamentales para monitorear el crecimiento urbano y orientar la formulación de normativas y planes de desarrollo. La adquisición periódica de imágenes satelitales permite un seguimiento detallado de la evolución territorial a lo largo del tiempo, mientras que el rápido desarrollo urbanístico requiere la aplicación de técnicas avanzadas para mantener la cartografía actualizada de manera efectiva (Chuquiguanga, González, & Sellers, 2017).

Asimismo, la integración de tecnologías avanzadas como la teledetección y la interpretación de imágenes satelitales ofrece una solución innovadora, permitiendo un análisis territorial más exhaustivo y detallado. Las variadas resoluciones espaciales disponibles facilitan estudios a distintas escalas, y la información espectral obtenida posibilita una caracterización precisa de los espacios y unidades de paisaje (Ruiz, Rey, Estornell, & Ruiz, 2007).

En este contexto, el presente artículo examina la expansión urbana y las dinámicas de cambio en el uso del suelo en los corregimientos de Pacora y Las Garzas entre 2017 y 2023. Utilizando imágenes satelitales multiespectrales y técnicas avanzadas de teledetección. Esta información es crucial para desarrollar estrategias efectivas de gestión del crecimiento, mejorar la asignación de recursos y optimizar la infraestructura en respuesta a las necesidades emergentes de las comunidades.

Materiales y Métodos

Esta investigación emplea un enfoque cuantitativo y descriptivo para examinar la evolución de la ocupación territorial y evaluar el impacto del crecimiento urbano en los distintos usos del suelo a lo largo de un período específico.

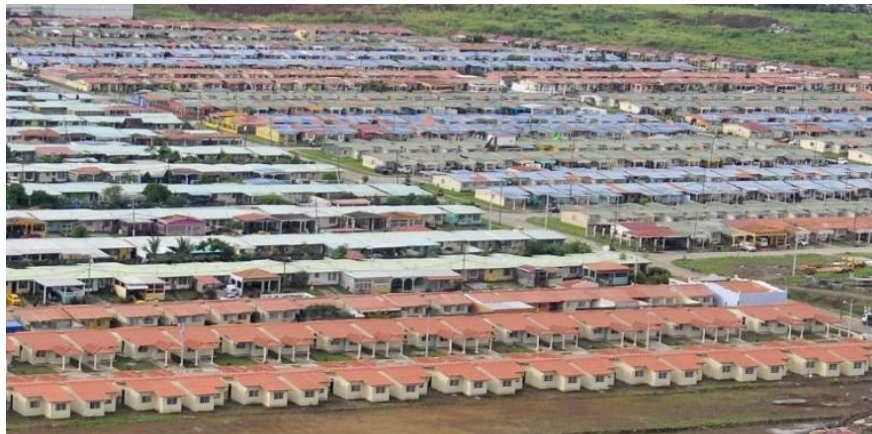
Descripción del área de estudio

En sus inicios, Pacora fue un caserío de ranchos construidos con paredes de caña blanca y techos con pencas de guágara, un tipo palmeras de hoja resistente, capaz de enfrentar las inclemencias. Desde ese entonces, la región ha sido ocupada en diversas oportunidades por grupos humanos de escasos recursos presionados a la movilización por la falta de viviendas y de colonos procedentes del interior del país (Municipio de Panamá, 2023).

Esto ha producido un auge poblacional que aumentó de 6 mil habitantes en 1980, a 26 mil en 1990 y a más de 50 mil en 2022, esto lo ha convertido en el sexto corregimiento más poblado del distrito capital (Municipio de Panamá, 2023). Como consecuencia directa, surgieron numerosas comunidades, como Pacora, Altos de Pacora, Utivé, Los Lotes, Malengue, Pueblo Nuevo, Las Garzas, San Diego, Tataré, Caminos de Omar, Arnulfo Arias, y Paso Blanco 1, 2 y 3. Esta expansión ha dado lugar al desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas, que se combinan con un crecimiento urbano, incluyendo nuevas áreas residenciales, talleres, escuelas y centros comerciales. En la figura 3 se ejemplifica el crecimiento urbano en el área.

Figura 3.

Expansión residencial en el área de estudio



Fuente: Municipio de Panamá, 2023.

La metodología consistió en realizar una Clasificación Supervisada utilizando un el software de información geográfica ArcGIS Pro. La clasificación supervisada se basa en la disponibilidad de áreas de entrenamiento, que son áreas cuya clase se conoce de antemano y se utilizan para generar una firma espectral característica para cada clase (Alonso, 2006). Estas áreas se denominan clases informacionales.

Parte I: Caracterización del área de estudio

1. Para el desarrollo de la investigación se tomó como zona de estudio las áreas que abarcan el corregimiento de Pacora y Las Garzas, tal como se muestra en la
- 2.
3. *Figura .*

Figura 4.

División política del área de estudio



Superficie (Hectáreas)

Las Garzas: 17,480.71

Pacora: 21,146.78

Parte II: Selección de Imágenes

Para determinar la expansión urbana de en los corregimientos de interés, se utilizó como referencia escenas del sensor Sentinel 2 que incluye el periodo de evaluación del análisis el cual fue entre los años 2017 y 2023, obtenidas por medio del portal Living Atlas de la plataforma de ESRI.

Sentinel-2, es parte del programa Copernicus de la Unión Europea, utiliza una avanzada carga útil de instrumentos ópticos que muestrean en un total de 13 bandas espectrales (The European Space Agency, 2015). Estas bandas se dividen en cuatro categorías principales según su resolución espacial: cuatro bandas a 10 metros, seis bandas a 20 metros, y tres bandas a 60 metros, junto con una banda pancromática de alta resolución.

Cada banda está optimizada para proporcionar datos detallados y precisos sobre la vegetación, el

suelo, cuerpos de agua, y otros aspectos clave del entorno terrestre, como se puede observar en la figura 5.

Parte III: Tratamiento Previo

Las imágenes fueron cargadas a través del portal de ArcGIS Online dentro de ArcGIS PRO, posteriormente se realizó un recorte utilizando la cobertura con la división política de los corregimientos de Pacora y Las Garzas como máscara. Se trabajó sobre las capas de 10 m de resolución espacial, utilizando bandas de color natural.

Figura 5.

Escena del área de estudio proporcionada por el sensor Sentinel 2



Fuente: Living Atlas de ESRI

Parte IV: Clasificación Supervisada

La clasificación supervisada de imágenes multiespectrales es una técnica de procesamiento de imágenes que facilita la identificación de materiales en base a sus firmas espectrales (ESRI, 2021). Para el análisis y procesamiento de las imágenes satelitales utilizamos el programa ArcGIS PRO y la herramienta de geoprocésamiento “Maximum Likelihood Classification” (clasificación de máximo verosimilitud), que utiliza todas las bandas que tiene la imagen satelital, las selecciona y las clasifica de acuerdo con firmas espectrales.

En forma general se siguieron los siguientes pasos:



1. Agregamos la imagen satelital al espacio de trabajo utilizando el portal de ArcGIS Online.
2. Luego creamos una cobertura vectorial de puntos, en ella recolectamos cada una de las muestras de uso de suelo, para nuestro caso específico las referentes al área urbana, cuerpos de agua, bosques y pastizales.
3. Para la selección de las muestras, se tomaron en cuenta las definiciones mostradas en la Tabla 1.

Tabla 1.

Clasificación de clases de la zona de estudio

Clases	Descripción
Áreas Urbanas	Extensión delimitada de territorio, compuesta por un conglomerado de urbanizaciones que establecen un núcleo o centro urbano (Coll Morales, 2020).
Cuerpos de Agua	Un cuerpo de agua es una extensión de agua en la superficie terrestre o en el subsuelo, que puede estar en estado líquido, sólido o artificial, y puede ser de agua salada o dulce (Agua.org, 2024).
Bosques	Área cubierta con vegetación arbórea con un dosel mayor a 60% y continuo, con formaciones naturales cerrada constituida predominantemente de especies propias, con una sucesión ecológica que poseen estratos verticales diferenciados (Herrera, 2015).
Pastizales	Los pastizales son ecosistemas con vegetación abierta dominada por plantas herbáceas, donde predomina el pastoreo. Estos ecosistemas suelen estar en áreas de baja productividad que no son adecuadas para la agricultura intensiva (Rebollo & Gómez Sal, 2003).
Otros	Usos de suelos no identificados.

4. Una vez digitalizadas las muestras, en el panel de Geoprocesamiento, dentro del grupo Análisis Espacial, buscamos la herramienta “Create Signatures” que permite crear un archivo con las firmas espectrales y completamos los parámetros que se ejemplifican a continuación.

Input Raster Bands: Imagen Ráster



Input Raster or Feature Sample Data: Muestras Espectrales

Sample Field: Código de Clases

Output Signature Field: Ubicación en el equipo

5. Una vez finaliza el procesamiento de la herramienta, nos dirigimos a la ubicación que colocamos en Output Signature Field, aquí encontraremos el detalle estadístico para cada una de las clases que hemos creado.
6. Regresamos a ArcGIS Pro, en el panel de Geoprocesamiento, buscamos la herramienta Maximum Likelihood Classification (clasificación de máximo verosimilitud) que utiliza todas las bandas que tiene la imagen satelital, las selecciona y las clasifica de acuerdo con la signature (firmas) que se generaron de la cobertura de puntos, ahora se completa el formulario con los parámetros que se solicitan y ejecutamos la herramienta.

Input Raster Bands: Imagen Raster

Input Signature File: Archivo con información de firmas espectrales

Reject fraction: 0.1 porque genera una muy buena clasificación

7. Configuramos los colores de la simbología de acuerdo con la clasificación de uso de suelo que deseamos resaltar, en nuestro caso, áreas urbanas, agua, bosques y pastizales.

Resultados

1. Identificación de las unidades de cobertura presentes en el área

En esta etapa, se utilizaron imágenes satelitales del sensor Sentinel-2, obtenidas a través del portal Living Atlas de ESRI, ver la figura 6. Se seleccionaron imágenes correspondientes a los años 2017 y 2023 con el objetivo de comparar la evolución del desarrollo urbanístico y otros usos de suelo en los corregimientos de Pacora y Las Garzas durante este período de tiempo.

Las imágenes fueron recortadas al área del proyecto definida. En términos generales, se evaluaron los cambios más significativos en el desarrollo constructivo de la zona. Para este propósito, se crearon diferentes clases, como se detalla en la **Tabla 1**. No se consideraron otros usos de suelo debido a la extensión amplia del área de estudio y la falta de imágenes detalladas a nivel de precisión requerida.

Figura 6.

Imágenes Satelitales Seleccionadas



2. Clasificación de la cobertura para los años 2017 y 2023

Se empleó una metodología de clasificación supervisada utilizando el algoritmo de máximo verosimilitud en un entorno de geoprocésamiento. Esta técnica permitió discernir y cuantificar los diferentes usos de suelo presentes en el área de estudio a partir de imágenes satelitales seleccionadas, facilitando así la identificación precisa de patrones y cambios en la cobertura del suelo a lo largo del periodo de estudio.

Año 2017

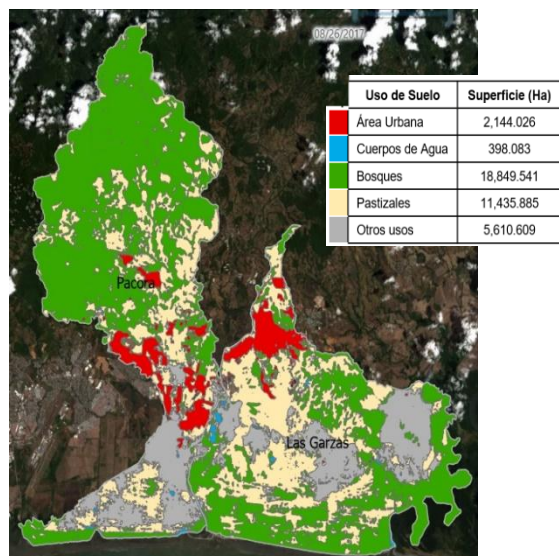
Para el año 2017, al examinar el crecimiento urbano en detalle, observamos que, en el corregimiento de Pacora, las áreas más densamente pobladas se encuentran principalmente en la zona central, abarcando comunidades como Barriada San Juan, Residencial Santa Rita, Ciudad Santa Fe, Barriada Arnulfo Arias Madrid, Barriada Caminos de Omar, Cabra N°1, y Residencial El Trébol. En cambio, en el corregimiento de Las Garzas, la población está predominantemente concentrada en el área norte, específicamente en Barriada Mireya, Paso Blanco y Paso Blanco N°2.

En relación con otros usos de suelo, se observa que la mayor extensión de cobertura boscosa en el corregimiento de Pacora se localiza hacia el norte, mientras que en Las Garzas se encuentra más

al sur. Además, los pastizales están notablemente presentes en la zona central de ambos corregimientos. La distribución espacial de estas áreas de interés, tanto las urbanas como los otros usos de suelo mencionados, se ilustra en la figura 7.

Figura 7.

Clasificación supervisada año 2017

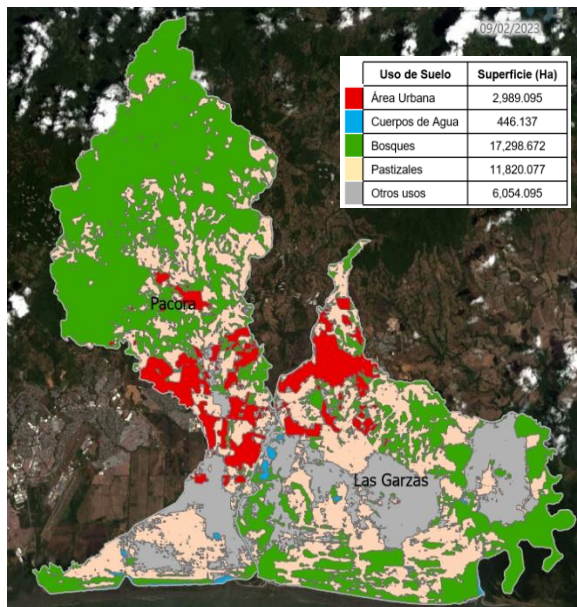


En el año 2023, el crecimiento urbano en la región se caracterizó por una expansión significativa en los corregimientos de Pacora y Las Garzas. En Pacora, el desarrollo urbano se extendió hacia el norte, centro y sur, dando lugar a la creación de nuevas áreas residenciales como Colinas del Este, Las Viñas, y Brisas del Mirador 2. Mientras tanto, en el corregimiento de Las Garzas, el crecimiento urbano se concentró hacia el sur, con la aparición de nuevos complejos urbanos, incluyendo el complejo de viviendas Montemadero y el Residencial Viñado 2.

Además, se ha observado un notable aumento de las áreas de pastizales en toda la región de estudio, reemplazando gradualmente zonas que anteriormente eran bosques. Este fenómeno se presenta de manera consistente en toda el área analizada. La distribución espacial de estas áreas de interés, tanto urbanas como de otros usos de suelo, se detalla en la figura 8.

Figura 8.

Clasificación supervisada año 2023



Comparación

Para cuantificar los cambios observados en las imágenes clasificadas, se procedió a vectorizar y calcular las áreas correspondientes a cada clase de uso de suelo. Posteriormente, se realizó una sumatoria global de estas áreas para analizar las tendencias de cambio.

El análisis revela un aumento significativo en las áreas urbanas, impulsado principalmente por nuevas construcciones residenciales. Este incremento se detalla en la figura 9, que compara las áreas de uso de suelo entre los años 2017 (representado en color azul) y 2023 (en color verde). En particular, el crecimiento urbano en 2023 representa un aumento de 845.07 hectáreas respecto a 2017.

Además del crecimiento urbano, los datos reflejan cambios significativos en otros usos del suelo:

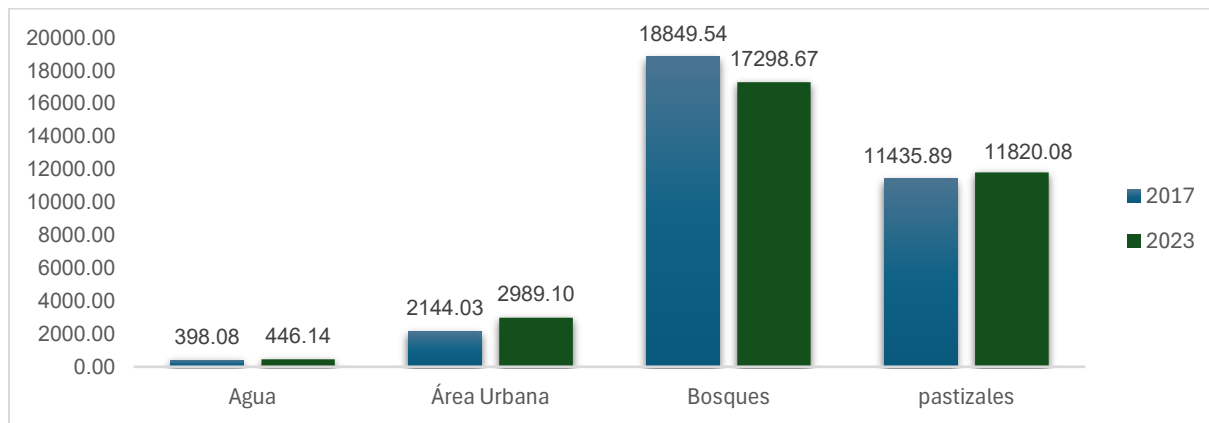
- Agua: Las áreas acuáticas aumentaron ligeramente de 398.08 hectáreas en 2017 a 446.14 hectáreas en 2023, indicando una expansión de cuerpos de agua o zonas de inundación.
- Bosques: Se observa una disminución considerable en la cobertura forestal, pasando de

18,849.54 hectáreas en 2017 a 17,298.67 hectáreas en 2023. Esto sugiere una conversión de áreas boscosas a otros usos, como la urbanización o los pastizales.

- Pastizales: Las áreas de pastizales han aumentado de 11,435.89 hectáreas en 2017 a 11,820.08 hectáreas en 2023, reflejando una expansión en tierras destinadas a actividades agrícolas o ganaderas.

Figura 9.

Comparación del crecimiento urbano entre los años 2017 y 2023



Nota: Estos datos indican una notable expansión de las áreas urbanas y pastizales, acompañada por una reducción en la cobertura forestal. Estos cambios reflejan la dinámica del desarrollo territorial en la región.

Discusión

El análisis de la expansión urbana y los cambios en el uso del suelo en los corregimientos de Pacora y Las Garzas entre 2017 y 2023 revela varios hallazgos significativos que aportan una comprensión más profunda del desarrollo territorial en esta región de Panamá. La expansión urbana observada es particularmente notable, con un aumento del 39.4% en las áreas urbanas, incrementando de 2,144.03 hectáreas en 2017 a 2,989.10 hectáreas en 2023. Este incremento de 845.07 hectáreas destaca un patrón de crecimiento acelerado impulsado en gran medida por el desarrollo de nuevas áreas residenciales. Este fenómeno es consistente con las tendencias generales de urbanización observadas en otras áreas de Panamá, donde el crecimiento poblacional desmedido ha ejercido presión sobre los recursos y servicios urbanos (Fernández, Muntañez, & Sarmanto, 2023).

La transformación de áreas boscosas en zonas urbanas y pastizales subraya un cambio significativo



en los patrones de uso del suelo. La cobertura forestal ha disminuido en un 8.3%, pasando de 18,849.54 hectáreas en 2017 a 17,298.67 hectáreas en 2023. Este descenso en la cobertura forestal es consistente con estudios previos que documentan la pérdida de bosques debido a la expansión urbana y la conversión de terrenos para actividades agrícolas y ganaderas (Caballero & Iván, 2023). La reducción en la cobertura forestal no solo afecta la biodiversidad local, sino que también puede contribuir al aumento de la temperatura y la disminución de la calidad del aire en las zonas urbanas.

El aumento en las áreas de pastizales, del 3.4%, de 11,435.89 hectáreas en 2017 a 11,820.08 hectáreas en 2023, sugiere una expansión en las tierras destinadas a actividades agrícolas o ganaderas. Este hallazgo es consistente con la tendencia observada en otras regiones en desarrollo, donde el crecimiento urbano a menudo lleva a una mayor demanda de tierras agrícolas y ganaderas (Brenes Rojas, Retana, & Carlos, 2019). La expansión de pastizales puede estar relacionada con la presión para convertir tierras forestales en áreas productivas para satisfacer la demanda de alimentos y recursos.

El ligero aumento en las áreas acuáticas, de aproximadamente 12.1%, de 398.08 hectáreas en 2017 a 446.14 hectáreas en 2023, sugiere una expansión de cuerpos de agua o zonas de inundación. Este incremento podría estar relacionado con cambios en los patrones de drenaje y gestión del agua en respuesta al crecimiento urbano. Este aspecto destaca la necesidad de considerar el impacto del desarrollo urbano en los recursos hídricos y en la gestión del agua (Grupo Banco Mundial, 2023)

Aunque los datos obtenidos proporcionan una visión detallada del crecimiento urbano y los cambios en el uso del suelo, el estudio presenta algunas limitaciones. La dependencia de imágenes satelitales para la clasificación del uso del suelo puede introducir errores debido a la resolución espacial y las limitaciones inherentes de los sensores. Además, el análisis se centra exclusivamente en los usos de suelo más predominantes y no aborda posibles cambios en otros usos menos comunes o en las dinámicas sociales y económicas subyacentes.

Conclusiones

En conclusión, el presente trabajo demuestra que la expansión urbana en los corregimientos de

Pacora y Las Garzas ha sido significativa, con un incremento del 39.4% en las áreas urbanas, un descenso del 8.3% en la cobertura forestal, y un aumento del 3.4% en las áreas de pastizales. Estos cambios reflejan la dinámica del desarrollo territorial en la región y subrayan la necesidad de una estrategia de desarrollo urbano más equilibrada. La planificación urbana debe contemplar tanto las necesidades de crecimiento como la preservación de recursos naturales y la gestión del agua. Estos hallazgos proporcionan una base valiosa para futuras investigaciones y pueden servir como referencia para la formulación de políticas de desarrollo sostenible en regiones similares.

La información obtenida mediante la clasificación de imágenes satelitales ofrece valiosos conocimientos para la planificación urbana y el desarrollo sostenible. Los patrones identificados, como las áreas de expansión y las zonas vulnerables, pueden guiar la formulación de políticas que equilibren el crecimiento urbano con la conservación de recursos naturales. Además, los resultados permiten evaluar el impacto ambiental de la urbanización y ayudan a prever tendencias futuras de crecimiento.

La integración de imágenes satelitales y técnicas avanzadas de teledetección ha demostrado ser una herramienta clave para entender la dinámica del desarrollo urbano y sus implicaciones ambientales. Este estudio no solo ofrece una base sólida para futuras investigaciones, sino que también puede servir como referencia para la implementación de estrategias de desarrollo sostenible en contextos similares. Es fundamental que los futuros estudios validen estos hallazgos con datos de campo adicionales para garantizar la precisión de las conclusiones y mejorar la planificación urbana en la región.

Referencias bibliográficas

Agua.org. (2024). *CUERPOS DE AGUA*. Obtenido de <https://agua.org.mx/cuerpos-de-agua/>

Alonso. (13 de Febrero de 2006). Obtenido de https://www.um.es/geograf/sigmur/temariohtml/node74_tf.html

Brenes Rojas, P., Retana, G., & Carlos, J. (2019). Crecimiento Urbano, Zonas Agrícolas y Planificación Territorial. *Germinar*, 9.

Caballero, G., & Iván, C. (14 de Julio de 2023). La deforestación y sus efectos son analizados por especialistas y académicos de la Universidad de Panamá.

Chuquiguanga, C., González, M., & Sellers, C. (2017). Identificación de ilegalidades urbanísticas con sistemas de información geográfica y teledetección. *Planificación*



Territorial del Transporte y La Aplicación de las Geotecnologías.

Coll Morales, F. (1 de Agosto de 2020). *Economipedia*. Obtenido de <https://economipedia.com/definiciones/region-urbana.html>

ESRI. (2021). *ArcGIS Desktop*. Obtenido de <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/latest/extensions/spatial-analyst/image-classification/what-is-image-classification-.htm>

Fernández, D., Muntañez, A., & Sarmanto, N. (2023). *Diagnóstico de la prestación de los servicios de agua potable y alcantarillado en Panamá*.

Grupo Banco Mundial. (2023). *Gestión de los Recursos Hídricos*. Obtenido de <https://www.bancomundial.org/es/topic/waterresourcesmanagement>

Herrera, N. (2015). *Cobertura forestal o boscosa*. Obtenido de https://www.inec.gob.pa/redpan/sid/meta/META/Cobertura_forestal_o_boscosa.htm

Municipio de Panamá. (30 de Mayo de 2023). *Alcaldía de Panamá*. Obtenido de Del dulce néctar de las pácoras surge un corregimiento

Q., D. L., & Julio, M. (2023). La Dinámica del Espacio Urbano en Panamá. *CÁTEDRA*, 115-142.

Rebollo, S., & Gómez Sal, A. (2003). Aprovechamiento sostenible de los pastizales. *Ecosistemas*, 1-10.

Ruiz, L. A., Rey, A. d., Estornell, J., & Ruiz, R. (2007). LA TELEDETECCIÓN COMO HERRAMIENTA DE ANÁLISIS DEL. *Arquitectura, Ciudad y Entorno*.

The European Space Agency. (17 de junio de 2015). Obtenido de https://www.esa.int/Space_in_Member_States/Spain/SENTINEL_2



“Propuesta de ponderación para alternativas resilientes ante deslizamientos, muros de concreto reforzado vs muros de gavión, caso de 2019 Arraiján”

“Proposal for weighing resilient alternatives to landslides, reinforced concrete walls vs. gabion walls, case of 2019 Arraiján”

Isaac Abdiel Salazar Moreno

Universidad de Panamá, Panamá.

isaac.salazar@up.ac.pa <https://orcid.org/0009-0003-6382-4883>

Recepción: 28 de agosto de 2025

Aprobación: 20 de enero de 2026

DOI: <https://doi.org/10.48204/semillaeste.v6n2.8025>

Resumen

La forma irregular de la topografía panameña en algunos lugares del país, la presencia de suelos residuales y las frecuentes lluvias intensas son elementos que agravan el desafío de estabilizar masas de tierra, ya que aumentan la probabilidad durante la época de invierno a los deslizamientos y daños a las infraestructuras, como a las viviendas. El propósito de este texto es examinar comparativamente la viabilidad técnica, económica y ambiental de los muros de gaviones y los muros de concreto reforzado, como opciones para estabilizar terrenos. La metodología empleó un enfoque mixto que une el análisis de documentos, como tesis, manuales técnicos y literatura científica, con una propuesta de matriz de ponderación implementada en un caso práctico en el sector de Arraiján. Los hallazgos indican que los muros de gaviones tienen beneficios en lo que respecta a la integración ambiental y al drenaje natural, pero los muros de concreto se distinguen por su superior durabilidad estructural bajo condiciones adversas. Se establece que la selección más adecuada se basa en un equilibrio entre el rendimiento técnico, la disponibilidad de materiales, los costos de ejecución y la sostenibilidad ambiental. Esto proporciona matriz de criterios de decisión que pueden ser utilizados en proyectos futuros relacionados con infraestructura vial y urbana en el país.

Palabras clave: estabilidad, gestión de riesgo, mitigación de desastre, suelo residual, sostenibilidad



Abstract

The irregular shape of Panama's topography in some parts of the country, the presence of residual soils, and frequent heavy rains are factors that exacerbate the challenge of stabilizing land masses, as they increase the likelihood of landslides and damage to infrastructure, such as homes, during the winter season. The purpose of this text is to comparatively examine the technical, economic, and environmental feasibility of gabion walls and reinforced concrete walls as options for stabilizing land. The methodology employed a mixed approach that combines the analysis of documents, such as these, technical manuals, and scientific literature, with a proposed weighting matrix implemented in a case study on the Arraján sector. The findings indicate that gabion walls have benefits in terms of environmental integration and natural drainage, but concrete walls are distinguished by their superior structural durability under adverse conditions. It is established that the most appropriate selection is based on a balance between technical performance, material availability, implementation costs, and environmental sustainability. This provides a matrix of decision criteria that can be used in future projects related to road and urban infrastructure in the country.

Keywords: disaster mitigation, residual soil, risk management, stability, sustainability

Introducción

La infraestructura de contención es un componente fundamental en la ingeniería civil, ya que contribuye a garantizar la estabilidad de masas de tierra en puntos de distintas elevaciones. Brindando seguridad en carreteras, viviendas e infraestructura civil, garantizando la protección de áreas urbanas vulnerables. En Panamá, un país con topografía irregular y marcada por su condición climática, aproximadamente el 15.50 % de los desastres están relacionados con deslizamientos de masas de tierra (Sistema Nacional de Protección Civil [SINAPROC], 2020). La implementación de soluciones de contención enfrenta desafíos particulares asociados a lluvias intensas, suelos residuales y procesos de erosión acelerada. En este contexto, comparar la factibilidad técnica, económica y ambiental de muros de concreto reforzado frente a muros de gaviones resulta esencial para determinar alternativas eficientes y sostenibles para la mitigación del riesgo. Diversos estudios internacionales han mostrado que la elección del tipo de estructura de contención depende



de múltiples factores, incluyendo las características geotécnicas del terreno, la disponibilidad de materiales, el costo de construcción y el impacto ambiental (Maccaferri, 2019; Geofabrics, 2019). Sin embargo, en el ámbito local, aún persiste la necesidad de sistematizar experiencias y contrastarlas con literatura técnica, a fin de identificar ventajas y limitaciones aplicables al contexto de ingeniería de valor en Panamá. El presente artículo tiene como objetivo analizar comparativamente la factibilidad de muros de concreto reforzado y muros de gavión, empleando un enfoque mixto basado en la revisión documental de manuales técnicos, tesis de grado y artículos científicos e implementar una propuesta de matriz de ponderación para la selección de alternativa aplicado en un caso práctico en nuestro país. Este estudio inicia con datos recopilados desde el 2019-2020 y busca contribuir a la toma de decisiones de ingenieros, proyectistas e instituciones responsables de infraestructura vial y urbana, brindando criterios sólidos para seleccionar la solución de contención más adecuada.

Desarrollo

Los muros de concreto reforzado constituyen la tipología más empleada a nivel mundial para la contención de tierras. Su diseño estructural se fundamenta en normativas como el ACI 318-19 (American Concrete Institute, 2019), que establece requisitos de resistencia, cuantía mínima de acero y verificaciones de estabilidad global. Según tesis comparativas (Estudio comparativo de muros de contención, 2020), estos muros presentan una elevada capacidad portante, adecuada para grandes alturas y cargas sísmicas significativas. Desde el punto de vista técnico, se distinguen dos modalidades: los muros en voladizo (cantilever) y los muros con contrafuertes (counterfort). El primer tipo es económico hasta alturas medias (aprox. 6–7 m) por los datos que pudimos conocer en la práctica local, mientras que el segundo resulta más eficiente en obras de mayor altura, reduciendo la cantidad de acero requerido (Comparative Study of Cantilever and Counterfort Retaining Wall, 2018). No obstante, ambos demandan cimentaciones profundas y drenajes efectivos para evitar presiones hidrostáticas excesivas. Una ventaja sustancial de esta tipología es su durabilidad, con una vida útil que supera los 50 años si se cumple con las especificaciones de diseño y se aplican recubrimientos adecuados (Optimum Static Analysis of Retaining Wall, 2021). Por el otro lado, Dongo Torres y Figueroa Quispe (2020) señalan que, a partir de los 6.50 m de altura, los muros de voladizo no cumplen con los desplazamientos permitidos, siendo los muros



con contrafuertes una opción más adecuada, aunque presentan mayores costos iniciales y dificultades constructivas en zonas de acceso limitado.

Los muros de gaviones por su parte, se construyen a partir de cestas metálicas rellenas de piedra. Según Maccaferri (2019), constituyen una solución flexible, capaz de adaptarse a asentamientos diferenciales y deformaciones sin perder estabilidad. Además, poseen una ventaja inherente: el drenaje natural, que minimiza la presión hidrostática detrás del muro, lo que reduce significativamente las solicitaciones estructurales. En el caso panameño, donde los suelos suelen saturarse con facilidad durante la estación lluviosa, esta característica representa una ventaja relevante (Geofabrics, 2019). Su implementación ha sido común en proyectos de carreteras, tal como se evidencia en la tesis sobre muros de gavión aplicada a estabilización de vías (Muro de Gaviones, 2017). No obstante, su durabilidad depende de la calidad del alambre galvanizado o recubierto con PVC. La corrosión puede comprometer la estabilidad a mediano plazo, especialmente en ambientes húmedos como el de Panamá y con presencia de aguas agresivas (Comparación Técnica entre uso de Gaviones y Geoceldas, 2020). Adicionalmente, la necesidad de roca de cantera adecuada para el relleno puede representar una limitación en zonas urbanas alejadas de fuentes de material.

Problemática en Panamá

Panamá enfrenta una serie de desafíos relacionados con la estabilidad, deslizamientos, mantenimiento de obras de infraestructura civil, taludes y estructuras de contención de masas de suelo, sobre todo en comunidades hacinadas en la ciudad de Panamá. La combinación de lluvias intensas, con acumulados superiores a 3000 mm anuales en algunas regiones, y la presencia de suelos residuales poco competentes incrementa la probabilidad de deslizamientos. Según el Ministerio de Ambiente (2022), entre 1990 y 2013 en Panamá se registraron 2,717 eventos de origen natural, de los cuales el 15 % correspondió a deslizamientos, mientras que las inundaciones representaron el 57 %.

Figura 1.

Gráfica de pastel de Eventos registrados según tipo de desastres ocurridos 1990-2013.



Nota: Figura del Plan Nacional de Respuesta SINAPROC. Periodo 1990-2013, **Fuente:** Gordón, 2014, elaborado a partir de los datos de DesInventar. ajuste realizado por el autor.

Información recopilada y consultada de proyectos viales, especialmente en áreas dentro y fuera de la ciudad capital, muestran que los muros de concreto han tenido un desempeño adecuado en zonas urbanas, mientras que los muros de gaviones han resultado útiles en tramos rurales de difícil acceso en el contexto internacional. La problemática se agrava en áreas periurbanas donde la expansión de la infraestructura vial coincide con suelos inestables. Los casos de fallas de muros en Panamá; demuestran que los factores más influyentes son la deficiente gestión del drenaje, mantenimiento rutinario, falta de control en las especificaciones de construcción y la omisión de estudios geotécnicos detallados, en algunos casos. Según el Ministerio de Obras Públicas de Panamá (2021), en su Manual de Revisión de Planos (p. 52) se hace referencia al Manual de Consideraciones Geotécnicas y Sísmicas elaborado por JICA/SIECA (2019, p. 166, Tabla 4.24). No obstante, la implementación de estos controles queda a criterio del ingeniero responsable de la obra y su mantenimiento durante la fase de operación, del estado o del promotor; lo cual en el tiempo deja de realizarse de manera adecuada. Por el otro lado, las proyecciones de cambio climático para Panamá indican un incremento en la intensidad de las lluvias, lo cual acentúa la necesidad de optar por soluciones resilientes que no solo garanticen estabilidad estructural, sino



que también reduzcan impactos ambientales y costos de mantenimiento a largo plazo. Por tal motivo, implementamos una matriz de evaluación que ayude a preseleccionar una estructura de contención. Conociendo parte de la información recopilada para este artículo procederemos a mostrar nuestro plan piloto y a realizar un comparativo entre dos opciones ampliamente utilizadas en Panamá. El muro de concreto reforzado y muro de gaviones.

Factores de evaluación de factibilidad

La factibilidad de una estructura de contención no debe evaluarse únicamente desde el punto de vista técnico, sino también económico, ambiental y de mantenimiento. En este sentido, estudios como el de Cantilever and Gravity Retaining Walls (2017) destacan que los muros de concreto suelen implicar costos iniciales más altos, pero requieren menor mantenimiento, mientras que los muros de gaviones presentan costos iniciales menores y beneficios ambientales al emplear materiales locales, aunque su mantenimiento puede ser más frecuente. Asimismo, criterios como la integración paisajística, la resiliencia frente a eventos extremos y la sostenibilidad deben considerarse al seleccionar la tipología adecuada para el contexto panameño (Revista de la Construcción, 2021).

Metodología y propuesta

La metodología adoptada en este estudio se fundamenta en un enfoque: cualitativo, mediante la revisión documental, y cuantitativo a través de plantilla o matriz de selección entre ambos sistemas. En la etapa documental, se consultaron tesis de grado, manuales técnicos y artículos publicados en revistas indexadas, lo que permitió establecer criterios comparativos entre las tipologías estudiadas como posibles opciones de retención de masas de suelos (Estudio comparativo de muros de contención, 2020; Muro Contención para reducir riesgo de masas, 2018). Posteriormente, se desarrolló un esquema de matriz de selección aplicado a secciones típicas de muros de concreto y muros de gaviones. En este sentido, se analizaron factores de seguridad, condiciones de diseño, destacando la sensibilidad a la variación del nivel freático para considerar aspectos locales en Panamá.

La propuesta se estructuró en cuatro fases básicas: (1) recopilación de información documental, (2) definición de parámetros de comparación (técnicos, económicos y ambientales), (3) aplicación

de condiciones de mantenimiento, y (4) síntesis de resultados para la elaboración de conclusiones aplicables al contexto panameño.

Figura 2.

Plantilla de Selección de Estructura de contención de referencia de la manual técnico de la Federal Highway Administration.



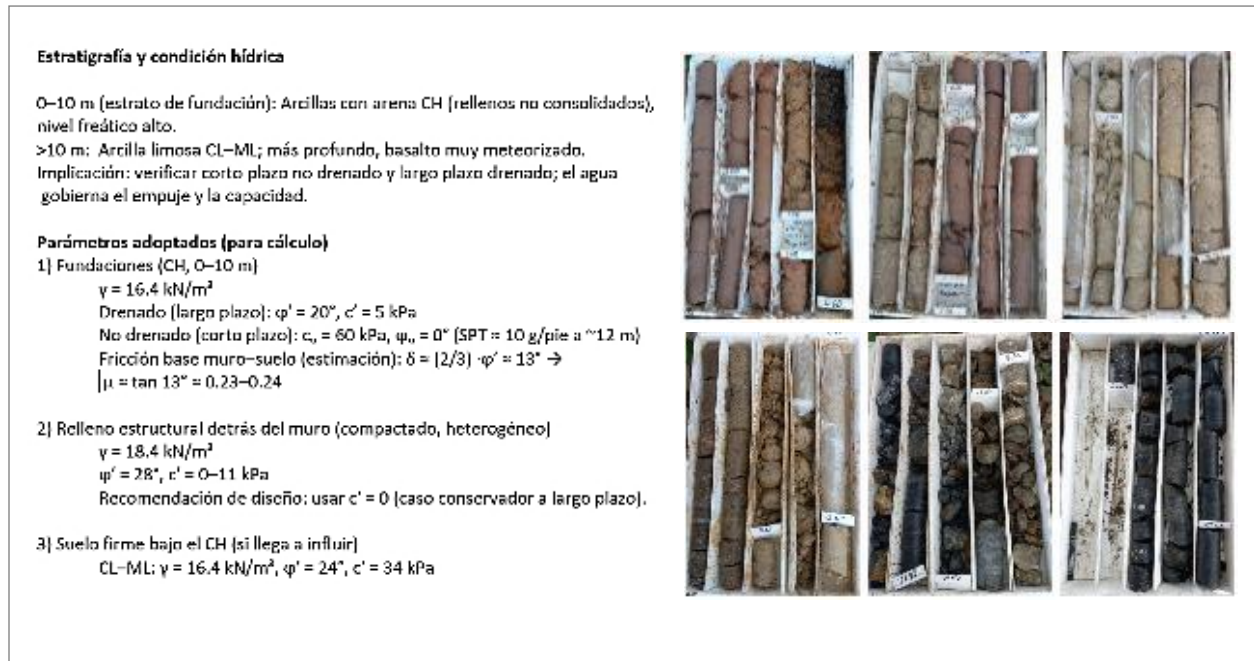
Factors That Affect Wall Selection (Factores que afectan la selección de la estructura de Contención)										
Ground	Groundwater	Construction Considerations	Speed of Construction	ROW	Aesthetics	Environmental Concerns	Durability and Maintenance	Tradition	Contracting Practice	Cost
Desnivel de Terreno	Agua subterránea o Nivel Freático	Consideraciones de construcción	Velocidad de construcción	ROW	Estética	Preocupaciones ambientales	Durabilidad y mantenimiento	Tradicción	Prácticas de contratación	Costo

Fuente: FHWA NHI-07-071 June 2008, Sección 10-4. Cuadro General.

Tomando de referencia la propuesta presentada por fases y utilizando una matriz de selección de la FHWA NHI-07-071, procederemos a revisar la información consultada y desarrollar un caso puntual en sector de panamá oeste, Arraiján 2019. Desarrollo de ingeniería de valor, con la propuesta piloto de selección. Desnivel de masa de tierra h = 4.00 – 5.50 m de altura, nivel freático alto. parámetros técnicos del caso, ver figura 3.

Figura 3.

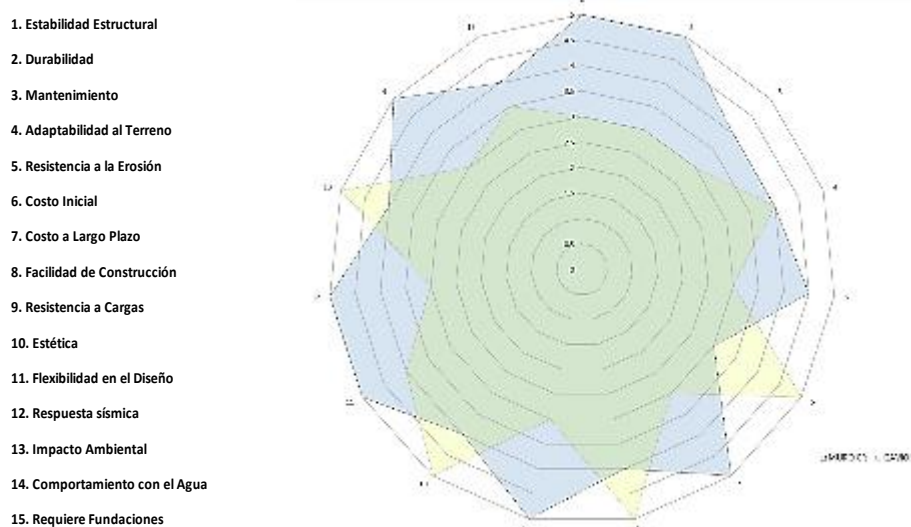
Parámetros Técnicos del Caso 2019 Arraján Panamá Oeste



Nota. Fuente data representativa de muestra de estudio, **Fuente:** Ing. M. Barrelier, mayo 2019.

Figura 4.

Ejemplo de plan piloto de selección, comparación de estructura de contención. Muro de Gavión vs Muro de concreto de canto libre Desnivel 4.0 -5.50 m.



Punto de Comparación	Ponderación	Muro de Contención de Concreto Reforzado	Solución de Gaviones
1. Estabilidad Estructural	21.00%	Alta estabilidad, especialmente en terrenos con alta plasticidad.	Menor estabilidad, puede requerir refuerzos adicionales.
2. Durabilidad	10.00%	Muy duradero, con vida útil de 50-100 años si se mantiene adecuadamente.	Vida útil más corta, especialmente en suelos altamente agresivos.
3. Mantenimiento	5.00%	Requiere poco mantenimiento.	Requiere mantenimiento frecuente, especialmente en suelos agresivos.
4. Adaptabilidad al Terreno	5.00%	Se adapta bien a diferentes tipos de terrenos y pendientes.	Más flexible, requiere terrenos más estables.
5. Resistencia a la Erosión	5.00%	Alta resistencia a la erosión, especialmente en suelos plásticos.	Menos resistencia, especialmente en condiciones de alta humedad.
6. Costo Inicial	12.00%	Mayor costo inicial debido a materiales y mano de obra.	Menor costo inicial debido a materiales más baratos.
7. Costo a Largo Plazo	7.50%	Menor costo a largo plazo debido a menor mantenimiento.	Mayor costo a largo plazo debido a mantenimiento frecuente.
8. Facilidad de Construcción	3.50%	Requiere equipo especializado y tiempo de construcción.	Relativamente fácil y rápido de construir con mano de obra local.
9. Resistencia a Cargas	9.00%	Mayor resistencia a cargas verticales y horizontales.	Menor capacidad de carga, especialmente en suelos inestables.
10. Estética	2.50%	Acabados más estéticos, dependiendo del diseño.	Menos estético, depende de la vegetación que crezca en los gaviones.
11. Flexibilidad en el Diseño	5.00%	Diseño más flexible, con opciones para incorporar drenaje o elementos decorativos.	Menos flexible, diseño más estándar.
12. Respuesta sísmica	5.00%	Buena respuesta sísmica, dependiendo del diseño y refuerzo.	Menor respuesta sísmica, podría ser insuficiente en áreas sísmicas.
13. Impacto Ambiental	1.50%	Bajo impacto ambiental si se gestionan adecuadamente los residuos.	Impacto ambiental moderado debido al uso de materiales como alambre y piedras.
14. Comportamiento con el Agua	4.00%	Excelente impermeabilidad, se puede incluir un sistema de drenaje adecuado.	Pueden colapsar si no están adecuadamente drenados, afectando su desempeño.
15. Requiere Fundaciones	4.00%	Requiere una base sólida, aunque se puede diseñar para suelo MH-CH.	Requiere una base sólida también, pero la estabilización podría ser más compleja.

Nota. Fuente data representativa de la propuesta a ejemplo aplicado en Arraiján.

Discusión

El análisis ponderado utilizando la propuesta de Selección y usando la matriz de tactilidad indica lo siguientes aspectos. El muro de concreto reforzado es deal para suelos MH-CH por su durabilidad, estabilidad y capacidad para manejar cargas pesadas y condiciones difíciles, aunque es más costoso y requiere más tiempo de construcción. Por su parte los gaviones tienen un costo



inicial más bajo y son más fáciles de construir, no son tan eficaces en suelos altamente plásticos debido a su menor estabilidad y resistencia frente a la erosión, lo que puede resultar en un mayor mantenimiento a largo plazo. Por lo tanto, en suelos MH-CH, en nuestra ingeniería de valor se escogió el muro de contención de concreto reforzado. Fue la opción más recomendable, en costo –beneficio a largo plazo es una opción más duradera y rentable a 50 años que establecía el contrato.

Conclusiones

La matriz de selección partiendo del esquema base por fases fue una herramienta adecuada para realizar la ponderación de ingeniería de valor entre los dos sistemas de contención en nuestro ejemplo específico. La matriz puede ser ponderada en función de las especificaciones y puntos relevante del contrato de la obra.

Los resultados del análisis evidencian que los muros de concreto reforzado ofrecen un mayor margen de seguridad estructural, especialmente en contextos urbanos donde las cargas sísmicas y vehiculares son más significativas. Estos muros presentan factores de seguridad superiores a 1.5 en la mayoría de los escenarios evaluados, siempre que se implementen sistemas de drenaje eficientes lo cual coinciden con lo expuesto en este artículo (Optimum Static Analysis of Retaining Wall, 2021). Por otro lado, los muros de gaviones mostraron un desempeño favorable en condiciones de alta pluviosidad, gracias a su drenaje natural. Sin embargo, los factores de seguridad resultaron más sensibles a la calidad del material de relleno y a la corrosión de las mallas metálicas. Estudios técnicos coinciden en que, para alturas superiores a 6 m, los muros de gaviones pierden competitividad frente al concreto reforzado (Design of Cantilever and Gabion Retaining Walls, 2019).

Desde el punto de vista económico, se verificó que los muros de gaviones son hasta un 30 % más económicos en la etapa inicial, principalmente por la simplicidad constructiva y el uso de materiales locales. No obstante, los costos de mantenimiento pueden incrementar significativamente a lo largo de la vida útil, en comparación con los muros de concreto, que requieren intervenciones mínimas si se diseñan adecuadamente (Muro de Gaviones, 2017).

En términos ambientales, los muros de gaviones ofrecen ventajas notables al permitir la infiltración de agua y la revegetación natural, generando una integración paisajística favorable. Por el contrario, los muros de concreto presentan una huella de carbono más elevada y menor



adaptabilidad estética, aunque son más duraderos en ambientes agresivos si se protegen adecuadamente con aditivos y recubrimientos (ACI 318-19, 2019).

Referencias bibliográficas

- Allen, T.M. (2005). “Development of Geotechnical Resistance Factors and Downdrag Load Factors for LRFD Foundation Strength Limit State Design”, Federal Highway Administration, Report No. FHWA-NHI-05-052.
- Bowles, J. E. (1977). *Foundation Analysis and Design*. New York, McGraw-Hill Publication.
- Bowles, J. E. (1988). *Foundation Analysis and Design*, Fourth Edition. New York, McGraw Hill Book Company.
- Caquot, A., and Kerisel, F. (1948). “Tables for the calculation of passive pressures.” *Active Pressure and Bearing Capacity of Foundations*, Paris, France: Gauthier-Villars.
- Chaliawala, Y., Solanki, G., & Chandiwala, A. K. (2015). Comparative study of cantilever and counter fort retaining wall. *International Journal of Advance Engineering and Research Development*, 2(12), 232–236. <https://ijaerd.org/index.php/IJAERD/article/view/5193>
- Chaliawala, Y., Solanki, G., & Chandiwala, A. K. (2015). Comparative study of cantilever and counter fort retaining wall. *International Journal of Advance Engineering and Research Development*, 2(12), 232–236. <https://ijaerd.org/index.php/IJAERD/article/view/5193>
- Cheney, R.S. (1990). “Selection of retaining structures: The Owner’s Perspective.” Proc. of Conf. on Design and Performance of Earth Retaining Structures Geotechnical Special Publication No. 25, Cornell University, Ithaca, P. C. Lambe and L. A. Hansen, eds., ASCE, New York, NY, pp. 53-75.
- Clough, G. W., Smith, E. M., and Sweeney, B. P. (1989). “Movement Control of Excavation Support Systems by Iterative Design.” Proc., *Foundation Engineering: Current Principles and Practices*, Vol. 2. ASCE, pp. 869-884.

Dongo Torres, J. M., & Figueroa Quispe, G. C. (2020). *Análisis comparativo estructural – económico de muros de contención en voladizo vs muros de contención con contrafuerte, en el intercambio vial entre la Av. Avelino Cáceres y la Av. Daniel Alcides Carrión en el Distrito de José Luis Bustamante y Rivero – Provincia de Arequipa* [Tesis de licenciatura, Universidad Católica de Santa María]. Repositorio Institucional UCSM.

<https://repositorio.ucsm.edu.pe/handle/20.500.12920/9889>

Habitissimo. (2024). ¿Cuánto cuesta construir un muro de gaviones? Recuperado de <https://www.habitissimo.es/presupuestos/construir-muro-de-gaviones>

Junta Técnica de Ingeniería y Arquitectura. (2022). Reglamento para el Diseño Estructural Panameño (REP-2021). Gaceta Oficial Digital, No. 29594-

A. https://www.gacetaoficial.gob.pa/pdfTemp/29594_A/83985.pdf

Manual de Consideraciones Geotécnicas y Sísmicas, con Enfoque de Gestión de Riesgo para la Infraestructura Vial Centroamericana. (2019). *Tema: Taludes*. Primera edición. El Salvador: MOPTVDU, SIECA y JICA. [487933011-Manual-de-Consideraciones-Geotecnicas-FINAL-pdf.pdf](https://www.mop.gob.pa/images/pdf/Otros/MrevPlanos.pdf)

Ministerio de Obras Públicas de Panamá. (2021). *Manual de requisitos para la revisión de planos* (3.ª ed., revisada 2019-2021). Panamá: Gaceta Oficial Digital.

<http://www.mop.gob.pa/images/pdf/Otros/MrevPlanos.pdf>

Panaweb. (2024). MURO DE GAVIÓN. Recuperado de <http://www.panaweb.com/muro-de-gavion>

Panaweb. (2025). Gavión con Cola: El Muro de Suelo Reforzado que Revoluciona la Contención. Recuperado de <http://www.panaweb.com/gavion-con-cola-el-muro-de-suelo-reforzado-que-revoluciona-la-contencion>

Putra, P. R., Oetomo, W., & Marleno, R. (2025). A comparative analysis of cantilever and gravity retaining wall dimensions on the Temuireng–Jetis road section in Mojokerto District. *Journal of Social Research*, 4(2), 209–216. <https://doi.org/10.55324/josr.v4i2.2425>



Revista Internacional de Ingeniería de Estructuras. (2025). Recuperado de <https://journal.espe.edu.ec/ojs/index.php/riie/index>

Santana-Sornoza, H. R., & Lima-Guamán, P. R. (s. f.). *Propuesta de obra para el control de inundaciones en la cuenca baja del río Portoviejo, sector el Horcón - Ceibal, cantón Rocafuerte - Manabí – Ecuador*. Universidad Técnica de Manabí / Universidad Central del Ecuador. <https://orcid.org/0000-0002-2958-9977>

Sistema Nacional de Protección Civil. (s.f.). *Plan Nacional de Respuesta*. SINAPROC. Recuperado de <https://www.sinaproc.gob.pa/plan-nacional-de-respuesta/>

U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration. (2008). *Earth retaining structures* (FHWA NHI-07-071, NHI Course No. 132036). National Highway Institute. P10-3. 1998.

Lista de morfoespecies de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Panamá.

List of morphospecies of ants (Hymenoptera: Formicidae) from Panama.

Randy Atencio Valdespino

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Los Santos, Facultad de Ciencias
Agropecuarias, Panamá

randy.atencio-v@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0002-8325-9573>

Vidal Aguilera Cogley

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Los Santos, Facultad de Ciencias
Agropecuarias, Panamá

vidal.aguilera@up.ac.pa <https://orcid.org/0000-0001-7647-3208>

Recepción: 16 de diciembre de 2025

Aprobación: 17 de enero de 2026

DOI: <https://doi.org/10.48204/semillaeste.v6n2.8995>

Resumen

Las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) constituyen uno de los grupos de insectos sociales con mayor diversidad a nivel mundial en diversos ecosistemas. En Panamá se han realizados estudios asociados a las hormigas, y estos continúan en la actualidad. El objetivo de la presente revisión de literatura fue establecer un listado de las morfoespecies de hormigas reportadas en Panamá. La metodología incluyó la revisión de las principales bases de datos y reportes de morfoespecies de hormigas reportadas en Panamá. De acuerdo con la información consultada, se estima la presencia de 11 subfamilias, 90 géneros y 681 morfoespecies, incluyendo especies y subespecies, distribuidas en diversos ecosistemas del país. En conclusión, las hormigas constituyen en Panamá uno de los grupos de mayor diversidad, con impacto agrícola y ecológico principalmente.

Palabras clave: biodiversidad, ecología, ecosistema, insectos sociales



Abstract

Ants (Hymenoptera: Formicidae) are one of the most diverse groups of social insects worldwide, found in a variety of ecosystems. Studies on ants have been conducted in Panama and are ongoing. The objective of this literature review was to establish a list of ant morphospecies reported in Panama. The methodology encompassed an examination of the primary databases and reports concerning ant morphospecies in Panama. According to the information consulted, there are an estimated 11 subfamilies, 90 genera, and 681 morphospecies (including species and subspecies) in Panama, distributed across various ecosystems. In conclusion, ants are one of the most diverse groups of insects in Panama, with a significant impact on agriculture and the environment.

Keywords: biodiversity, ecology, ecosystem, social insects

Introducción

Las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) constituyen un grupo de insectos de suma relevancia en los ecosistemas de Panamá y el mundo. Se estima que a nivel mundial existen 16 subfamilias, 348 géneros, 62 subgéneros, 14 517 especies, 1 730 subespecies de hormigas (AntWeb, 2025; AntWiki, 2025). Las hormigas tienen un importante papel dentro del reciclaje de nutrientes en el suelo y transformación de materia orgánica dentro de ecosistemas donde son parte de cadenas tróficas de alimentos, además de actuar directamente en la multiplicación de diversas especies de plantas (Tschinkel, 2021; Jackson, 2025).

Es un grupo de amplia diversidad regional y cosmopolitas que presentan diversas formas, tamaños y coloración que se encuentra desde 0 hasta más de 1 500 m.s.n.m. en trópicos, subtrópicos y zonas templadas, que les permiten vivir en diferentes medios ecológicos y agroecológicos, que incluyen hojarasca, suelo, bosques, sabanas y plantaciones agrícolas donde pueden llegar a construir complejas estructuras arquitectónicas como nidos en el suelo y nidos en los árboles (Tschinkel, 2021; Portuondo y Matos, 2022).

En Panamá, que está ubicado en la región Neotropical, se estima una alta diversidad de hormigas entre especies y subespecies, pero a pesar de ello en Panamá no se cuenta con un listado de todas



las morfoespecies de hormigas reportadas en este momento en el país, tomando en cuenta la importancia que tiene este elemento para futuros estudios taxonómicos y ecológicos de tan importante y complejo grupo de insectos. El objetivo de la presente revisión de literatura fue establecer un listado de las morfoespecies de hormigas reportadas en la actualidad en Panamá.

Materiales y métodos

El presente trabajo es de carácter exploratorio y descriptivo, asociado a las morfoespecies de hormigas registradas en Panamá. Se revisaron las principales bases de datos y catálogos de registros de hormigas en Panamá. Esto incluyó principalmente las referencias de Mackay y Mackay (1989); Hölldobler y Wilson (1990); Quintero y Aiello (1992); Maes y Mackay (1993); Bolton (1994,1995); Sema y Vergara (2001); Vergara-Navarro y colaboradores (2013); Gutiérrez (2014); Fernández y colaboradores (2019); Murgas y colaboradores (2023); AntWeb (2025); AntWiki (2025); GBIF Secretariat (2025); Smithsonian Tropical Research Institute (2025). Esta información fue complementada con estudios específicos de especies de hormigas presentes en Panamá a manera de ejemplo. Se utilizó un total de 26 referencias bibliográficas pertinentes a la temática estudiada.

A partir de dicha información se contabilizó el número total y se estimó el porcentaje de subfamilias, géneros y el total entre morfoespecies, especies y subespecies, de hormigas presentes en Panamá.

Resultados y discusión

En Panamá, según la información consultada, se estima un total de 681 morfoespecies, entre especies y subespecies (Tabla 1).

Tabla 1.
Listado de morfoespecies (especies y subespecies) de hormigas reportadas en Panamá.

No.	Especies	Subfamilia
1	<i>Acanthognathus brevicornis</i> Smith, M.R., 1944	Myrmicinae
2	<i>Acanthognathus ocellatus</i> Mayr, 1887	Myrmicinae
3	<i>Acanthognathus teledectus</i> Brown & Kempf, 1969	Myrmicinae
4	<i>Acanthoponera minor</i> (Forel, 1899)	Ectatomminae
5	<i>Acromyrmex coronatus</i> (Fabricius, 1804)	Myrmicinae
6	<i>Acromyrmex coronatus panamensis</i> Forel, 1899	Myrmicinae
7	<i>Acromyrmex echinator</i> Forel, 1899	Myrmicinae
8	<i>Acromyrmex insinator</i> Schultz, Bekkevoold & Boomsma, 1998	Myrmicinae
9	<i>Acromyrmex octospinosus</i> (Reich, 1793)	Myrmicinae
10	<i>Acropyga exsanguis</i> Wheeler, W.M., 1909	Formicinae
11	<i>Acropyga goeldii</i> Forel, 1893	Formicinae
12	<i>Acropyga oreithauma</i> LaPolla, Williams & Fan, 2017	Formicinae
13	<i>Acropyga panamensis</i> Weber, 1944	Formicinae
14	<i>Acropyga smithii</i> Forel, 1893	Formicinae
15	<i>Adelomyrmex laevigatus</i> Mackay, 2003	Myrmicinae
16	<i>Adelomyrmex tristani</i> (Menozi, 1931)	Myrmicinae
17	<i>Adelomyrmex myops</i> (Wheeler, W.M., 1910)	Myrmicinae
18	<i>Alfaria minuta</i> (Emery, 1896)	Ectatomminae
19	<i>Alfaria simulans</i> Emery, 1896	Ectatomminae
20	<i>Anochetus diegensis</i> Forel, 1912	Ponerinae
21	<i>Anochetus mayri</i> Emery, 1884	Ponerinae
22	<i>Anochetus orchidicola</i> Brown, 1978	Ponerinae
23	<i>Anochetus striatulus</i> Emery, 1890	Ponerinae
24	<i>Aphaenogaster araneoides</i> Emery 1890	Myrmicinae
25	<i>Aphaenogaster brevicollis</i> Forel, 1899	Myrmicinae
26	<i>Aphaenogaster inermis</i> Forel, 1899	Myrmicinae
27	<i>Aphaenogaster phalangium</i> Emery, 1890	Myrmicinae
28	<i>Apterostigma auriculatum</i> Wheeler, W.M., 1925	Myrmicinae
29	<i>Apterostigma chochoense</i> Lattke, 1997	Myrmicinae
30	<i>Apterostigma collare</i> Emery, 1896	Myrmicinae
31	<i>Apterostigma dentigerum</i> Wheeler, W.M., 1925	Myrmicinae
32	<i>Apterostigma goniodes</i> Lattke, 1997	Myrmicinae
33	<i>Apterostigma ierense</i> Weber, 1937	Myrmicinae
34	<i>Apterostigma manni</i> Weber, 1938	Myrmicinae
35	<i>Apterostigma pilosum</i> Mayr, 1865	Myrmicinae
36	<i>Apterostigma robustum</i> Emery, 1896	Myrmicinae
37	<i>Apterostigma trinitatis</i> Weber, 1940	Myrmicinae



38	<i>Apterostigma turgidum</i> Latke, 1997	Myrmicinae
39	<i>Atta cephalotes</i> Linnaeus, 1758	Formicidae
40	<i>Atta colombica</i> Guérin-Méneville, 1844	Formicidae
41	<i>atta mexicana</i> (Smith, 1858)	Formicidae
42	<i>Atta sexdens</i> Linnaeus, 1758	Formicidae
43	<i>Azteca alfari</i> Emery, 1893	Dolichoderinae
44	<i>Azteca aurita</i> Emery, 1893	Dolichoderinae
45	<i>Azteca beltii</i> Emery, 1893	Dolichoderinae
46	<i>Azteca brevis</i> Forel, 1899	Dolichoderinae
47	<i>Azteca chartifex</i> Forel, 1986	Dolichoderinae
48	<i>Azteca christophersenii</i> Forel, 1912	Dolichoderinae
49	<i>Azteca coeruleipennis</i> Emery, 1893	Dolichoderinae
50	<i>Azteca constructor</i> Emery, 1896	Dolichoderinae
51	<i>Azteca diabolica</i> Guerrero, et al., 2010	Dolichoderinae
52	<i>Azteca flavigaster</i> Longino, 2007	Dolichoderinae
53	<i>Azteca forelii</i> Emery, 1893	Dolichoderinae
54	<i>Azteca gnava</i> Forel, 1906	Dolichoderinae
55	<i>Azteca godmani</i> Forel, 1899	Dolichoderinae
56	<i>Azteca instabilis</i> (Smith, F., 1862)	Dolichoderinae
57	<i>Azteca isthmica</i> Wheeler, W.M., 1942	Dolichoderinae
58	<i>Azteca lallemandi</i> Forel, 1899	Dolichoderinae
59	<i>Azteca longiceps</i> Emery, 1893	Dolichoderinae
60	<i>Azteca nigra</i> Forel, 1912	Dolichoderinae
61	<i>Azteca nigricans</i> Forel, 1899	Dolichoderinae
62	<i>Azteca pilosula</i> Forel, 1899	Dolichoderinae
63	<i>Azteca pittieri</i> Forel, 1899	Dolichoderinae
64	<i>azteca quadriceps</i> J. Longino (1985)	Dolichoderinae
65	<i>Azteca schimperi</i> Emery, 1893	Dolichoderinae
66	<i>Azteca sericeasur</i> Longino, 2007	Dolichoderinae
67	<i>Azteca snellingi</i> Guerrero, et al., 2010	Dolichoderinae
68	<i>Azteca subopaca</i> Forel, 1899	Dolichoderinae
69	<i>Azteca theresiae menceps</i> Forel, 1912	Dolichoderinae
70	<i>Azteca trigona</i> Emery, 1893	Dolichoderinae
71	<i>Azteca velox</i> Forel, 1899	Dolichoderinae
72	<i>Brachymyrmex admotus</i> Mayr, 1887	Formicinae
73	<i>Brachymyrmex australis</i> Forel, 1901	Formicinae
74	<i>Brachymyrmex coactus</i> Mayr, 1887	Formicinae
75	<i>Brachymyrmex degener</i> Emery, 1906	Formicinae
76	<i>Brachymyrmex gagates</i> Wheeler, 1934	Formicinae
77	<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	Formicinae
78	<i>Brachymyrmex minutus</i> Forel, 1893	Formicinae
79	<i>brachymyrmex obscurior</i> Forel, 1893	Formicinae



80	<i>Brachymyrmex patagonicus</i> Mayr, 1868	Formicinae
81	<i>Brachymyrmex pictus</i> Mayr, 1887	Formicinae
82	<i>Brachymyrmex santschii</i> Menozzi, 1927	Formicinae
83	<i>Camponotus abdominalis</i> (Fabricius, 1804)	Formicinae
84	<i>Camponotus abscisus</i> Roger, 1863	Formicinae
85	<i>Camponotus ager</i> (Smith, 1858)	Formicinae
86	<i>Camponotus arboreus</i> Smith, F., 1858	Formicinae
87	<i>Camponotus atriceps</i> Smith, F., 1858	Formicinae
88	<i>Camponotus bidens</i> Mayr, 1870	Formicinae
89	<i>Camponotus blandus pronotalis</i> Santschi, 1936	Formicinae
90	<i>Camponotus brettesi</i> Forel, 1899	Formicinae
91	<i>Camponotus brettesi canalis</i> Forel, 1912	Formicinae
92	<i>Camponotus brevipilis</i> Mackay, 2025	Formicinae
93	<i>Camponotus brevis</i> Forel, 1899	Formicinae
94	<i>Camponotus brevis obscurifrons</i> Santschi, 1936	Formicinae
95	<i>Camponotus bugnioni</i> Forel, 1899	Formicinae
96	<i>Camponotus canescens</i> Mayr, 1870	Formicinae
97	<i>Camponotus canescens stomatus</i> Santschi, 1925	Formicinae
98	<i>Camponotus championi</i> Forel, 1899	Formicinae
99	<i>Camponotus chartifex</i> Smith, F., 1860	Formicinae
100	<i>Camponotus christopherseni</i> Forel, 1912	Formicinae
101	<i>Camponotus claviscapus</i> Forel, 1899	Formicinae
102	<i>Camponotus conspicuus</i> Smith, F., 1858	Formicinae
103	<i>Camponotus constructor</i> Forel, 1899	Formicinae
104	<i>Camponotus cordincola</i> Wheeler, W.M., 1934	Formicinae
105	<i>Camponotus coruscus</i> Smith, F., 1862	Formicinae
106	<i>Camponotus excisus</i> Mayr, 1870	Formicinae
107	<i>Camponotus godmani</i> Forel, 1899	Formicinae
108	<i>Camponotus indianus</i> Forel, 1879	Formicinae
109	<i>Camponotus juliae</i> Emery, 1903	Formicinae
110	<i>Camponotus landolti</i> Forel, 1879	Formicinae
111	<i>Camponotus lespesii</i> Forel, 1886	Formicinae
112	<i>Camponotus lindigi</i> Mayr, 1870	Formicinae
113	<i>Camponotus linnaei</i> Forel, 1886	Formicinae
114	<i>Camponotus mucronatus</i> Emery, 1890	Formicinae
115	<i>Camponotus nitidior</i> Santschi, 1921	Formicinae
116	<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870	Formicinae
117	<i>camponotus obreptivus</i> Forel, 1899	Formicinae
118	<i>Camponotus panamensis</i> Fernández, 2002	Formicinae
119	<i>Camponotus planatus</i> Roger, 1863	Formicinae
120	<i>Camponotus rectangularis</i> Emery, 1890	Formicinae
121	<i>Camponotus salvini</i> Forel, 1899	Formicinae



122	<i>Camponotus sanctaefidei</i> Dalla Torre, 1892	Formicinae
123	<i>Camponotus senex</i> Smith, F., 1858	Formicinae
124	<i>Camponotus sericeiventris</i> (Guerin-Meneville, 1838)	Formicinae
125	<i>Camponotus sericeiventris otoquensis</i> Wheeler, W.M., 1931	Formicinae
126	<i>Camponotus sericeiventris satrapus</i> Wheeler, W.M. 1931	Formicinae
127	<i>Camponotus sexguttatus</i> Fabricius, 1793	Formicinae
128	<i>Camponotus simillimus</i> (Smith, F., 1862)	Formicinae
129	<i>Camponotus striatus</i> (Smith, F., 1862)	Formicinae
130	<i>Camponotus substitutus</i> Emery, 1894	Formicinae
131	<i>Camponotus textor</i> Forel, 1899	Formicinae
132	<i>Camponotus tonduzi</i> Forel, 1899	Formicinae
133	<i>Camponotus traili</i> Mayr, 1878	Formicinae
134	<i>Camponotus zoc</i> Forel, 1879	Formicinae
135	<i>Camponotus zonatus</i> Emery, 1894	Formicinae
136	<i>Carebara brevopilosa</i> Fernández, 2004	Myrmicinae
137	<i>Carebara panamensis</i> Wheeler, W.M., 1925	Myrmicinae
138	<i>Carebara reina</i> Fernandez, 2004	Myrmicinae
139	<i>Carebara urichi</i> Wheeler, W.M., 1922	Myrmicinae
140	<i>Centromyrmex alfaroi</i> Emery, 1890	Ponerinae
141	<i>Cephalotes alfaroi</i> Emery, 1890	Dorylinae
142	<i>Cephalotes atratus</i> Linnaeus, 1758	Dorylinae
143	<i>Cephalotes basalis</i> Smith, F., 1876	Dorylinae
144	<i>Cephalotes christophersenii</i> Forel, 1912	Dorylinae
145	<i>Cephalotes cordiventris</i> (Santschi, 1931)	Dorylinae
146	<i>Cephalotes cristatus</i> (Emery, 1890)	Dorylinae
147	<i>Cephalotes foliaceus</i> Emery, 1906	Dorylinae
148	<i>Cephalotes grandinosus</i> Smith, F., 1860	Dorylinae
149	<i>Cephalotes maculatus</i> Smith, F., 1876	Dorylinae
150	<i>Cephalotes minutus</i> Fabricius, 1804	Dorylinae
151	<i>Cephalotes multispinosus</i> Norton, 1868	Dorylinae
152	<i>Cephalotes pallens</i> Klug, 1824	Dorylinae
153	<i>Cephalotes porrasi</i> (Wheeler, W.M., 1942)	Dorylinae
154	<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)	Dorylinae
155	<i>Cephalotes scutulatus</i> Smith, F., 1867	Dorylinae
156	<i>Cephalotes setulifer</i> Emery, 1894	Dorylinae
157	<i>Cephalotes umbraculatus</i> Fabricius, 1804	Dorylinae
158	<i>Cheliomyrmex morosus</i> (Smith, F. 1859)	Formicidae
159	<i>Crematogaster abstinens</i> Forel, 1899	Myrmicinae
160	<i>Crematogaster arcuata</i> Forel, 1899	Myrmicinae
161	<i>Crematogaster acuta</i> Fabricius, 1804	Myrmicinae
162	<i>Crematogaster ampla</i> Forel, 1912	Myrmicinae
163	<i>Crematogaster arcuata</i> Forel, 1899	Myrmicinae



164	<i>Crematogaster brasiliensis</i> Mayr, 1878	Myrmicinae
165	<i>Crematogaster bryophilia</i> Longino, 2003	Myrmicinae
166	<i>Crematogaster carinata</i> Mayr, 1862	Myrmicinae
167	<i>Crematogaster crinosa</i> Mayr, 1862	Myrmicinae
168	<i>Crematogaster curvispinosa</i> Mayr, 1862	Myrmicinae
169	<i>Crematogaster curvispinosa</i> var. <i>panamana</i> Wheeler, 1942	Myrmicinae
170	<i>Crematogaster distans</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
171	<i>Crematogaster erecta</i> Mayr, 1866	Myrmicinae
172	<i>Crematogaster flavomicrops</i> Longino, 2003	Myrmicinae
173	<i>Crematogaster flavosensitiva</i> Longino, 2003	Myrmicinae
174	<i>Crematogaster limata</i> Smith, F., 1858	Myrmicinae
175	<i>crematogaster longispina</i> Emery, 1890	Myrmicinae
176	<i>Crematogaster montezumia</i> Smith, F., 1858	Myrmicinae
177	<i>Crematogaster nigropilosa</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
178	<i>Crematogaster obscurata</i> Emery, 1895	Myrmicinae
179	<i>Crematogaster rochai</i> Forel, 1903	Myrmicinae
180	<i>Crematogaster sotobosque</i> Longino, 2003	Myrmicinae
181	<i>Crematogaster stollii</i> Forel, 1885	Myrmicinae
182	<i>Crematogaster tenuicula</i> Forel, 1904	Myrmicinae
183	<i>Crematogaster torosa</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
184	<i>Cylindromyrmex godmani</i> Forel, 1899	Dorylinae
185	<i>Cylindromyrmex meinerti</i> Forel, 1905	Dorylinae
186	<i>Cyphomyrmex castagnei</i> MacKay & Baena, 1993	Dorylinae
187	<i>Cyphomyrmex cornutus</i> Kempf, 1968	Myrmicinae
188	<i>Cyphomyrmex costatus</i> Mann, 1922	Myrmicinae
189	<i>Cyphomyrmex hamulatus</i> Weber, 1938	Myrmicinae
190	<i>Cyphomyrmex longiscapus</i> Weber, 1940	Myrmicinae
191	<i>Cyphomyrmex minutus</i> Mayr, 1862	Myrmicinae
192	<i>Cyphomyrmex muelleri</i> Schultz & Solomon, 2002	Myrmicinae
193	<i>Cyphomyrmex rimosus</i> Spinola, 1851	Myrmicinae
194	<i>Cyphomyrmex salvini</i> Forel, 1899	Myrmicinae
195	<i>Cyphomyrmex strigatus</i> Mayr, 1887	Myrmicinae
196	<i>Discothyrea horni</i> Menozzi, 1927	Proceratiinae
197	<i>Discothyrea humilis</i> Weber, 1939	Proceratiinae
198	<i>Discothyrea isthmica</i> Weber, 1940	Proceratiinae
199	<i>Dolichoderus bispinosus</i> Olivier, 1792	Dolichoderinae
200	<i>Dolichoderus curvilobus</i> (Latke, 1987)	Dolichoderinae
201	<i>Dolichoderus debilis</i> Emery, 1890	Dolichoderinae
202	<i>Dolichoderus decollatus</i> Smith, 1858	Dolichoderinae
203	<i>Dolichoderus diversus</i> Emery, 1894	Dolichoderinae
204	<i>Dolichoderus imitator</i> Emery, 1894	Dolichoderinae
205	<i>Dolichoderus lamellosus</i> (Mayr, 1870)	Dolichoderinae



206	<i>Dolichoderus laminatus</i> Mayr, 1870	Dolichoderinae
207	<i>Dolichoderus lutosus</i> Smith, F., 1858	Dolichoderinae
208	<i>Dolichoderus shattucki</i> Mackay, 1993	Dolichoderinae
209	<i>Dolichoderus validus</i> Kempf, 1959	Dolichoderinae
210	<i>Dorymyrmex brunneus</i> Forel, 1908	Dolichoderinae
211	<i>Dorymyrmex insanus</i> (Buckley, 1866)	Dolichoderinae
212	<i>Dorymyrmex pyramicus mesonotalis</i> Forel, 1912	Dolichoderinae
213	<i>Eciton burchellii</i> Westwood, 1842	Dorylinae
214	<i>Eciton burchellii foreli</i> Mayr, 1886	Dorylinae
215	<i>Eciton burchellii parvispinum</i> Forel, 1899	Dorylinae
216	<i>Eciton dulcium</i> Forel, 1912	Dorylinae
217	<i>Eciton dulcium crassinode</i> Borgmeier, 1955	Dorylinae
218	<i>Eciton hamatum</i> Fabricius, 1782	Dorylinae
219	<i>Eciton jansoni</i> Forel, 1912	Dorylinae
220	<i>Eciton lucanoides conquistador</i> Weber, 1949	Dorylinae
221	<i>Eciton mexicanum</i> Roger, 1863	Dorylinae
222	<i>Eciton mexicanum panamense</i> Borgmeier, 1955	Dorylinae
223	<i>Eciton rapax</i> (Smith, 1855)	Dorylinae
224	<i>Eciton vagans angustatum</i> Roger, 1863	Dorylinae
225	<i>Eciton vagans</i> Olivier, 1792	Dorylinae
226	<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, F., 1858	Ectatomminae
227	<i>Ectatomma confine</i> Mayr, 1870	Ectatomminae
228	<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	Ectatomminae
229	<i>Ectatomma gibbum</i> Kugler & Brown, 1982	Ectatomminae
230	<i>Ectatomma ruidum</i> Roger, 1860	Ectatomminae
231	<i>Ectatomma tuberculatum</i> Olivier, 1792	Ectatomminae
232	<i>Eurhopalothrix bolau</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
233	<i>Eurhopalothrix gravis</i> (Mann, 1922)	Myrmicinae
234	<i>Eurhopalothrix ortizae</i> Longino, 2013	Myrmicinae
235	<i>Eurhopalothrix schmidti</i> (Menozzi, 1936)	Myrmicinae
236	<i>Eurhopalothrix xibalba</i> Longino, 2013	Myrmicinae
237	<i>Forelius pruinosus</i> (Roger, 1863)	Dolichoderinae
238	<i>Fulakora agostii</i> (Lacau & Delabie, 2002)	Amblyoponinae
239	<i>Fulakora orizabana</i> (Brown, 1960)	Amblyoponinae
240	<i>Gnamptogenys andersoni</i> MacKay & Mackay, 2008	Amblyoponinae
241	<i>Gnamptogenys annulata</i> Mayr, 1887	Amblyoponinae
242	<i>Gnamptogenys banksi</i> (Wheeler, 1930)	Amblyoponinae
243	<i>Gnamptogenys biquetra</i> Latke, 2002	Amblyoponinae
244	<i>Gnamptogenys bispinosa</i> (Emery, 1890)	Amblyoponinae
245	<i>Gnamptogenys concinna</i> Smith, F., 1858	Amblyoponinae
246	<i>Gnamptogenys continua</i> Mayr, 1887	Amblyoponinae
247	<i>Gnamptogenys hartmani</i> Wheeler, W.M., 1915	Amblyoponinae



248	<i>Gnamptogenys horni</i> Santschi, 1929	Amblyoponinae
249	<i>Gnamptogenys minuta</i> (Emery, 1896)	Amblyoponinae
250	<i>Gnamptogenys mordax</i> Smith, F., 1858	Amblyoponinae
251	<i>Gnamptogenys regularis</i> Mayr, 1870	Amblyoponinae
252	<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1884	Amblyoponinae
253	<i>Gnamptogenys strigata</i> (Norton, 1868)	Amblyoponinae
254	<i>Gnamptogenys sulcata</i> Smith, F., 1858	Amblyoponinae
255	<i>Gnamptogenys transversa</i> Latke, 1995	Amblyoponinae
256	<i>Gnamptogenys triangularis</i> (Mayr, 1887)	Amblyoponinae
257	<i>Heteroponera panamensis</i> Forel, 1899	Ectatomminae
258	<i>Holcoponera auricula</i> (MacKay & Mackay, 2008)	Ectatomminae
259	<i>Holcoponera bisulca</i> (Kempf & Brown, 1968)	Ectatomminae
260	<i>Holcoponera striatula</i> (Mayr, 1884)	Ectatomminae
261	<i>Holcoponera strigata</i> (Norton, 1868)	Ectatomminae
262	<i>Hylomyrma blandiens</i> Kempf, 1961	Myrmicinae
263	<i>Hylomyrma dentiloba</i> Santschi, 1931	Myrmicinae
264	<i>Hylomyrma jeronimae</i> Ulysséa, 2021	Myrmicinae
265	<i>Hylomyrma montana</i> Peirce, Branstetter & Longino, 2017	Myrmicinae
266	<i>Hylomyrma versuta</i> Kempf, 1973	Myrmicinae
267	<i>Hypoconera distinguenda</i> (Emery, 1890)	Ponerinae
268	<i>Hypoconera foeda</i> (Forel, 1893)	Ponerinae
269	<i>Hypoconera nitidula</i> (Emery, 1890)	Ponerinae
270	<i>Hypoconera opaciceps</i> (Mayr, 1887)	Ponerinae
271	<i>Hypoconera opacior</i> (Forel, 1893)	Ponerinae
272	<i>Hypoconera perplexa</i> Mann, 1922	Ponerinae
273	<i>Labidus coecus</i> Latreille, 1802	Dorylinae
274	<i>Labidus praedator</i> Smith, F., 1858	Dorylinae
275	<i>Lachnomyrmex haskinsi</i> Smith, M.R., 1944	Myrmicinae
276	<i>Lachnomyrmex longinoi</i> Feitosa & Brandao, 2008	Myrmicinae
277	<i>Lachnomyrmex mackayi</i> Feitosa & Brandao, 2008	Myrmicinae
278	<i>Lachnomyrmex scrobiculatus</i> Wheeler, W.M., 1910	Myrmicinae
279	<i>Lenomyrmex costatus</i> Fernández & Palacio, 1999	Myrmicinae
280	<i>Leptanilloides</i> sp.	Dorylinae
281	<i>Leptogenys cuneata</i> Latke, 2011	Ponerinae
282	<i>Leptogenys famelica</i> Emery, 1896	Ponerinae
283	<i>Leptogenys gatu</i> Latke, 2011	Ponerinae
284	<i>Leptogenys imperatrix</i> Mann, 1922	Ponerinae
285	<i>Leptogenys josephi</i> MacKay & Mackay, 2004	Ponerinae
286	<i>Leptogenys montuosa</i> Latke, 2011	Ponerinae
287	<i>Leptogenys pubiceps</i> Emery, 1890	Ponerinae
288	<i>Leptogenys punctaticeps</i> Emery, 1890	Ponerinae
289	<i>Leptogenys pusilla</i> (Emery, 1890)	Ponerinae



290	<i>Leptogenys ritae</i> Forel, 1899	Ponerinae
291	<i>Leptogenys serrata</i> Latke, 2011	Ponerinae
292	<i>Leptogenys vogeli</i> Borgmeier, 1933	Ponerinae
293	<i>Leptogenys volcanica</i> Latke, 2011	Ponerinae
294	<i>Leptogenys wheeleri</i> Forel, 1901	Ponerinae
295	<i>Linepithema angulatum</i> (Emery, 1894)	Dolichoderinae
296	<i>Linepithema dispertitum</i> Forel, 1885	Dolichoderinae
297	<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)	Dolichoderinae
298	<i>Linepithema iniquum</i> (Mayr, 1870)	Dolichoderinae
299	<i>Mayaponera arhuaca</i> (Forel, 1901)	Ponerinae
300	<i>Mayaponera becculata</i> (MacKay & Mackay, 2010)	Ponerinae
301	<i>Mayaponera constricta</i> Mayr, 1884	Ponerinae
302	<i>Megalomyrmex adamsae</i> Longino, 2010	Myrmicinae
303	<i>Megalomyrmex drifti</i> Kempf, 1961	Myrmicinae
304	<i>Megalomyrmex foreli</i> Emery, 1890	Myrmicinae
305	<i>Megalomyrmex incisus</i> Smith, M.R., 1947	Myrmicinae
306	<i>Megalomyrmex longinoi</i> Boudinot, Sumnicht & Adams, 2013 39	Myrmicinae
307	<i>Megalomyrmex milena</i> Boudinot, Sumnicht & Adams, 2013 45	Myrmicinae
308	<i>Megalomyrmex miri</i> Brandão, 1990 48	Myrmicinae
309	<i>Megalomyrmex modestus</i> Emery, 1896	Myrmicinae
310	<i>Megalomyrmex mondaboroides</i> Longino, 2010	Myrmicinae
311	<i>Megalomyrmex nocarina</i> Longino, 2010 55	Myrmicinae
312	<i>Megalomyrmex peetersi</i> Prado & Adams, 2020	Myrmicinae
313	<i>Megalomyrmex silvestrii</i> Wheeler, W.M., 1909	Myrmicinae
314	<i>Megalomyrmex symmetochus</i> Wheeler, W.M., 1925	Myrmicinae
315	<i>Megalomyrmex wallacei</i> Mann, 1916 66	Myrmicinae
316	<i>Megalomyrmex wettereri</i> Brandão, 2003	Myrmicinae
317	<i>Monomorium ebeninum</i> Forel, 1891	Myrmicinae
318	<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851)	Myrmicinae
319	<i>Monomorium pharaonis</i> Linnaeus, 1758	Myrmicinae
320	<i>Mycetomoellerius isthmicus</i> (Santschi, 1931)	Myrmicinae
321	<i>Mycetomoellerius janildae</i> Santos, Chaul & Serrão, 2025	Myrmicinae
322	<i>Mycetomoellerius mikromelanos</i> Cardenas, Schultz, & Adams, 2021	Myrmicinae
323	<i>Mycetomoellerius opulentus</i> (Mann, 1922)	Myrmicinae
324	<i>Mycetomoellerius urichii</i> (Forel, 1893)	Myrmicinae
325	<i>Mycetomoellerius zeteki</i> (Weber, 1940)	Myrmicinae
326	<i>Mycetophylax snellingi</i> (Mackay & Serna, 2010)	Myrmicinae
327	<i>Mycetophylax strigatus</i> Mayr, 1887	Myrmicinae
328	<i>Mycocarpus curvispinosus</i> Mackay, 1998	Myrmicinae
329	<i>Mycocarpus goeldii</i> Forel, 1893	Myrmicinae
330	<i>Mycocarpus smithii</i> Forel, 1893	Myrmicinae
331	<i>Mycocarpus tardus</i> Weber, 1940	Myrmicinae



332	<i>Myrmelachista cooperi</i> Gregg, 1951	Formicinae
333	<i>Myrmelachista longinoda</i> Forel, 1899	Formicinae
334	<i>Myrmelachista mexicana</i> Wheeler, W.M. 1934	Formicinae
335	<i>Myrmelachista zeledoni</i> Emery, 1896	Formicinae
336	<i>Myrmicocrypta dilacerata</i> Forel, 1885	Myrmicinae
337	<i>Myrmicocrypta ednaella</i> Mann, 1922	Myrmicinae
338	<i>Myrmicocrypta subnitida</i> Forel, 1899	Myrmicinae
339	<i>Neivamyrmex compressinodis</i> Borgmeier, 1953	Dorylinae
340	<i>Neivamyrmex foveolatus</i> Borgmeier, 1953	Dorylinae
341	<i>Neivamyrmex gibbatus</i> Borgmeier, 1953	Dorylinae
342	<i>Neivamyrmex guyanensis</i> Santschi, 1916	Dorylinae
343	<i>Neivamyrmex halidaii</i> Shuckard, 1840	Dorylinae
344	<i>Neivamyrmex longiscapus</i> Borgmeier, 1953	Dorylinae
345	<i>Neivamyrmex pilosus</i> (Smith, 1859)	Dorylinae
346	<i>Neivamyrmex postcarinatus</i> Borgmeier, 1953	Dorylinae
347	<i>Neivamyrmex puerulus</i> Borgmeier, 1955	Dorylinae
348	<i>Neivamyrmex pulchellus</i> Borgmeier, 1955	Dorylinae
349	<i>Neivamyrmex pullus</i> Borgmeier, 1953	Dorylinae
350	<i>Neivamyrmex rosenbergi</i> Forel, 1911	Dorylinae
351	<i>Neivamyrmex scutellaris</i> Borgmeier, 1953	Dorylinae
352	<i>Neivamyrmex spatulatus</i> Borgmeier, 1939	Dorylinae
353	<i>Neivamyrmex spoliator</i> Forel, 1899	Dorylinae
354	<i>Neivamyrmex swainsonii</i> Shuckard, 1840	Dorylinae
355	<i>Neoponera aenescens</i> Mayr, 1870	Ponerinae
356	<i>Neoponera antecurvata</i> MacKay & Mackay, 2010	Ponerinae
357	<i>Neoponera apicalis</i> Latreille, 1802	Ponerinae
358	<i>Neoponera bactronica</i> Fernandes, De Oliveira & Delabie, 2014	Ponerinae
359	<i>Neoponera bugabensis</i> (Forel, 1899)	Ponerinae
360	<i>Neoponera carinulata</i> (Roger, 1861)	Ponerinae
361	<i>Neoponera cavinodis</i> (Mann, 1916)	Ponerinae
362	<i>Neoponera crenata</i> Roger, 1861	Ponerinae
363	<i>Neoponera curvinodis</i> Forel, 1899	Ponerinae
364	<i>Neoponera fisheri</i> (MacKay & Mackay, 2010)	Ponerinae
365	<i>Neoponera foetida</i> Linnaeus, 1758	Ponerinae
366	<i>Neoponera inversa</i> (Smith, F., 1858)	Ponerinae
367	<i>Neoponera laevigata</i> Smith, F., 1858	Ponerinae
368	<i>Neoponera lineaticeps</i> Mayr, 1866	Ponerinae
369	<i>Neoponera mashpi</i> Troya & Lattke, 2022	Ponerinae
370	<i>Neoponera obscuricornis</i> Emery, 1890	Ponerinae
371	<i>Neoponera striatinodis</i> Emery, 1890	Ponerinae
372	<i>Neoponera theresiae</i> Forel, 1899	Ponerinae
373	<i>Neoponera unidentata</i> Mayr, 1862	Ponerinae



374	<i>Neoponera verena</i> Forel, 1922	Ponerinae
375	<i>Neoponera villosa</i> Fabricius, 1804	Ponerinae
376	<i>Nesomyrmex asper</i> (Mayr, 1887)	Myrmicinae
377	<i>Nesomyrmex echinatinodis</i> Forel, 1886	Myrmicinae
378	<i>Nesomyrmex pittieri</i> Forel, 1899	Myrmicinae
379	<i>Nesomyrmex pleuriticus</i> (Kempf, 1959)	Myrmicinae
380	<i>Nesomyrmex tonsuratus</i> Kempf, 1959	Myrmicinae
381	<i>Nomamyrmex esenbeckii</i> (Westwood, 1842)	Dorylinae
382	<i>Nomamyrmex hartigii</i> Westwood, 1842	Dorylinae
383	<i>Nylanderia steinheili</i> (Forel, 1893)	Formicinae
384	<i>Nylanderia fulva</i> (Mayr, 1862)	Formicinae
385	<i>Octostruma amrishi</i> (Makhan, 2007)	Myrmicinae
386	<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	Myrmicinae
387	<i>Octostruma convallisur</i> Longino, 2013	Myrmicinae
388	<i>Octostruma excertirugis</i> Longino, 2013	Myrmicinae
389	<i>Octostruma gymnogon</i> Longino, 2013	Myrmicinae
390	<i>Octostruma iheringi</i> (Emery, 1888)	Myrmicinae
391	<i>Octostruma limbifrons</i> Longino, 2013	Myrmicinae
392	<i>Octostruma megabalzani</i> Longino, 2013	Myrmicinae
393	<i>Octostruma obtusidens</i> Longino, 2013	Myrmicinae
394	<i>Octostruma stenoscapa</i> Palacio, 1997	Myrmicinae
395	<i>Octostruma triquetrilabrum</i> Longino, 2013	Myrmicinae
396	<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892	Ponerinae
397	<i>Odontomachus chelifer</i> Latreille, 1802	Ponerinae
398	<i>Odontomachus erythrocephalus</i> Emery, 1890	Ponerinae
399	<i>Odontomachus haematodus</i> Linnaeus, 1758	Ponerinae
400	<i>Odontomachus hastatus</i> Fabricius, 1804	Ponerinae
401	<i>Odontomachus laticeps</i> Roger, 1861	Ponerinae
402	<i>Odontomachus minutus</i> Emery, 1894	Ponerinae
403	<i>Odontomachus opaciventris</i> Forel, 1899	Ponerinae
404	<i>Odontomachus panamensis</i> Forel, 1899	Ponerinae
405	<i>Odontomachus ruginodis</i> Smith, M.R. 1937	Ponerinae
406	<i>Pachycondyla apicalis</i> (Latreille, 1802)	Ponerinae
407	<i>Pachycondyla foetida</i> (Olivier, 1791)	Ponerinae
408	<i>Pachycondyla harpax</i> Fabricius, 1804	Ponerinae
409	<i>Pachycondyla impressa</i> (Roger, 1861)	Ponerinae
410	<i>Pachycondyla lavigata</i> (Smith, 1858)	Ponerinae
411	<i>Pachycondyla purpurascens</i> Forel, 1899	Ponerinae
412	<i>Pachycondyla stigma</i> (Fabricius, 1804)	Ponerinae
413	<i>Pachycondyla striata</i> Smith, 1858	Ponerinae
414	<i>Pachycondyla unidentata</i> (Mayr, 1862)	Ponerinae
415	<i>Pachycondyla villosa</i> (Fabricius, 1804)	Ponerinae



416	<i>Paraponera clavata</i> Fabricius, 1775	Paraponerinae
417	<i>Paratrachymyrmex bugnioni</i> Forel, 1912	Myrmicinae
418	<i>Paratrachymyrmex cornetzi</i> (Forel, 1912)	Myrmicinae
419	<i>Paratrechina longicornis</i> Latreille, 1802	Formicinae
420	<i>Pheidole aculifera</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
421	<i>Pheidole alfaroi</i> Emery, 1896	Myrmicinae
422	<i>Pheidole anastasii</i> Emery, 1896	Myrmicinae
423	<i>Pheidole biconstricta</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
424	<i>Pheidole bicornis</i> Forel, 1899	Myrmicinae
425	<i>Pheidole bilimeki</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
426	<i>Pheidole boliviana</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
427	<i>Pheidole calens</i> Forel, 1901	Myrmicinae
428	<i>Pheidole caltrop</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
429	<i>Pheidole carapuna</i> Mann, 1916	Myrmicinae
430	<i>Pheidole cerina</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
431	<i>Pheidole chocoensis</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
432	<i>Pheidole christopherseni</i> Forel, 1912	Myrmicinae
433	<i>Pheidole cramptoni</i> Wheeler, W.M., 1916	Myrmicinae
434	<i>Pheidole cocciphaga</i> Borgmeier, 1934	Myrmicinae
435	<i>Pheidole dasypyx</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
436	<i>Pheidole diana</i> Forel, 1908	Myrmicinae
437	<i>Pheidole dossena</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
438	<i>Pheidole ectatommoides</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
439	<i>Pheidole exigua</i> Mayr, 1884	Myrmicinae
440	<i>Pheidole fallax</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
441	<i>Pheidole fimbriata</i> Roger, 1863	Myrmicinae
442	<i>Pheidole fiorii</i> Emery, 1890	Myrmicinae
443	<i>Pheidole flavens</i> Roger, 1863	Myrmicinae
444	<i>Pheidole gauthieri</i> Forel, 1901	Myrmicinae
445	<i>Pheidole glomericeps</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
446	<i>Pheidole harrisonfordi</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
447	<i>Pheidole hasticeps</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
448	<i>Pheidole hierax</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
449	<i>Pheidole hirsuta</i> Emery, 1896	Myrmicinae
450	<i>Pheidole indagatrix</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
451	<i>Pheidole jivaro</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
452	<i>Pheidole kuna</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
453	<i>Pheidole laselva</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
454	<i>Pheidole laselvoides</i> Longino, 2019	Myrmicinae
455	<i>Pheidole macracantha</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
456	<i>Pheidole mallota</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
457	<i>Pheidole mantilla</i> Wilson, 2003	Myrmicinae



458	<i>Pheidole megacephala</i> Fabricius, 1793	Myrmicinae
459	<i>Pheidole melastomae</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
460	<i>Pheidole mendicula</i> Wheeler, W.M., 1925	Myrmicinae
461	<i>Pheidole midas</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
462	<i>Pheidole minutula</i> Mayr, 1878	Myrmicinae
463	<i>Pheidole multispina</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
464	<i>Pheidole musinermis</i> Longino, 2019	Myrmicinae
465	<i>phaidole nitella</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
466	<i>Pheidole olsoni</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
467	<i>Pheidole perpusilla</i> Emery, 1894	Myrmicinae
468	<i>Pheidole pilispina</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
469	<i>Pheidole plebecula</i> Forel, 1899	Myrmicinae
470	<i>Pheidole prostrata</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
471	<i>Pheidole protensa</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
472	<i>Pheidole pugnax</i> Dalla Torre, 1892	Myrmicinae
473	<i>Pheidole punctatissima</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
474	<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884	Myrmicinae
475	<i>Pheidole rectitrudis</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
476	<i>Pheidole rhinoceros</i> Forel, 1899	Myrmicinae
477	<i>Pheidole rogeripolita</i> Longino, 2019	Myrmicinae
478	<i>Pheidole rugiceps</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
479	<i>Pheidole ruida</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
480	<i>Pheidole scrobifera</i> Emery, 1896	Myrmicinae
481	<i>Pheidole sensitiva</i> Borgmeier, 1959	Myrmicinae
482	<i>Pheidole simonsi</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
483	<i>Pheidole striaticeps</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
484	<i>Pheidole stulta</i> Forel, 1886	Myrmicinae
485	<i>Pheidole subarmata</i> Mayr, 1884	Myrmicinae
486	<i>Pheidole superba</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
487	<i>Pheidole susannae</i> Forel, 1886	Myrmicinae
488	<i>Pheidole tanyscapa</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
489	<i>Pheidole tennantae</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
490	<i>Pheidole tigris</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
491	<i>Pheidole traini</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
492	<i>Pheidole transversostriata</i> Mayr, 1887	Myrmicinae
493	<i>Pheidole ulothrix</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
494	<i>Pheidole umphreyi</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
495	<i>Pheidole vajra</i> Santschi, 1923	Myrmicinae
496	<i>Pheidole veletis</i> Wilson, 2003	Myrmicinae
497	<i>Pheidole vorax</i> (Fabricius, 1804)	Myrmicinae
498	<i>Pheidole zeteki</i> Smith, M.R., 1947	Myrmicinae
499	<i>Platythyrea pilosula</i> (Smith, 1858)	Ponerinae



500	<i>Platythyrea punctata</i> Smith, F., 1858	Ponerinae
501	<i>Poneracantha banksi</i> Wheeler, W.M., 1930	Ectatomminae
502	<i>Poneracantha bispinosa</i> Emery, 1890	Ectatomminae
503	<i>Poneracantha cuneiforma</i> Latke, 1995	Ectatomminae
504	<i>Prenolepis imparis</i> (Say, 1836)	Formicinae
505	<i>Prionopelta amabilis</i> Borgmeier, 1949	Amblyoponinae
506	<i>Prionopelta antillana</i> Forel, 1909	Amblyoponinae
507	<i>Prionopelta dubia</i> Ladino & Feitosa, 2020	Amblyoponinae
508	<i>Probolomyrmex boliviensis</i> Mann, 1923	Proceratiinae
509	<i>Probolomyrmex petiolatus</i> Weber, 1940	Proceratiinae
510	<i>Proceratium convexiceps</i> Borgmeier, 1957	Proceratiinae
511	<i>Proceratium micrommatum</i> Roger, 1863	Proceratiinae
512	<i>Proceratium panamense</i> De Andrade, 2003	Proceratiinae
513	<i>Procryptocerus attenuatus</i> Smith, F., 1876	Myrmicinae
514	<i>Procryptocerus balzani</i> Emery, 1894	Myrmicinae
515	<i>Procryptocerus batesi</i> Forel, 1899	Myrmicinae
516	<i>Procryptocerus belti</i> Forel, 1899	Myrmicinae
517	<i>Procryptocerus carbonarius</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
518	<i>Procryptocerus coriarius</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
519	<i>Procryptocerus hylaeus</i> Kempf, 1951	Myrmicinae
520	<i>Procryptocerus impressus</i> Forel, 1899	Myrmicinae
521	<i>Procryptocerus kempfi</i> Longino & Snelling, 2002	Myrmicinae
522	<i>Procryptocerus mayri</i> Forel, 1899	Myrmicinae
523	<i>Procryptocerus paleatus</i> Emery, 1896	Myrmicinae
524	<i>Procryptocerus pictipes</i> Emery, 1896	Myrmicinae
525	<i>Procryptocerus scabriusculus</i> Forel, 1899	Myrmicinae
526	<i>Procryptocerus subpilosus</i> Smith, F., 1860	Myrmicinae
527	<i>Protalaridris armata</i> Brown, 1980	Myrmicinae
528	<i>Pseudomyrmex beccarii</i> (Menozzi, 1935)	Pseudomyrmecinae
529	<i>Pseudomyrmex boopis</i> Roger, 1863	Pseudomyrmecinae
530	<i>Pseudomyrmex browni</i> Kempf, 1967	Pseudomyrmecinae
531	<i>Pseudomyrmex caeciliae</i> Forel, 1913	Pseudomyrmecinae
532	<i>Pseudomyrmex cubaensis</i> Forel, 1901	Pseudomyrmecinae
533	<i>Pseudomyrmex curacaensis</i> Forel, 1912	Pseudomyrmecinae
534	<i>Pseudomyrmex eduardi</i> Forel, 1912	Pseudomyrmecinae
535	<i>Pseudomyrmex elongatus</i> Mayr, 1870	Pseudomyrmecinae
536	<i>Pseudomyrmex faber</i> Smith, F., 1858	Pseudomyrmecinae
537	<i>Pseudomyrmex ferrugineus</i> (Smith, 1877)	Pseudomyrmecinae
538	<i>Pseudomyrmex filiformis</i> Fabricius, 1804	Pseudomyrmecinae
539	<i>Pseudomyrmex flavidulus</i> Smith, F., 1858	Pseudomyrmecinae
540	<i>Pseudomyrmex fortis</i> (Forel, 1899)	Pseudomyrmecinae
541	<i>Pseudomyrmex gebellii</i> Forel, 1899	Pseudomyrmecinae



542	<i>Pseudomyrmex godmani</i> Forel, 1899	Pseudomyrmecinae
543	<i>Pseudomyrmex gracilis</i> Fabricius, 1804	Pseudomyrmecinae
544	<i>Pseudomyrmex ita</i> (Forel, 1906)	Pseudomyrmecinae
545	<i>Pseudomyrmex kuenckeli</i> Emery, 1890	Pseudomyrmecinae
546	<i>Pseudomyrmex mordax</i> Warming, 1894	Pseudomyrmecinae
547	<i>Pseudomyrmex obtusus</i> Ward, 2017	Pseudomyrmecinae
548	<i>Pseudomyrmex oculatus</i> Smith, F., 1855	Pseudomyrmecinae
549	<i>Pseudomyrmex oki</i> Forel, 1906	Pseudomyrmecinae
550	<i>Pseudomyrmex osurus</i> Forel, 1911	Pseudomyrmecinae
551	<i>pseudomyrmex pallidus</i> (Smith, 1855)	Pseudomyrmecinae
552	<i>Pseudomyrmex rochai</i> Forel, 1912	Pseudomyrmecinae
553	<i>Pseudomyrmex satanicus</i> (Wheeler, W.M., 1942)	Pseudomyrmecinae
554	<i>Pseudomyrmex sericeus</i> Mayr, 1870	Pseudomyrmecinae
555	<i>Pseudomyrmex simplex</i> Smith, F., 1877	Pseudomyrmecinae
556	<i>Pseudomyrmex simulans</i> Kempf, 1958	Pseudomyrmecinae
557	<i>Pseudomyrmex spiculus</i> Ward, 1989	Pseudomyrmecinae
558	<i>Pseudomyrmex spinicola</i> (Emery, 1890)	Pseudomyrmecinae
559	<i>Pseudomyrmex tenuissimus</i> Emery, 1906	Pseudomyrmecinae
560	<i>Pseudomyrmex termitarius</i> Smith, F., 1855	Pseudomyrmecinae
561	<i>Pseudomyrmex triplaris</i> Forel, 1904	Pseudomyrmecinae
562	<i>Pseudomyrmex urbanus</i> Smith, F., 1877	Pseudomyrmecinae
563	<i>Pseudomyrmex venustus</i> Smith, F., 1858	Pseudomyrmecinae
564	<i>Pseudomyrmex viduus</i> (Smith, 1858)	Pseudomyrmecinae
565	<i>Pseudoponera stigma</i> Fabricius, 1804	Ponerinae
566	<i>Rasopone costaricensis</i> Longino & Branstetter, 2020	Ponerinae
567	<i>Rasopone ferruginea</i> (Smith, F. 1858)	Ponerinae
568	<i>Rasopone lunaris</i> (Emery, 1896)	Ponerinae
569	<i>Rasopone panamensis</i> (Forel, 1899)	Ponerinae
570	<i>Rasopone pluviselva</i> Longino & Branstetter, 2020	Ponerinae
571	<i>Rasopone rupinicola</i> (Mackay and Mackay, 2010)	Ponerinae
572	<i>Rhopalothrix isthmica</i> (Weber, 1941)	Myrmicinae
573	<i>Rogeria alzatei</i> Kugler, C., 1994	Myrmicinae
574	<i>Rogeria belti</i> Mann, 1922	Myrmicinae
575	<i>Rogeria creightoni</i> Snelling, 1973	Myrmicinae
576	<i>Rogeria curvipubens</i> Emery, 1894	Myrmicinae
577	<i>Rogeria foreli</i> Emery, 1894	Myrmicinae
578	<i>Rogeria inermis</i> Mann, 1922	Myrmicinae
579	<i>Rogeria leptonana</i> Kugler, C., 1994	Myrmicinae
580	<i>Rogeria scandens</i> (Mann, 1922)	Myrmicinae
581	<i>Sericomyrmex amabilis</i> Wheeler, W.M., 1925	Myrmicinae
582	<i>Sericomyrmex opacus</i> Mayr, 1865	Myrmicinae
583	<i>Simopelta breviscapa</i> MacKay & Mackay, 2008	Ponerinae
584	<i>Simopelta oculata</i> Gotwald & Brown, 1967	Ponerinae



585	<i>Simopelta paeminosa</i> Snelling, R.R., 1971	Ponerinae
586	<i>Solenopsis azteca</i> Forel, 1893	Myrmicinae
587	<i>Solenopsis bicolor</i> (Emery, 1906)	Myrmicinae
588	<i>Solenopsis brevicornis</i> Emery, 1888	Myrmicinae
589	<i>Solenopsis castor</i> Forel, 1893	Myrmicinae
590	<i>Solenopsis conjurata</i> Wheeler, W.M., 1925	Myrmicinae
591	<i>Solenopsis corticalis</i> Forel, 1881	Myrmicinae
592	<i>Solenopsis geminata</i> Fabricius, 1804 (introduced)	Myrmicinae
593	<i>Solenopsis hayemi</i> Forel, 1908	Myrmicinae
594	<i>Solenopsis helena</i> Emery, 1895	Myrmicinae
595	<i>Solenopsis laeviceps</i> Mayr, 1870	Myrmicinae
596	<i>Solenopsis picea</i> Emery, 1896	Myrmicinae
597	<i>Solenopsis pollux</i> Forel, 1893	Myrmicinae
598	<i>Solenopsis striata</i> Pacheco & Mackay, 2013	Myrmicinae
599	<i>Solenopsis stricta</i> Emery, 1896	Myrmicinae
600	<i>Solenopsis succinea</i> Emery, 1890	Myrmicinae
601	<i>Solenopsis tenuis</i> Mayr, 1878	Myrmicinae
602	<i>Solenopsis terricola</i> Menozzi, 1931	Myrmicinae
603	<i>Solenopsis texana</i> Emery, 1895	Myrmicinae
604	<i>Solenopsis vinsoni</i> Pacheco & Mackay, 2013	Myrmicinae
605	<i>Solenopsis zeteki</i> Wheeler, W.M., 1942	Myrmicinae
606	<i>Stegomyrmex manni</i> Smith, M.R., 1946	Myrmicinae
607	<i>Stenamma alas</i> Longino, 2005	Myrmicinae
608	<i>Stenamma felixi</i> Mann, 1922	Myrmicinae
609	<i>Stenamma schmidtii</i> Menozzi, 1931	Myrmicinae
610	<i>Stenamma tico</i> Branstetter, 2013	Myrmicinae
611	<i>Stenamma zelum</i> Branstetter, 2013	Myrmicinae
612	<i>Strumigenys aethegenys</i> Bolton, 2000	Myrmicinae
613	<i>Strumigenys alberti</i> Forel, 1893	Myrmicinae
614	<i>Strumigenys biolleyi</i> Forel, 1908	Myrmicinae
615	<i>Strumigenys borgmeieri</i> Brown, 1954	Myrmicinae
616	<i>Strumigenys brevicornis</i> Mann, 1922	Myrmicinae
617	<i>Strumigenys cordovensisi</i> Mayr, 1887	Myrmicinae
618	<i>Strumigenys crementata</i> Bolton, 2000	Myrmicinae
619	<i>Strumigenys deltsiquama</i> Brown, 1957	Myrmicinae
620	<i>Strumigenys denticulata</i> Mayr, 1887	Myrmicinae
621	<i>Strumigenys depressiceps</i> Weber, 1934	Myrmicinae
622	<i>Strumigenys elongata</i> Roger, 1863	Myrmicinae
623	<i>Strumigenys epinotalis</i> (Weber, 1934)	Myrmicinae
624	<i>Strumigenys extirpa</i> Bolton, 2000	Myrmicinae
625	<i>Strumigenys fairchildi</i> Brown, 1961	Myrmicinae
626	<i>Strumigenys fridericimuelleri</i> Forel, 1886	Myrmicinae
627	<i>Strumigenys godmani</i> Forel, 1899	Myrmicinae
628	<i>Strumigenys gundlachi</i> Roger, 1862	Myrmicinae



629	<i>Strumigenys humata</i> Latke & Goitia, 1997	Myrmicinae
630	<i>Strumigenys lacacoca</i> Brown, 1959	Myrmicinae
631	<i>Strumigenys lalassa</i> Bolton, 2000	Myrmicinae
632	<i>Strumigenys lanuginosa</i> Wheeler, W.M., 1905	Myrmicinae
633	<i>Strumigenys longispinosa</i> Brown, 1952	Myrmicinae
634	<i>Strumigenys louisianae</i> Roger, 1863	Myrmicinae
635	<i>Strumigenys margaritae</i> Forel, 1893	Myrmicinae
636	<i>Strumigenys marginiventris</i> Santschi, 1931	Myrmicinae
637	<i>Strumigenys metopia</i> Brown, 1959	Myrmicinae
638	<i>Strumigenys micretes</i> Brown, 1959	Myrmicinae
639	<i>Strumigenys microthrix</i> Kempf, 1975	Myrmicinae
640	<i>Strumigenys myllorhapha</i> Brown, 1959	Myrmicinae
641	<i>Strumigenys panamensis</i> Sosa-Calvo, Shattuck & Shchultz, 2006	Myrmicinae
642	<i>Strumigenys parsauga</i> Bolton, 2000	Myrmicinae
643	<i>Strumigenys perparva</i> Brown, 1958	Myrmicinae
644	<i>Strumigenys precava</i> Brown, 1954	Myrmicinae
645	<i>Strumigenys probatrix</i> Brown, 1964	Myrmicinae
646	<i>Strumigenys saliens</i> Mayr, 1887	Myrmicinae
647	<i>Strumigenys schulzi</i> Emery, 1894	Myrmicinae
648	<i>Strumigenys skia</i> Bolton, 2000	Myrmicinae
649	<i>Strumigenys smithii</i> Forel, 1886	Myrmicinae
650	<i>Strumigenys spathula</i> Latke & Goitia, 1997	Myrmicinae
651	<i>Strumigenys subdentata</i> Mayr, 1887	Myrmicinae
652	<i>Strumigenys trieces</i> Brown, 1960	Myrmicinae
653	<i>Strumigenys trinidadensis</i> Wheeler, W.M., 1922	Myrmicinae
654	<i>Strumigenys wheeleriana</i> Baroni Urbani, 2007	Myrmicinae
655	<i>Strumigenys zeteki</i> (Brown, 1959)	Myrmicinae
656	<i>Syscia austrella</i> Longino & Branstetter, 2021	Myrmicinae
657	<i>Syscia benevidesae</i> Longino & Branstetter, 2021	Myrmicinae
658	<i>Syscia minuta</i> Longino & Branstetter, 2021	Myrmicinae
659	<i>Syscia pollula</i> Longino & Branstetter, 2021	Dorylinae
660	<i>Tapinoma litorale</i> Wheeler, W.M., 1905	Dolichoderinae
661	<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	Dolichoderinae
662	<i>Tapinoma panamense</i> Wheeler, W.M., 1934	Dolichoderinae
663	<i>Tapinoma ramulorum inrectum</i> Forel, 1908	Dolichoderinae
664	<i>Tatuidris tatusia</i> Brown & Kempf, 1968	Agroecomyrmecinae
665	<i>Technomyrmex fulvus</i> (Wheeler, W.M., 1934)	Dolichoderinae
666	<i>Temnothorax salvini</i> Forel, 1899	Myrmicinae
667	<i>Temnothorax subditivus</i> (Wheeler, W.M., 1903)	Myrmicinae
668	<i>Tetramorium bicarinatum</i> Nylander, 1846	Myrmicinae
669	<i>Tetramorium guineense</i> (Bernard, 1953)	Myrmicinae
670	<i>Thaumatomyrmex atrox</i> Weber, 1939	Ponerinae
671	<i>Thaumatomyrmex zeteki</i> Smith, M.R. 1944	Ponerinae
672	<i>Trachymyrmex cornetzi</i> (Forel, 1912)	Ponerinae



673	<i>trachymyrmex isthmicus</i> Santschi, 1931	Ponerinae
674	<i>Trachymyrmex opulentus</i> (Mann, 1922)	Ponerinae
675	<i>Trachymyrmex zeteki</i> Weber, 1940	Ponerinae
676	<i>Tranopelta gilva</i> Mayr, 1866	Myrmicinae
677	<i>Typhlomyrmex rogenhoferi</i> Mayr, 1862	Ectatomminae
678	<i>Wadeura guianensis</i> Weber, 1939	Ponerinae
679	<i>Wasmannia auropunctata</i> Roger, 1863	Myrmicinae
680	<i>Wasmannia rochai</i> Forel, 1912	Myrmicinae
681	<i>Xenomymyrmex panamanus</i> (Wheeler, W.M., 1922)	Myrmicinae

De acuerdo con los géneros de morfoespecies de hormigas registradas, existen un total de 90 géneros de morfoespecies, entre especies y subespecies, presentes en Panamá principalmente de los géneros *Pheidole* (79), *Camponotus* (53), *Strumigenys* (47), *Pseudomyrmex* (25), *Azteca* (29) y *Crematogaster* (25) (Tabla 2).

Tabla 2.

Listado de géneros de morfoespecies (especies y subespecies) de hormigas reportadas en Panamá.

Géneros	Cantidad de morfoespecies	%
<i>Pheidole</i>	79	11,60
<i>Camponotus</i>	53	7,78
<i>Strumigenys</i>	47	6,90
<i>Pseudomyrmex</i>	37	5,43
<i>Azteca</i>	29	4,26
<i>Crematogaster</i>	25	3,67
<i>Neoponera</i>	21	3,08
<i>Solenopsis</i>	20	2,94
<i>Cephalotes</i>	17	2,50
<i>Gnamptogenys</i>	17	2,50
<i>Neivamyrmex</i>	16	2,35
<i>Megalomyrmex</i>	15	2,20
<i>Leptogenys</i>	14	2,06
<i>Procryptocerus</i>	14	2,06
<i>Eciton</i>	13	1,91
<i>Apterostigma</i>	11	1,62
<i>Brachymyrmex</i>	11	1,62
<i>Dolichoderus</i>	11	1,62
<i>Octostruma</i>	11	1,62
<i>Odontomachus</i>	10	1,47
<i>Pachycondyla</i>	10	1,47
<i>Cyphomyrmex</i>	9	1,32
<i>Rogeria</i>	8	1,17
<i>Ectatomma</i>	6	0,88



<i>Hypoponera</i>	6	0,88
<i>Mycetomoellerius</i>	6	0,88
<i>Rasopone</i>	6	0,88
<i>Thaumatomyrmex</i>	6	0,88
<i>Acromyrmex</i>	5	0,73
<i>Acropyga</i>	5	0,73
<i>Eurhopalothrix</i>	5	0,73
<i>Hylomyrma</i>	5	0,73
<i>Nesomyrmex</i>	5	0,73
<i>Stenamma</i>	5	0,73
<i>Anochetus</i>	4	0,59
<i>Aphaenogaster</i>	4	0,59
<i>Atta</i>	4	0,59
<i>Carebara</i>	4	0,59
<i>Holcoponera</i>	4	0,59
<i>Lachnomyrmex</i>	4	0,59
<i>Linepithema</i>	4	0,59
<i>Mycocepurus</i>	4	0,59
<i>Myrmelachista</i>	4	0,59
<i>Tapinoma</i>	4	0,59
<i>Acanthognathus</i>	3	0,44
<i>Adelomyrmex</i>	3	0,44
<i>Cylindromyrmex</i>	3	0,44
<i>Discothyrea</i>	3	0,44
<i>Dorymyrmex</i>	3	0,44
<i>Mayaponera</i>	3	0,44
<i>Monomorium</i>	3	0,44
<i>Myrmicocrypta</i>	3	0,44
<i>Poneracantha</i>	3	0,44
<i>Prionopelta</i>	3	0,44
<i>Proceratium</i>	3	0,44
<i>Simopelta</i>	3	0,44
<i>Alfaria</i>	2	0,29
<i>Fulakora</i>	2	0,29
<i>Labidus</i>	2	0,29
<i>Mycetophylax</i>	2	0,29
<i>Nomamyrmex</i>	2	0,29
<i>Nylanderia</i>	2	0,29
<i>Paratrachymyrmex</i>	2	0,29
<i>Platythyrea</i>	2	0,29
<i>Probolomyrmex</i>	2	0,29
<i>Sericomyrmex</i>	2	0,29
<i>Temnothorax</i>	2	0,29
<i>Tetramorium</i>	2	0,29



<i>Wasmannia</i>	2	0,29
<i>Acanthoponera</i>	1	0,15
<i>Centromyrmex</i>	1	0,15
<i>Cheliomyrmex</i>	1	0,15
<i>Forelius</i>	1	0,15
<i>Heteroponera</i>	1	0,15
<i>Lenomyrmex</i>	1	0,15
<i>Leptanilloides</i>	1	0,15
<i>Paraponera</i>	1	0,15
<i>Paratrechina</i>	1	0,15
<i>Prenolepis</i>	1	0,15
<i>Protalaridris</i>	1	0,15
<i>Pseudoponera</i>	1	0,15
<i>Rhopalothrix</i>	1	0,15
<i>Stegomyrmex</i>	1	0,15
<i>Syscia</i>	1	0,15
<i>Tatuidris</i>	1	0,15
<i>Technomyrmex</i>	1	0,15
<i>Tranopelta</i>	1	0,15
<i>Typhlomyrmex</i>	1	0,15
<i>Wadeura</i>	1	0,15
<i>Xenomyrmex</i>	1	0,15
Total	681	100,00

De acuerdo con las subfamilias de morfoespecies de hormigas registradas, existen un total 11 subfamilias de morfoespecies, entre especies y subespecies, presentes en Panamá principalmente de las subfamilias Myrmicinae (316), Ponerinae (88) y Formicinae (82) (Tabla 3).

Tabla 3.

Listado de subfamilias de morfoespecies de hormigas reportadas en Panamá.

Subfamilias	Cantidad de morfoespecies	%
Myrmicinae	316	46,40
Ponerinae	88	12,92
Formicinae	82	12,04
Dorylinae	55	8,08
Dolichoderinae	53	7,78
Pseudomyrmecinae	37	5,43
Amblyoponinae	22	3,23
Ectatomminae	18	2,64
Proceratiinae	8	1,17
Agroecomyrmecinae	1	0,15
Paraponerinae	1	0,15
Total	681	100,00

Según su importancia, las morfoespecies se pueden dividir principalmente por su importancia agrícola y ecológica (Tabla 4), con una mayor importancia ecológica (399) y agrícola (282).

Tabla 4.

Morfoespecies, especies y subespecies, de hormigas por importancia (Agrícola y ecológica).

Importancia	Morfoespecies	%
Agrícola	282	41,41
Ecológica	399	58,59
Total	681	100,00

Según la información consultada, se estima que existe la presencia de un total de 90 géneros y 681 morfoespecies, entre especies y subespecies, reportadas en Panamá, que al compararlo con otras regiones localizadas en América son cifras superiores de morfoespecies en comparación con Cuba (con una superficie de 109 884 km²) que reporta 50 géneros y 213 morfoespecies registradas (Ferrer y Matos, 2022). Sin embargo, en comparación con otros países de la región de América como Colombia (con una superficie de 1 141 748 km² dentro de los cuales mantiene reportado 103 géneros y 914 morfoespecies), Brasil (con una superficie de 8 515 767 km² dentro de los cuales mantiene un reporte de 117 géneros y 1 537 morfoespecies) y México (con una superficie de 1 964 375 km² dentro de los cuales mantiene un reporte de 103 géneros y 1 141 morfoespecies) reportan cifras superiores hasta en un 23% de géneros y un 56% más de morfoespecies en comparación con Panamá, pero que son comparativamente mayores en superficie a Panamá (75 517 km²) (Antwiki, 2025; GBIF Secretariat, 2025).

Otros casos comparativos por ejemplo como Costa Rica (con una superficie de 51 100 km² dentro de la cual se reporta 95 géneros y 915 morfoespecies) es diferente porque a pesar de mantener una menor superficie territorial que Panamá, mantiene un 5% más de géneros y 25% más de morfoespecies, pero Panamá en comparación con Estados Unidos de América (con una superficie de 9 833 517 km² dentro de los cuales mantiene un reporte de 81 géneros y 831 morfoespecies) mantiene un 11% más de géneros, pero un 18% menos de morfoespecies que Estados Unidos de América (Antwiki, 2025; GBIF Secretariat, 2025; Smithsonian Tropical Research Institute, 2025).

Al considerar los géneros con mayor cantidad de especies presentes en Panamá, el género *Pheidole* cuanta a nivel mundial con 1 297 morfoespecies, en comparación con las 79 reportadas en Panamá; el género *Camponotus* en Panamá representa un estimado de 3,5 % (53) de las especies del género a nivel mundial; el género *Strumigenys* en Panamá representan un 5,3% (47) de las especies del género a nivel mundial; el género *Pseudomyrmex* en Panamá se reportan un 16,13% (25) de las especies del género a nivel mundial; el género *Azteca* en Panamá representan un 21,8 % (29) de las especies a nivel mundial y el género *Crematogaster* en Panamá reporta un 3,17 % (25) de las

especies a nivel mundial (Antwiki, 2025; GBIF Secretariat, 2025).

Dentro de las especies reportadas en Panamá se incluyen 58,59% de especies de importancia ecológica, que se consideran tienen un impacto directo sobre diversos ecosistemas (Escobar et al., 2007; Ramírez et al., 2009; Aranda et al., 2011; Murguía-González et al., 2018) y otras especies que tienen un impacto directo sobre agroecosistemas (41,41 %) (Murguía-González et al., 2018; Ramírez et al., 2018).

En Panamá diversos reportes incluyen las hormigas por su importancia agrícola como enemigos naturales de lepidópteros barrenadores de tallos (Lepidoptera) en cultivos como la caña de azúcar (Géneros *Solenopsis* y *Camponotus*) (Atencio et al., 2020), plagas de apiarios (Género *Eciton*) (Collantes et al., 2024), plagas en frutales (género *Camponotus* y *Atta*) (Figura 1 y 2), hormigas con potencial de causar daños en residencias, daños a animales domésticos y ser plagas agrícolas en diversos rubros en Panamá (género *Nylanderia*) (Murgas et al., 2023; Vargas, 2025), por mencionar ejemplos.

Figura 1.

Hormigas del género Camponotus asociada a la especie Guayaquila gracilicornis (Stål) (Hemiptera: Membracidae) en marañón (Anacardium occidentale L.).



Figura 2.

Nidos de hormigas del género Atta próximas árboles frutales.



Otro elemento a considerar son aquellas especies que tienen una importancia ecológica al intervenir en la descomposición de materiales vegetales dentro del bosque (género *Camponotus*), cultivar de hongos (género *Atta*), al estar asociadas a especies de arbustos como la hormiga de las acacias (género *Pseudomyrmex*) y un sitio dentro de las cadenas tróficas como depredador y como presa de otras especies de animales dentro de diversos ecosistemas (Quintero y Aiello, 1992; Bolton, 1995; Murgas et al., 2023; AntWeb, 2025).

Conclusiones

Según la información consultada, en Panamá se reportan un total de 11 subfamilias, 90 géneros y 681 morfoespecies, presentes en diversos ecosistemas y de importancia tanto agrícola como ecológica.

Referencias bibliográficas

AntWiki. (2025). Panamá. Recuperado de <https://www.antwiki.org/wiki/Panama>

AntWeb. (2025). AntWeb Version 8.114. California Academy of Science, online at Recuperado de <https://www.antweb.org>

Aranda Rickert, A. M. (2011). Ecología de la dispersión de semillas por hormigas en *Jatropha excisa* Griseb (Euphorbiaceae) (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).



- Atencio V, R., Goebel, F. R., Guerra, A., & Lopéz, S. (2020). Uso de *Galleria mellonella* L. (Lep.: Pyralidae) como presa centinela para evaluar el impacto de enemigos naturales sobre *Diatraea tabernella* Dyar (Lep.: Crambidae) en caña de azúcar en panamá. *Revista Colegiada De Ciencia*, 1(2), 31–44. Recuperado de <https://revistas.up.ac.pa/index.php/revcolciencia/article/view/1347>
- Bolton, B. (1994). Identification Guide to the Ant Genera of the World. Harvard University Press. 232 p.
- Bolton, B. (1995). A New General Catalogue of the Ants of the World. Harvard University Press. 512 p.
- Collantes-G., R., Del Cid-A., R., Reina-P., L., & Santos-Murgas, A. (2024). *Eciton burchellii* Westwood, 1842 (Hymenoptera: Formicidae: Dorylinae): Plaga de los apiaros y alternativas de manejo. *Ciencia Agropecuaria*, (38), 176-194. Recuperado de <http://www.revistacienciaagropecuaria.ac.pa/index.php/ciencia-agropecuaria/article/view/633>
- Escobar, S., Armbrecht, I., & Calle, Z. (2007). Transporte de semillas por hormigas en bosques y agroecosistemas ganaderos de los Andes Colombianos. *Agroecología*, 2, 65-74.
- Fernández, F., Guerrero, R.J., & Delsinne, T. (2019). Hormigas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales. Facultad de Ciencias. Sede Bogotá. Universidad Nacional de Colombia. Recuperado de https://api.pageplace.de/preview/DT0400.9789587837667_A38606026/preview-9789587837667_A38606026.pdf
- GBIF Secretariat. (2025). GBIF Backbone Taxonomy. Recuperado de <https://www.gbif.org/species/5284517>
- Gutiérrez Martínez, P.R. (2014). Clave para la identificación de las subfamilias y los géneros de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Costa Rica. *UNED Research Journal / Cuadernos de Investigación UNED*, 6(1), 105-123. <https://www.redalyc.org/pdf/5156/515651795012.pdf>
- Hölldobler, B., & Wilson, E.O. (1990). The Ants. Belknap Press. USA. 746 p.
- Jackson, T., & Engel, M. (2025). Insect Architecture: How Insects Build, Engineer, and Shape Their World. Princeton University Press. 176 p.
- Mackay, W. P., & E. Mackay. (1989). Clave de los géneros de hormigas en México (Hymenoptera: Formicidae), Pp. 1–82. In: Quiroz-Robledo, L. N. and L. M. P. Garduño-Hernández (Eds.), Memorias del II Simposio Nacional de Insectos Sociales. Sociedad Mexicana de Entomología, Oaxtepec, Morelos, México.



- Maes, J.M., & Mackay, W.P. (1993). Catálogo de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Nicaragua. *Revista Nicaragüense de Entomología*, 23, 1-46. Recuperado de <http://www.bio-nica.info/biblioteca/Maes1993Catalogo%20Hormigas.pdf>
- Murgas, I.L., Pitti, C., Miranda, R.J., & Cambra, R.A. (2023) First report of the invasive ant *Nylanderia fulva* (Mayr, 1862) (Hymenoptera: Formicidae) in Panama. *BioInvasions Records*, 12(1), 78–85. <https://doi.org/10.3391/bir.2023.12.1.06>
- Murguía-González, J., Leyva-Ovalle, O. R., Galindo-Tovar, M. E., Landero-Torres, I., Llarena-Hernández, R. C., & García-Martínez, M. Á. (2018). Nuevos registros de hormigas para Oaxaca, México: Su importancia agrícola en cultivos de caña de azúcar. *Agrociencia*, 52(3), 379-391. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952018000300379&lng=es&tlng=es
- Portuondo Ferrer, E., & Matos Cobas, D. I. (2022). Claves para la identificación de las subfamilias, géneros y especies de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Cuba. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)*, 70, 237–334. Recuperado de <http://sea-entomologia.org/clavehormigasCuba/237-334BSEA70.pdf>
- Quintero, D., & Annette, A. (eds). (1992). *Insects of Panama and Mesoamerica: Selected Studies*. Oxford. Oxford Academic.
- Ramírez, M., Armbrrecht, I., Enríquez, L., & Martha, L. (2004). Importancia del manejo agrícola para la biodiversidad: caso de las hormigas en caña de azúcar. *Revista Colombiana de Entomología*, 30(1), 115-123. Recuperado de <https://catalogosiidca.csuca.org/Record/UNANI.053555/Details>
- Ramírez, M. R., Montoya-Lerma, J., & Armbrrecht, I. (2009). Importance of habitat heterogeneity for ant biodiversity in the Colombian Andes/Importancia de la heterogeneidad de habitats para la biodiversidad de hormigas en los Andes de Colombia. *Acta Agronomica*, 58(2), 97-103. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28122009000200006&lng=en&tlng=es
- Sema, C., F. J., & Vergara N., E.V. (2001). Claves para la identificación de subfamilias y géneros de hormigas de Antioquía y Chocó, Colombia. *Revista del Instituto de Ciencias Naturales y Ecología*, 7, 5-41.
- Smithsonian Tropical Research Institute (STRI). 2025. Formicidae. Specimen Records. The Panama Biodiversity Portal. Recuperado de <https://panamabiota.org/stri/collections/list.php?taxa=Formicidae&usetes=1&taxontype=2&comingFrom=newsearch&page=2>
- Tschinkel, W.R. (2021). *Ant Architecture: The Wonder, Beauty, and Science of Underground Nests*. Princeton University Press. 248 p.



- Vargas Moreno, Antonio José (2025) Susceptibilidad de *Nylanderia fulva* (Mayr, 1862) (Hymenoptera: Formicidae) a dosis de insecticidas de diferentes grupos toxicológicos y su efectividad en cebos, Dolega, provincia de Chiriquí. Otra tesis, Universidad de Panamá. Tesis de grado para optar por el título de Ingeniero Agrónomo en Cultivos Tropicales, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Panamá. Recuperado de https://up-rid.up.ac.pa/9308/1/antonio_vargas.pdf
- Vergara-Navarro, E. V., & Serna, F. (2013). A checklist of the ants (Hymenoptera: Formicidae) of the department of Antioquia, Colombia and new records for the country. *Agronomía Colombiana*, 31(3), 324-342. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-99652013000300008&lng=en&tlng=en.

Diversidad y Composición de lepidópteros nocturnos en dos localidades rurales de Panamá

Diversity and Composition of Nocturnal Lepidopterans in Two Rural Localities in Panama

Luis Rosario

ALAS Flight Academy, Panamá.

rosario32uis25@gmail.com <https://orcid.org/0009-0003-8752-5183>

Cesar Barría

University of Arkansas at Fayetteville, Fayetteville, Estados Unidos.

cb111@uark.edu <https://orcid.org/0009-0003-2717-8925>

José Aguilar Llerena

Ministerio de Educación, Academia Bilingüe Panamá para el Futuro, Panamá.

betacaroteno_22@yahoo.es <https://orcid.org/0009-0003-1492-2348>

Patricia Esther Corro-Chang

Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación, Panamá.

estherpatricia04@gmail.com <https://orcid.org/0000-0003-4385-1596>

*Autor de correspondencia: betacaroteno_22@yahoo.es

Recepción: 22 de diciembre de 2025

Aprobación: 20 de marzo de 2026

DOI: <https://doi.org/10.48204/semillaeste.v6n2.9070>

Resumen

Los lepidópteros nocturnos constituyen un grupo de gran relevancia ecológica debido a su diversidad y sensibilidad a las condiciones del hábitat, por lo que son ampliamente utilizados en estudios de biodiversidad y evaluación ambiental. El objetivo de este estudio fue comparar la diversidad, estructura y composición de lepidópteros nocturnos en dos localidades rurales de Panamá: La Ocho (Tortí, distrito de Chepo) y Arenal (Río Congo Arriba, distrito de Santa Fe). Se realizaron muestreos nocturnos mediante atracción lumínica utilizando luz blanca y azul sobre una manta blanca, entre junio y agosto de 2019. La diversidad se evaluó mediante los índices de Shannon–Wiener y Simpson, y la similitud entre sitios se estimó mediante el coeficiente de Jaccard. Se registró una mayor riqueza y diversidad de especies en la localidad de Arenal, la cual presentó valores más altos del índice de Shannon y menor dominancia en comparación con La



Ocho. La similitud entre ambos sitios fue baja, lo que indica diferencias marcadas en la composición de especies. Las curvas de rarefacción por individuos respaldaron estos resultados, mostrando una mayor riqueza esperada en Arenal. Los resultados evidencian que las comunidades de lepidópteros nocturnos difieren significativamente entre localidades y reflejan la influencia de las condiciones del hábitat, destacando la utilidad de este grupo como indicador ecológico en ambientes rurales tropicales.

Palabras clave: diversidad, diversidad biológica, polillas nocturnas, rarefacción

Abstract

Nocturnal Lepidoptera represent a highly diverse and ecologically important insect group and are widely used in biodiversity assessments due to their sensitivity to habitat conditions. This study aimed to compare the diversity, structure, and species composition of nocturnal Lepidoptera in two rural localities of Panama: La Ocho (Tortí, Chepo District) and Arenal (Río Congo Arriba, Santa Fe District). Nocturnal sampling was conducted between June and August 2019 using light attraction with white and blue light sources directed onto a white sheet. Diversity was evaluated using the Shannon–Wiener and Simpson indices, and similarity between sites was assessed using the Jaccard coefficient. Individual-based rarefaction curves were used to standardize sampling effort and compare expected species richness between localities. Species richness and diversity were higher at the Arenal site, which showed greater Shannon diversity and lower dominance values compared to La Ocho. Species composition differed markedly between sites, as reflected by a low Jaccard similarity coefficient. Rarefaction analyses supported these patterns, indicating higher expected species richness at Arenal across comparable sampling effort. These results highlight the influence of habitat conditions on nocturnal Lepidoptera assemblages and support the usefulness of moths as ecological indicators in tropical rural environments.

Keywords: diversity, biodiversity, nocturnal moths, rarefaction

Introducción

Los Lepidoptera constituyen uno de los órdenes de insectos más diversos a nivel mundial y desempeñan funciones ecológicas clave en los ecosistemas terrestres. Dentro de este grupo, las polillas representan la mayor proporción de especies y muestran una amplia diversidad de formas, tamaños, hábitos y estrategias ecológicas. La mayoría de las especies presenta actividad crepuscular y nocturna, con comportamientos de vuelo que varían desde desplazamientos locales hasta migraciones de larga distancia. Morfológicamente, las polillas se distinguen de las mariposas diurnas por la presencia de antenas frecuentemente plumosas en los machos, cuerpos generalmente más robustos y una notable diversidad de patrones de coloración, muchos de ellos asociados a estrategias de camuflaje y mimetismo (Corro-Chang, 2018).

En términos de riqueza, los Lepidoptera ocupan el segundo lugar dentro de la clase Insecta, después de los Coleoptera. Su diversidad alcanza valores particularmente elevados en regiones tropicales, donde las polillas superan ampliamente en número de especies a las mariposas diurnas. Este grupo presenta además un amplio rango de tamaños corporales, que va desde grandes especies como *Attacus atlas* hasta microlepidópteros de apenas unos milímetros de envergadura, lo que refleja su elevada plasticidad evolutiva y ecológica (Bado & San Blas, 2017; NMH, 2016).

A pesar de su alta diversidad, el conocimiento sobre la composición y estructura de las comunidades de polillas sigue siendo limitado, especialmente en regiones tropicales. La mayoría de los estudios se ha concentrado en grupos conspicuos o de mayor tamaño, como Papilionidae, Sphingidae y Saturniidae, mientras que otros taxones igualmente diversos han recibido menor atención. Esta desigualdad en el esfuerzo de estudio ha generado vacíos importantes en la comprensión de los patrones de riqueza y diversidad de las polillas nocturnas, particularmente a escalas locales y regionales (Hernández-Baz & Bailey, 2006).

Desde una perspectiva ecológica, las polillas cumplen funciones fundamentales en los ecosistemas naturales. Los adultos participan activamente en la polinización, mientras que las larvas influyen en la dinámica de la vegetación al interactuar con una amplia variedad de plantas hospedadoras. No obstante, cambios en la estructura del hábitat, la intensificación del uso del suelo y el cambio climático pueden alterar significativamente la composición y diversidad de sus



ensamblajes, haciendo de las polillas un grupo sensible a la perturbación ambiental y un potencial indicador de la calidad del hábitat (Hernández, 2010; Corro-Chang, 2018).

En Panamá, los estudios sobre Lepidoptera nocturnos han sido históricamente escasos y fragmentarios. Los primeros aportes significativos datan de inicios del siglo XX, cuando exploraciones entomológicas asociadas a la construcción del Canal de Panamá permitieron la descripción de numerosas especies, incluidas varias endémicas. Sin embargo, aún persisten importantes vacíos de información sobre la diversidad y estructura comunitaria de las polillas en distintos tipos de hábitat del país (Corro-Chang, 2018).

En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo comparar la riqueza, diversidad y composición de lepidópteros nocturnos en dos localidades rurales de Panamá con condiciones ambientales contrastantes, a fin de evaluar cómo la estructura del hábitat y el grado de perturbación se reflejan en sus comunidades.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en dos localidades de Panamá con características ambientales contrastantes. La primera corresponde a la comunidad conocida como La Ocho, ubicada en el área de Cañaza, corregimiento de Tortí, distrito de Chepo, provincia de Panamá (8.9265600° N, -78.1847560° O). La segunda localidad se encuentra en la comunidad de Arenal, corregimiento de Río Congo Arriba, distrito de Santa Fe, provincia de Darién (8.8018700° N, -78.3844520° O).

Muestreo

Se realizaron seis jornadas de muestreo entre los meses de junio y agosto de 2019. Las actividades se llevaron a cabo en horario nocturno, entre las 19:00 p.m. y las 02:00 a.m., en áreas rurales asociadas a bosques, parches de bosque y zonas agrícolas de ambas localidades.

El muestreo de lepidópteros nocturnos se efectuó mediante el método de atracción lumínica, utilizando una combinación de luz blanca y azul proveniente de tubos fluorescentes de 12 W, de baja intensidad, siguiendo metodologías ampliamente empleadas en estudios de polillas nocturnas (Nöskea et al., 2008, citado por Díaz & Salazar, 2015). Como superficie de atracción se

instaló una manta de tela blanca de aproximadamente 170 cm de altura y 2 yardas de longitud, sostenida mediante una cuerda (Figura 1).

Figura 1.

Muestreo de lepidópteros nocturnos mediante atracción lumínica.



Nota: Sistema de atracción lumínica con manta blanca y luz blanca y azul utilizado para el muestreo de lepidópteros nocturnos.

Colecta e identificación taxonómica

Las polillas atraídas fueron capturadas manualmente utilizando frascos entomológicos, lo que permitió su manipulación sin dañar los ejemplares y evitar su escape. Posteriormente, cada individuo fue colocado en sobres de papel cebolla y conservado en congelación hasta su procesamiento en laboratorio, siguiendo los procedimientos descritos por Andrade et al. (2013).

La identificación taxonómica se realizó mediante el uso de literatura especializada, claves taxonómicas e ilustraciones, apoyándose en trabajos de referencia como Urretabizkaya et al. (2010), Hernández (2010), Balcázar (2016).

Análisis de datos

Para evaluar la estructura de las comunidades de lepidópteros nocturnos se calcularon distintos índices ecológicos. La dominancia fue estimada mediante el índice de Simpson, el cual



expresa la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie y es sensible a la presencia de especies dominantes (Moreno, 2001).

La diversidad y equidad de las comunidades se analizaron utilizando el índice de Shannon–Wiener, que considera tanto la riqueza como la distribución de la abundancia entre las especies, asumiendo que todas están representadas en las muestras (Álvarez et al., 2004).

La similitud entre los dos sitios de estudio se evaluó mediante el coeficiente de asociación de Jaccard, cuyos valores oscilan entre 0 (ausencia de similitud) y 1 (similitud máxima). Todos los análisis se realizaron utilizando el programa PAST, versión 4.15.

Resultados y discusión

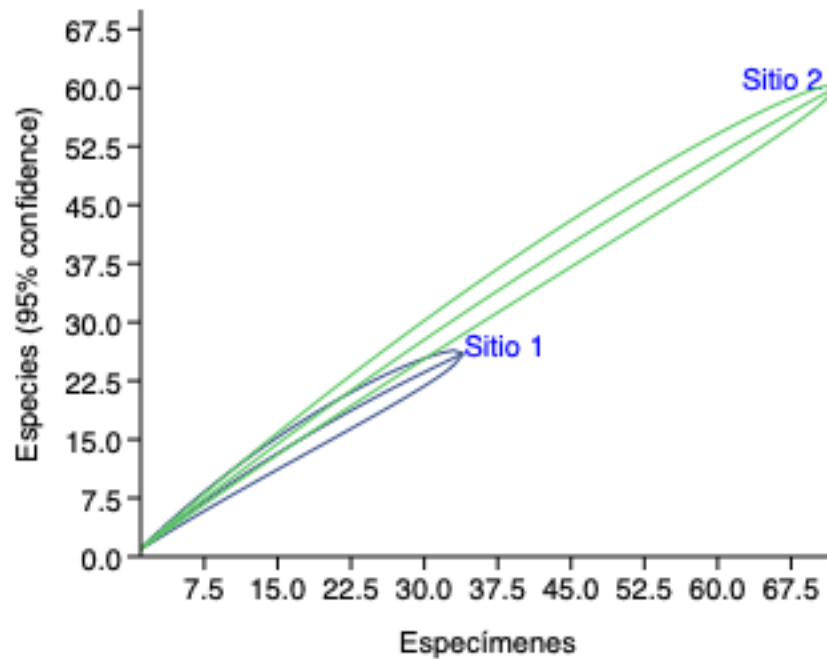
Las diferencias en la riqueza, diversidad y composición de lepidópteros nocturnos entre las localidades de La Ocho y Arenal evidencian la sensibilidad de este grupo a las condiciones del hábitat y al historial de uso del suelo. En este estudio se registraron 26 especies y 34 individuos en La Ocho, frente a 60 especies y 72 individuos en Arenal (Tabla 1), y las curvas de rarefacción (Figura 2) por individuos mostraron que Arenal mantiene una mayor riqueza incluso al estandarizar el esfuerzo de muestreo, lo que indica que la diferencia no se debe únicamente al número de especímenes capturados (Kitching et al., 2000). Este patrón sugiere que Arenal presenta condiciones ambientales más favorables para el establecimiento de comunidades diversas de polillas nocturnas, probablemente asociadas a una mayor heterogeneidad del hábitat, mayor complejidad estructural de la vegetación y mayor disponibilidad de plantas hospederas, factores que se han relacionado de forma consistente con una mayor riqueza de Lepidoptera en ecosistemas tropicales (Kitching et al., 2000; Summerville & Crist, 2003; Axmacher et al., 2009).

En contraste, la menor riqueza observada en La Ocho podría estar vinculada a una mayor simplificación del paisaje y a actividades humanas que limitan los recursos y microhábitats disponibles para las especies nocturnas, favoreciendo la persistencia de taxones generalistas y tolerantes a la perturbación (Magurran, 2004). Este patrón coincide con lo reportado en el Área Recreativa Lago Gatún, donde, pese a registrarse 85 especies y 13 familias, las familias de mayor tamaño corporal como Sphingidae y Saturniidae se encuentran pobremente representadas, lo que

se ha interpretado como un efecto de la perturbación y de las modificaciones en la estructura del hábitat (Lanuza Garay et. al, 2022). De manera similar, en el gradiente entre la Reserva Forestal Fortuna y el Parque Internacional La Amistad se ha observado que la riqueza de Sphingidae y Saturniidae disminuye en sectores más influenciados por actividades agrícolas, reforzando la idea de que estas familias son particularmente sensibles a la degradación del bosque y a la reducción de la cobertura vegetal (Ríos-González et. al, 2019).

Figura 2.

Curvas de rarefacción por individuos de lepidópteros nocturnos en dos localidades de Panamá.



Nota. Las curvas muestran la relación entre el número de especímenes muestreados y la riqueza de especies observada en cada sitio (La Ocho, Sitio 1; Arenal, Sitio 2). Las bandas representan intervalos de confianza del 95 %, lo que permite una comparación estandarizada de la riqueza entre localidades con diferente esfuerzo de muestreo.

Tabla 1.

Lista de especies de lepidópteros nocturnos registradas en dos localidades rurales de Panamá, con su abundancia por sitio.

Familia	Especie	La Ocho	Arenal	Abundancia absoluta
Bombycidae	<i>Colla rhodope</i>		1	1
Cossidae	<i>Sp.1</i>	1	2	3
	<i>Sp.2</i>	2		2
Dalceridae	<i>Acraza sp.</i>		1	1
Erebidae	<i>Apantesis nr. proxima</i>		2	2
	<i>Ascalapha odorata</i>	1		1
	<i>Eudesmia sp.1</i>	2		2
	<i>Eudesmia sp.2</i>	1		1
	<i>Eudesmia sp.3</i>	1		1
	<i>Lymantria sp.</i>		1	1
	<i>Melese sp.</i>	1		1
	<i>Sarcina purpuracens</i>		1	1
	<i>Symphlebia ipsea</i>		1	1
	<i>Symphlebia sp.</i>		1	1
Geometridae	<i>Cyclophora sp.</i>	2		2
	<i>Nemoria sp.</i>	1	1	2
	<i>Nodusia nr. mutilaria</i>		1	1
	<i>Sp.</i>		1	1
	<i>Sympteryx sp.</i>		1	1
	<i>Syngria sp. 1</i>		1	1
	<i>Syngria sp. 2</i>		1	1
	<i>Thyrinteina sp.</i>		1	1
Hesperidae	<i>Sp.1</i>	2		2
Megalopygidae	<i>Hylesia imbricata</i>		2	2
	<i>Norape argyrohelia</i>	1		1
	<i>Norape sp.</i>		1	1
	<i>Sp.1</i>	1		1
	<i>Trosia nigropuctigera</i>	1		1
Noctuidae	<i>Autographa sp.</i>	1		1
	<i>Autoplusia sp.</i>		1	1
	<i>Azeta rhodogaster</i>	4		4
	<i>Diphthera festiva</i>		1	1
	<i>Eulepidotis zutata</i>		1	1
	<i>Lichroptera sp.</i>		2	2



	<i>Marinatha pisimala</i>	1		1
	<i>Sp.1</i>	1	1	2
	<i>Sp.2</i>	1	1	2
	<i>Sp.3</i>	1	1	2
	<i>Sp.4</i>	1	3	4
	<i>Sp.5</i>	1	1	2
	<i>Sp.6</i>		1	1
	<i>Sp.7</i>		2	2
	<i>Sp.8</i>		1	1
	<i>Sp.9</i>		1	1
	<i>Sp.10</i>		1	1
	<i>Sp.11</i>		1	1
	<i>Sp.12</i>		1	1
	<i>Sp.13</i>		1	1
	<i>Sp.14</i>		1	1
	<i>Sp.15</i>		1	1
	<i>Sp.16</i>		1	1
	<i>Sp.17</i>		1	1
	<i>Sp.18</i>		2	2
	<i>Sp.19</i>		1	1
	<i>Sp.20</i>		2	2
	<i>Sp.21</i>		2	2
	<i>Sp.22</i>		1	1
	<i>Sp.23</i>		1	1
	<i>Sp.24</i>		1	1
	<i>Sp.25</i>		1	1
	<i>Sp.26</i>		1	1
	<i>Palpita sp.</i>		1	1
	<i>Rupela albinella</i>	1	3	4
	<i>Spoladea sp.</i>		1	1
	<i>Sp.1</i>		1	1
Pyralidae	<i>Sp.2</i>		1	1
	<i>Sp.3</i>		1	1
	<i>Sp.4</i>		1	1
	<i>Sp.5</i>		1	1
	<i>Sp.6</i>		1	1
Saturniidae	<i>Automeris iridens</i>		1	1
	<i>Cerodiphia nr. avenata</i>	2		2



	<i>Copaxa rufinas</i>	1	1
	<i>Eacles imperialis</i>	1	1
	<i>Oxytenis beprea</i>	1	1
	<i>Oxytenis gigantea</i>	1	1
	<i>Rothschildia labeau</i>	1	1
Sphingidae	<i>Manduca sp.</i>	1	1

Nota. Los valores corresponden al número de individuos registrados por especie en cada localidad durante el periodo de muestreo. Las especies identificadas únicamente a nivel de género se indican como *sp.* o *nr.*.

Diversidad y dominancia de las comunidades

En términos de diversidad, el índice de Shannon–Wiener fue significativamente mayor en Arenal ($H' = 4.031$) que en La Ocho ($H' = 3.159$), lo que indica una comunidad con una distribución más equilibrada de los individuos entre las especies (Tabla 2). De forma congruente, el índice de dominancia de Simpson fue menor en Arenal, reflejando una menor concentración de individuos en unas pocas especies y una estructura comunitaria más equitativa, típica de hábitats con mayor complejidad ecológica y menor perturbación (Magurran, 2004). En La Ocho, en cambio, los valores más altos de dominancia sugieren que un conjunto reducido de especies domina la comunidad, un patrón asociado a ambientes perturbados o empobrecidos, en los que las especies oportunistas y generalistas tienden a incrementar su abundancia relativa (Summerville & Crist, 2003; Kitching et al., 2000). Resultados análogos se han descrito para comunidades de lepidópteros nocturnos en bosques tropicales sometidos a cambios en el uso del suelo y para las macropolillas de Lago Gatún, donde los sitios más alterados muestran comunidades más dominadas y menos equitativas (Lanuza Garay et al., 2022).


Tabla 2.
Riqueza, diversidad y similitud de lepidópteros nocturnos en dos localidades de Panamá.

Índice ecológico	Sitio 1 (La Ocho)	Sitio 2 (Arenal)	p (permutación)
Riqueza de especies	26	60	0.0257
Número de individuos	34	72	<0.001
Dominancia (Simpson)	0.048	0.019	0.003
Diversidad (Shannon–Wiener H')	3.159	4.031	0.0061
Similitud (Jaccard)	—	0.103	—

Nota. Los valores de *p* corresponden a pruebas de permutación realizadas en el programa PAST v.4.15. El coeficiente de Jaccard expresa la similitud en la composición de especies entre ambas localidades (0 = ausencia de similitud; 1 = similitud máxima).

Similitud en la composición de especies

La comparación de la composición específica entre ambas localidades reveló una baja similitud, con un coeficiente de Jaccard de 0.103 (Tabla 2). Este resultado indica que los ensamblajes de lepidópteros nocturnos difieren notablemente entre sitios, compartiendo un número reducido de especies.

Esta baja similitud puede atribuirse a diferencias en la cobertura vegetal, el grado de perturbación y la disponibilidad de microhábitats, factores que influyen directamente en la presencia y abundancia de polillas, especialmente aquellas con requerimientos larvales estrechos (Axmacher et al., 2009; Brehm et al., 2003; Kitching et al., 2000; Summerville & Crist, 2003). De manera consistente, estudios realizados en gradientes altitudinales y de conservación (Montero-Muñoz et al., 2013), como el de la Reserva Forestal Fortuna y el Parque Internacional La Amistad, han mostrado que la riqueza y composición de Sphingidae y Saturniidae responden fuertemente a la integridad del bosque y a parámetros climáticos como la precipitación y la



humedad relativa (Ríos-González et al., 2019), lo que refuerza la interpretación de que las diferencias entre La Ocho y Arenal están ligadas a la estructura y calidad del hábitat.

Implicaciones ecológicas

Las diferencias registradas en la riqueza, diversidad y composición de lepidópteros nocturnos entre ambas localidades resaltan la sensibilidad de este grupo a las condiciones del hábitat. Debido a su estrecha relación con las plantas hospederas durante el estadio larval y a su papel ecológico como polinizadores y componentes clave de las redes tróficas en el estado adulto, las polillas nocturnas responden de manera rápida a cambios en la estructura del paisaje y a distintos niveles de perturbación ambiental, lo que las convierte en un grupo útil para evaluar la calidad del hábitat en ecosistemas tropicales (Scoble, 1995; Summerville & Crist, 2003; Axmacher et al., 2009).

En conjunto, los resultados de este estudio demuestran que las variables ambientales y el historial de uso del suelo influyen de manera significativa en la estructura y composición de las comunidades de lepidópteros nocturnos en paisajes rurales de Panamá. La mayor riqueza, diversidad y menor dominancia registradas en Arenal, frente a los valores más bajos y comunidades más dominadas en La Ocho, indican que Arenal se encuentra en un estado de conservación relativamente mejor, mientras que La Ocho refleja los efectos de la simplificación del paisaje y de la perturbación antrópica (Magurran, 2004; Summerville & Crist, 2003). La concordancia de estos patrones con lo documentado en otras áreas del país, como Lago Gatún y la Reserva Forestal Fortuna–Parque Internacional La Amistad, donde la perturbación reduce la representación de familias sensibles y aumenta la dominancia de grupos tolerantes, subraya el valor de las polillas nocturnas como bioindicadores de la calidad ambiental y resalta la importancia de conservar hábitats heterogéneos para mantener la biodiversidad de Lepidoptera en regiones tropicales (Kitching et al., 2000; Brehm et al., 2003; Lanuza Garay et al., 2022; Ríos-González et al., 2019).

Conclusión

El presente estudio evidencia diferencias claras en la riqueza, diversidad y composición de lepidópteros nocturnos entre las dos localidades evaluadas, lo que refleja la influencia de las



condiciones del hábitat y del grado de perturbación sobre la estructura de estas comunidades. La mayor diversidad, menor dominancia y distribución más equitativa observadas en el Sitio 2 indican una comunidad más equilibrada y compleja, mientras que el Sitio 1 presentó un ensamblaje dominado por pocas especies, consistente con ambientes más simplificados o perturbados.

La baja similitud en la composición específica entre sitios, determinada mediante el índice de Jaccard, muestra que cada localidad alberga un conjunto particular de especies, subrayando la importancia de conservar múltiples tipos de hábitat para proteger la diversidad regional de lepidópteros nocturnos. En conjunto, estos resultados respaldan el potencial de las polillas nocturnas como indicadores ecológicos del estado del hábitat y ponen de relieve la necesidad de ampliar los estudios sobre este grupo en Panamá, especialmente en ambientes rurales y semi-naturales, como base para futuros programas de monitoreo y estrategias de conservación orientadas a mantener la biodiversidad en paisajes tropicales.

Referencias bibliográficas

- Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña, A., & Villarreal, H. (2004). Métodos para el análisis de datos: Una aplicación para resultados provenientes de la caracterización de la biodiversidad. En *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad* (pp. 187–215). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://sib.gob.ar/archivos/IAVH-00288.pdf>
- Andrade-C., M. G., Henao Bañol, E. R., & Triviño, P. (2013). Técnicas y procesamiento para la recolección, preservación y montaje de Mariposas en estudios de biodiversidad y conservación. (Lepidoptera: Hesperioidea – Papilionoidea). *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*, 37(144), 311-325. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.12>
- Axmacher, J. C., Brehm, G., Hemp, A., Tünste, H., Lyaruu, H. V. M., Müller-Hohenstein, K., & Fiedler, K. (2009). Determinants of diversity in afrotropical herbivorous insects (Lepidoptera: Geometridae): Plant diversity, vegetation structure or abiotic factors? *Journal of Biogeography*, 36(2), 337–349. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01997.x>
- Balcázar-Lara, M. A. (2016). Polillas de seda (Saturniidae). En *La biodiversidad en Colima: Estudio de estado* (pp. 382–388). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). https://www.researchgate.net/publication/305969582_Polillas_de_seda_Saturniidae



- Brehm, G., Süßenbach, D., & Fiedler, K. (2003). Unique elevational diversity patterns of geometrid moths in an Andean montane rainforest. *Ecological Entomology*, 26(4), 456–466. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03498.x>
- Corro–Chang PE. (2018). Moths and their relationship to panamanian agriculture. *Int J Avian & Wildlife Biol.* 2018; 3(2):150–151. DOI: <https://doi.org/10.15406/ijawb.2018.03.00075>
- Díaz, K. D., & Salazar, D. M. (2015). *Diversidad de familias de polillas nocturnas (Lepidoptera) en la vereda Buenavista, en el municipio de Villagómez, Cundinamarca* [Trabajo de grado]. <https://repository.udistrital.edu.co/server/api/core/bitstreams/dad26a1d-e8f3-410e-b71f-b50d43038948/content>
- Hernández, F. (2010). *Arctiidae: palomillas nocturnas de Yucatán* [Tesis doctoral]. Universidad Veracruzana. <https://www.uv.mx/det/files/2013/11/HernandezBazFernando-Junio2012.pdf>
- Hernández-Baz, F., & Bailey, A. C. (2006). Los Ctenuchinae (Insecta: Lepidoptera: Arctiidae) de la República de Guatemala: Una síntesis preliminar. En E. Cano (Ed.), *La biodiversidad de Guatemala* (pp. 403–413). Universidad del Valle de Guatemala; Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYT).
- Kitching, R. L., Orr, A. G., Thalib, L., Mitchell, H., Hopkins, M. S., & Graham, A. W. (2000). Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Journal of Applied Ecology*, 37(2), 284–297. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00490.x>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. (Vol. VIII). USA: Blackwell.
Disponible en:
https://www.researchgate.net/profile/Mukesh_Gautam2/post/What_is_the_best_index_between_Jackknife_ACE_Bootstrap_and_Chao_to_know_the_exhaustiveness_of_a_sampling_method_of_soil_coleoptera/attachment/59d634a0c49f478072ea2e09/AS%3A273655592882176%401442255986004/download/Measuring+Biological+Diversity-Anne+E+Magurran.pdf
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. (Vol. 1). (O. & CYTED, Ed.) Zaragoza, España: M&T–Manuales y Tesis SEA. Disponible en:
<http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Montero-Muñoz, J. L., Pozo, C., & Cepeda-González, M. F. (2013). Recambio temporal de especies de lepidópteros nocturnos en función de la temperatura y la humedad en una zona de selva caducifolia en yucatán, México. *Acta zoológica mexicana (n.s.)*, 29(3), 614–628. <https://doi.org/10.21829/azm.2013.2931601>
- Museo de Historia Natural. (2016). *The tiniest moths in the world*. <https://www.nhm.ac.uk/discover/tiniest-moths-in-the-world.html>



- Nöske, N. M., Hilt, N., Werner, F. A., Brehm, G., Fiedler, K., Sipman, H. J., & Gradstein, S. R. (2008). Disturbance effects on diversity of epiphytes and moths in a montane forest in Ecuador. *Basic and Applied Ecology*, 9(1), 4–12.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.06.014>
- Ríos-González, T. A., Saldaña, Y. T., Vargas, G. A., & Bernal-Vega, J. A. (2019). Sphingidae y Saturniidae (Insecta: Lepidoptera) de la Reserva Forestal Fortuna y el Parque Internacional La Amistad, Panamá. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 90.
<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2837>
- Summerville, K. S., & Crist, T. O. (2003). Determinants of Lepidopteran community composition and species diversity in eastern deciduous forests: Roles of season, eco-region, and patch size. *Oikos*, 100(1), 134–148. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.11992.x>
- Scoble, M. J. (1995). *The Lepidoptera: Form, function and diversity*. Oxford University Press.
- Urretabizkaya, N., Vasicek, A., & Saini, E. (2010). *Insectos perjudiciales de importancia agronómica I: Lepidópteros*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
https://virtual.unju.edu.ar/pluginfile.php/408500/mod_resource/content/1/lepidopteros%20-Libro%20INTA.pdf



Primer registro de los escorpiones (Arachnida: Scorpiones) del Monumento Natural Isla Barro Colorado, Panamá

First record of scorpions (Arachnida: Scorpiones) from the Barro Colorado Island Natural Monument, Panama

Miguel A. Youngs-Mitre

Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Panamá.

miguelyoungs9811@gmail.com <https://orcid.org/0000-0003-0304-6293>

Recepción: 25 de enero de 2025

Aprobación: 7 de marzo de 2026

DOI: <https://doi.org/10.48204/semillaeste.v6n2.9272>

Resumen

Se documenta el primer registro de la escorpiofauna del Monumento Natural Isla Barro Colorado, Panamá, a partir de muestreos con luz ultravioleta realizados en noviembre y diciembre de 2025. Se registraron 12 individuos correspondientes a tres especies y dos familias: *Tityus jaimeii*, *Tityus ocelote* (Buthidae) y *Opisthacantus elatus* (Hemiscorpiidae). Las especies mostraron diferencias en el uso de microhábitats y en su grado de asociación con ambientes naturales y antropogénicos. Este estudio aporta información preliminar sobre la composición y ecología de los escorpiones en la isla y establece una base para futuras investigaciones taxonómicas y ecológicas.

Palabras clave: biodiversidad, biogeografía, escorpiones, microhábitat

Abstract

The first record of the scorpion fauna of Barro Colorado Island Natural Monument, Panama, is documented from ultraviolet light sampling conducted in November and December 2025. Twelve individuals belonging to three species and two families were recorded: *Tityus jaimeii*, *Tityus ocelote* (Buthidae), and *Opisthacantus elatus* (Hemiscorpiidae). The species showed differences in microhabitat use and in their degree of association with natural and anthropogenic environments.



This study provides preliminary information on the composition and ecology of scorpions on the island and establishes a basis for future taxonomic and ecological research.

Keywords: biodiversity, biogeography, microhabitat, scorpions

Introducción

A escala mundial, se reconocen actualmente cerca de 2 872 especies de escorpiones, agrupadas en 19 familias dentro del orden Scorpiones (Rein, 2025; Santibáñez-López et al., 2019). En Panamá, se han registrado 14 especies pertenecientes a tres familias (Teruel & Cozijn, 2011); no obstante, esta cifra ha mostrado un incremento gradual en años recientes como resultado de la descripción de nuevas especies y del reporte de nuevos registros para el país.

La Isla Barro Colorado es una reserva natural situada en el lago Gatún, dentro del área del Canal de Panamá (Leigh & Wright, 1990). Gracias a su extensa trayectoria y facilidades para la investigación científica, la isla se ha consolidado como uno de los sitios tropicales más estudiados en términos de biología y ecología tropical (Heckadon-Moreno et al., 1999; Rodríguez-Flores & Barrios, 2020).

El objetivo del presente trabajo es aportar información básica sobre la composición de especies de escorpiones en la Isla Barro Colorado, Panamá. Mediante el registro de observaciones confirmadas y evidencia fotográfica, se busca contribuir al conocimiento de la escorpiofauna de la isla. Asimismo, este trabajo pretende servir como referencia inicial para futuros estudios taxonómicos, ecológicos y biogeográficos en este sitio de alto valor científico.

Materiales y métodos

La presente investigación se desarrolló en el Monumento Natural Isla Barro Colorado, ubicado en 9° 9' 32.24" N, 79° 50' 45.31" W. La búsqueda de escorpiones se realizó mediante muestreos utilizando luz ultravioleta, empleando un método de búsqueda generalizada. Los individuos observados fueron capturados de forma individual en envases plásticos de 5.8 × 7.2 cm y posteriormente trasladados al laboratorio para su identificación taxonómica, utilizando literatura especializada (Francke & Stockwell, 1987; Lourenço, 1997; Teruel & Cozijn, 2011).



Los muestreos se efectuaron una vez por semana durante los meses de noviembre y diciembre de 2025. Tras su identificación, los escorpiones fueron fotografiados y la mayoría de los especímenes fueron liberados en el mismo sitio de captura; únicamente se conservó un individuo por especie, el cual fue depositado en el Museo de Invertebrados G.B. Fairchild de la Universidad de Panamá.

Resultados y Discusión

Se registró un total de 12 individuos de escorpiones, correspondientes a tres especies (Fig. 1) y dos familias. Las especies identificadas fueron *Tityus jaimeii* (8 individuos), *Tityus ocelote* (2 individuos) y *Opisthacanthus elatus* (2 individuos).

Familia Buthidae Koch, 1837.

Tityus jaimeii Miranda et al., 2020.

Se registraron tres individuos adultos localizados bajo troncos caídos; dos adultos se encontraron entre bloques de concreto; un juvenil fue observado sobre el camino de un sendero, posterior a la lluvia; y dos adultos adicionales fueron hallados dentro de una estructura antropogénica utilizada para el resguardo de infraestructura de telecomunicaciones.

Tityus ocelote Francke & Stockwell, 1987.

Se colectaron dos individuos adultos. El primero fue encontrado dentro de una cavidad natural en un árbol en pie, mientras que el segundo se localizó en una ranura presente en un árbol caído.

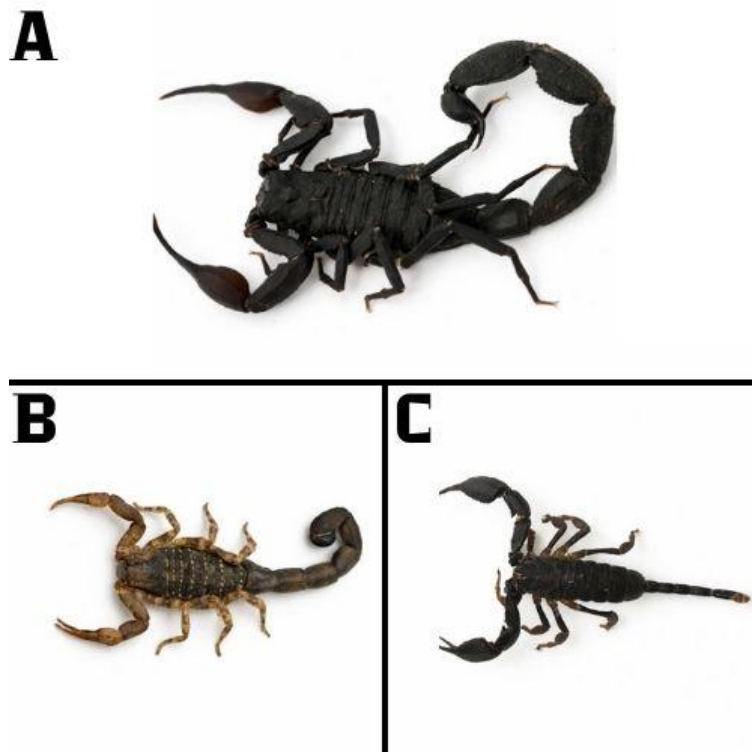
Familia Hemiscorpidae Pocock, 1893.

Opisthacanthus elatus Gervais, 1844.

Ambos individuos adultos fueron registrados bajo una acumulación de madera seca, sugiriendo una preferencia por microhábitats con cobertura y refugio estructural.

Figura 1.

A) Adulto de *Tityus jaimeii*; B) Adulto de *Tityus ocelote*; C) Adulto de *Opisthacanthus elatus*



Las especies registradas en el Monumento Natural Isla Barro Colorado mostraron diferencias en el uso de microhábitats y en su grado de asociación con ambientes naturales y antrópicos. *Tityus jaimeii* presentó una alta plasticidad ecológica, al ser encontrada tanto en sustratos naturales como bajo troncos y en estructuras antropogénicas, lo que sugiere una capacidad de adaptación a ambientes modificados. *Tityus ocelote* se asoció principalmente a microhábitats arbóreos, ocupando cavidades y ranuras en árboles vivos y caídos. Esto concuerda con Youngs-Mitre et al. (2025), quienes mencionan la alta plasticidad de la familia Buthidae para sobrevivir tanto en ambientes naturales como modificados por el hombre. En contraste, *Opisthacanthus elatus* fue registrada exclusivamente bajo acumulaciones de madera seca, lo que indica una preferencia por microhábitats con alta cobertura y estabilidad estructural, como lo mencionan Álvarez et al. (2013), quienes registran que esta especie tiene preferencia por microhábitats que le proporcionen buen refugio, así como estar debajo de rocas o troncos caídos.



Conclusión

El presente estudio aporta información preliminar sobre la escorpiofauna del Monumento Natural Isla Barro Colorado, al documentar la presencia de tres especies pertenecientes a dos familias y describir sus principales microhábitats. Los resultados evidencian diferencias en el uso del espacio y en el grado de asociación con ambientes naturales y antropogénicos, destacando la importancia de los refugios estructurales para estas especies. Estos hallazgos constituyen una base inicial para futuras investigaciones orientadas a profundizar en la diversidad, ecología y distribución de los escorpiones en la isla, y refuerzan la relevancia de los estudios piloto para ampliar el conocimiento de la biodiversidad en ecosistemas tropicales protegidos.

Agradecimientos

El autor agradece a Yves Basset por facilitar el acceso al equipo y al espacio del laboratorio del programa de monitoreo de artrópodos, lo cual permitió la adecuada identificación de los escorpiones registrados. Asimismo, se reconoce a Braulio Bonilla, Catherine Arrocha, Junior Cedeño y Raúl Almanza por su valiosa colaboración durante las actividades de campo. Finalmente, se agradece a Francisco Serrano por sus aportes y comentarios constructivos que contribuyeron a mejorar el presente manuscrito.

Referencias bibliográficas

- Álvarez, D., Gómez, D., Martínez, M., Mendoza, H., & Ruiz, R. (2013). Uso de microhábitat por escorpiones en un relicto de bosque seco tropical del Caribe colombiano. *Revista Colombiana de Entomología*, 39(2): 301-304.
- Francke, O. F., & Stockwell, S. A. (1987). *Scorpions (Arachnida) from Costa Rica*. Special Publications of the Museum, Texas Tech University, 25, 1–64.
- Heckadon-Moreno, S., Ibáñez, R., & Condit, R. (Eds.). (1999). *La Cuenca del Canal: deforestación, urbanización y contaminación*. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales.
- Leigh, E. G., & Wright, S. J. (1990). Barro Colorado Island and tropical biology. En A. H. Gentry (Ed.), *Four Neotropical rainforests* (pp. 28–47). Yale University Press.



- Lourenço, W. R. (1997). Synopsis de la faune de scorpions de Colombie, avec des considérations sur la systématique et la biogéographie des espèces. *Revue Suisse de Zoologie*, 104, 61–94.
- Rein, J. O. (2025). *The Scorpion Files*. Norwegian University of Science and Technology. <https://www.ntnu.no/ub/scorpion-files/>
- Rodríguez-Flores, O., & Barrios, H. (2020). Scolytinae y Platypodinae (Coleoptera: Curculionidae) de la Isla Barro Colorado, Panamá. *Scientia*, 30(1), 15–52.
- Santibáñez-López, C. E., González-Santillán, E., Monod, L., & Sharma, P. P. (2019). Phylogenomics facilitates stable scorpion systematics: Reassessing the relationships of Vaejoidea and a new higher-level classification of Scorpiones (Arachnida). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 135, 22–30.
- Teruel, R., & Cozijn, M. (2011). A checklist of the scorpions (Arachnida: Scorpiones) of Panama, with two new records. *Euscorpius*, 133, 1–6.
- Youngs-Mitre, M. A., Santos-Murgas, A., & Mack, M. (2025). Escorpiones de importancia médica asociados a los bosques urbanos de la ciudad de Panamá. *Biotempo*, 22(1), 143-148.



***Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae), the great invader of Gatun Lake, Panama.**

Corbicula fluminea (Bivalvia: Corbiculidae), el gran invasor del lago Gatún, Panamá.

Darío Córdoba González

Universidad de Panamá, Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología,
Panamá.

dario.cordoba@up.ac.pa. <https://orcid.org/0000-0002-0693-4176>

Recepción: 14 de febrero de 2026

Aprobación: 30 de marzo de 2026

DOI: <https://doi.org/10.48204/semillaeste.v6n2.9394>

Abstract

In order to recognize clam species that pose a threat to the freshwater extraction tunnels of the Panama Canal locks, specimens were collected, which were obtained by diving from the shore at a depth of three meters, every month throughout the year 2025, on the shores of Gatun Lake, in the sector of the town of La Arenosa. district of Chorrera. Panama West Province, Panama, between the approximate coordinates 9°12'N 79°54'W; all specimens were packaged in airtight plastic bags that were placed in a refrigerated container for transport to the facilities of the Museum of Malacology of the University of Panama (MUMAUP), where they were identified and labeled. The 2500 specimens were identified as *C. fluminea* (Asian clam), had a hard, rounded and triangular shell, with very marked concentric striations, glossy periostracium (brown, green or yellowish) and a pearly interior ranging from white to purple, with three cardinal teeth and denticulated laterals. The presence of this clam in Gatun Lake, Panama, is a problem because it obstructs the hydraulic infrastructures of the Panama Canal, such as pipes and filters, competes for food and resources with native species; These bivalves filter water, reproduce quickly, and were likely introduced by ships' ballast water. In addition, this species is a classic example of an exotic invasive species that has successfully colonized freshwater bodies on almost every continent, generating environmental and economic challenges.

Keywords: alien species, clam, interoceanic channel, invasive

Resumen

Con el fin de reconocer especies de almejas que representan una amenaza para los túneles de extracción de agua dulce de las esclusas del Canal de Panamá, se recolectaron ejemplares, que se obtuvieron buceando desde la orilla a tres metros de profundidad, cada mes durante todo el año 2025, en las orillas del lago

Gatún, en el sector de la localidad de La Arenosa, distrito de Chorrera. Provincia de Panamá Oeste, Panamá, entre las coordenadas aproximadas 9°12'N 79°54'O; todos los especímenes se empaquetaron en bolsas de plástico herméticas que se colocaban en un contenedor refrigerado para su transporte a las instalaciones del Museo de Malacología de la Universidad de Panamá (MUMAUP), donde eran identificados y etiquetados. Los 2500 ejemplares fueron identificados como *C. fluminea* (almeja asiática), tenían una concha dura, redondeada y triangular, con estrías concéntricas muy marcadas, periostrácio brillante (marrón, verde o amarillento) y un interior perlado que iba del blanco a púrpura, con tres dientes cardinales y laterales denticulados. La presencia de esta almeja en el lago Gatún, Panamá, es un problema porque obstruye las infraestructuras hidráulicas del Canal de Panamá, como tuberías y filtros, compite por alimento y recursos con especies autóctonas; estos bivalvos filtran el agua, se reproducen rápidamente y probablemente fueron introducidos por el agua de lastre de los barcos. Además, esta especie es un ejemplo clásico de una especie invasora exótica que ha colonizado con éxito cuerpos de agua dulce en casi todos los continentes, generando desafíos medioambientales y económicos.

Palabras clave: almeja, canal interoceánico, especies exótica, invasora

Introduction

Biological invasions of non-native species often occur due to human intervention and represent one of the biological/ecological alterations that occur on a global scale as a result of globalization (e.g., Crespo *et al.*, 2015). In the context of current global changes, biological invasions emerge as an event in themselves (Simberloff *et al.*, 2013). Transitional ecosystems, particularly estuaries, are highly susceptible to biological invasion events, as various human activities that are important vectors of introduction are concentrated in these areas (e.g., fisheries, ballast water, general human occupation, aquaculture) (Cohen & Carlton, 1998; Williams & Grosholz, 2008). Known as fundamental biological areas, estuaries are highly productive habitats (Kennish, 2002; Dolbeth *et al.*, 2011; Hicks *et al.*, 2011) and functionally important (e.g., Sousa *et al.*, 2010 and 2012).

Since estuaries are generally characterized by low diversity due to particular physicochemical conditions (Loo & Rosenberg, 1996; Kennish, 2002; Dolbeth *et al.*, 2011; Hicks *et al.*, 2011), the introduction of new species with high potential for expansion and competition could have a disproportionate effect on ecosystem functioning (Stachowicz & Byrnes, 2006; Sousa *et al.*, 2008b). The Asian clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), is among the most invasive species in freshwater systems (McMahon, 2002; DAISIE, 2008; Sousa *et al.*, 2008a), with a wide global distribution and high invasive efficiency (Crespo



et al., 2015). This species can affect hydrology, biogeochemical cycle, and biotic interactions through two general mechanisms: assimilation-dissimilation processes (absorption and release of energy and materials) and physical engineering of the ecosystem (physical modification of the environment by organisms), with impacts ranging from individuals to ecosystems (Hakenkamp *et al.*, 2001; Sousa *et al.*, 2009; Atkinson *et al.*, 2011). This species can create a different habitat matrix for benthic fauna through bioturbation and shell production (Ilarri *et al.*, 2012 and 2014) and has high filtration rates, which reduces the availability of phytoplankton for other species (Foe & Knight, 1985; Phelps, 1994; Hakenkamp *et al.*, 2001; Sousa *et al.*, 2008a). It is a highly productive bivalve, which can cause disruptions in the food chain, either as a consumer or as a food source for higher trophic levels, especially when mass die-offs occur (McMahon, 2002; Sousa *et al.*, 2008b and 2012b).

Despite being a freshwater species, *C. fluminea* can tolerate salinities of up to 10-14 (in LMUs, without units) (McMahon, 1983 and 1999), allowing it to colonize areas upstream of estuaries (Sousa *et al.*, 2008b; Franco *et al.*, 2012; Ilarri *et al.*, 2014). Its life cycle favors the ability to invade other systems, due to its rapid growth rates, early maturation (McMahon, 1999 and 2002; Sousa *et al.*, 2008a) and its capacity for androgenesis and self-fertilization (Pigneur *et al.*, 2011). Juveniles are released as pediveligers, and their dispersal is facilitated by a mucilaginous drift line (Prezant and Chalermwat, 1984; Rosa *et al.*, 2012). In addition, the species is known to possess great phenotypic plasticity, indicated by a wide range of shell and body mass characteristics for geographically close systems (Sousa *et al.*, 2007; Vohmann *et al.*, 2010; Rosa *et al.*, 2012), which is another feature that contributes to its invasive potential. Awareness of the impact of the species has been increasing, as it has generated significant economic impacts in North America due to biofouling (Mattice, 1977; Rosa *et al.*, 2011). The species has been present in North America since the mid-1930s, in South America since the 1960s (Darrigran, 2002), and in Europe since the 1980s (Ilarri & Sousa, 2012; Crespo *et al.*, 2015).

Despite the wide availability of information on its vital limits, genetics, physiology and metabolism, there is still an information gap on how the species can cope with adverse cyclical conditions such as those found in estuaries. Physicochemical parameters (e.g., salinity, temperature, water depth, turbidity) change according to cycles of different durations (McLusky, 1993; Teixeira *et al.*, 2008; Pratt *et al.*, 2014) in estuaries, so it is important to assess whether *C. fluminea* populations can thrive in such unstable environments. In addition, as transitional habitats, estuaries exhibit complex gradients (e.g., in a neotropical reservoir; Paschoal *et al.*, 2015), with horizontal, vertical, cross-sectional, or other patterns, in relation to the aforementioned abiotic factors (McLusky, 1993). As an invasive species responsible for high levels of



secondary production (Phelps, 1994; McMahon, 2002; Sousa *et al.*, 2008b), could harness much of the energy available in estuaries (Vannote *et al.*, 1980). This could pose an additional threat to native biodiversity, with disruptive effects on the functions and processes of native organisms.

C. fluminea (Asian clam) is present and abundant in Gatun Lake and the Panama Canal, being an introduced species that is part of the food base of local aquatic ecosystems and has been the subject of scientific studies for its role in food webs and its potential impact, with reports since 1990 in the Santa María River (Veraguas) and studies confirming its presence in the Gatun Locks and in samples from the lake between 2013-2018, probably introduced by ballast water or as a larva in farmed fish such as carp and tilapia, and is considered an invasive species that can cause negative impacts on water systems, affecting ecology and potentially hydraulic infrastructure.

This article presents the results of a field experiment in which invasive species was first located. *C. fluminea* in the town of La Arenosa, Chorrera, on the slopes of Gatun Lake, the main freshwater tributary of the Panama Canal. This will allow us to predict whether the species poses a threat to the Panama Canal locks' freshwater extraction tunnels and whether it is sufficient to prevent further advance.

Material and methods

Location of the study area: The town of La Arenosa is in the township of Mateo Iturralde in the district of La Chorrera, Panama, and is famous for being on the shores of Gatun Lake, being a popular destination for fishing, water activities and enjoying nature, with piers and lodging options nearby, offering a rural escape close to the city.

Field methodology: The sampling was carried out by diving up to three meters deep from the shores of Gatun Lake in the sector of the town of La Arenosa, district of Chorrera, province of Panama Oeste, Panama; every month throughout the year 2025, from January to December, collecting specimens of bivalves manually diving at depths of up to three meters on the shores of Gatun Lake in the sector of the town of La Arenosa, district of Chorrera, province of Panama Oeste, Panama, between the approximate coordinates of 9°12'N 79°54'W; all specimens were packed in airtight plastic bags that were placed in a refrigerated container for transport to the facilities of the Museum of Malacology of the University of Panama (MUMAUP).

Laboratory Methodology: After sampling, the biological material was taken to the MUMAUP, for identification. Prior to identification, the specimens had their soft-shell body removed; then they were



placed in the oven. For identification, the morphological characteristics of the shell were taken into account, such as its opening, the siphonal canal and the muscular footprint of the bivalve. They were then taxonomically located with the help of the Bivalve Seashells of Tropical West America (Coan & Paul Valentic-Scott 2012), exclusive to Pelecypoda and the taxonomic update was verified on the World Register of Marine Species website (WoRMS 2026).

Results

The 2,500 specimens collected in the village of La Arenosa, Gatun Lake, Chorrera, Panama, West, were small to medium in size (2-5 cm) and were classified as *C. fluminea*, Asian clam (Fig. 1). This species has a hard, rounded, triangular shell with well-defined concentric striations. Its periostracum is shiny and can vary in color from brown, greenish-golden, to almost black or yellowish tones. The inside of the shell has a lustrous finish in bluish tones, with a purplish outer edge and a pearly surface ranging from white to purple. In addition, it has three cardinal teeth and lateral denticulars. Its body is robust and has a large axe-shaped foot, which allows it to semi-bury itself in the substrate while filtering water to feed on organic particles present in soft sediments such as algae, microplankton and detritus. No obvious sexual dimorphism is observed, and this species is considered to have an inactive behavior.

Discusions

C. fluminea, known as the Asian clam, has established itself in Gatun Lake in Panama as an invasive species that competes for resources, alters food chains, and can block hydraulic infrastructure such as pipes and pumps. This is due to its high fecundity and accumulation capacity, which negatively impacts both water quality and native aquatic life. Its introduction into the region is believed to have been due to ballast water from ships, according to research into its local presence.

This species of freshwater clam has generated significant economic damage, amounting to millions of dollars for pipes used by various industries, including energy and water supply. Competition with *C. Fluminea* is causing a decline in the populations of many native species, as this clam spreads when it attaches to boats or is transported in ballast water. In addition, its use as bait has facilitated its sale within the aquarist trade (GISD, 2005). Native to Southeast Asia, specifically countries such as Russia, Thailand, the Philippines, Hong Kong, Taiwan, Korea, Japan (Britton and Morton, 1979 cited by CABI, 2013) and southern China (Morton, 1986 cited by Naranjo-



García & Olivera-Carrasco, 2014), *C. fluminea* continues to be a significant environmental problem in Panama.

It was first identified in the United States during the 1920s, and from there it spread to Mexico. In the 1970s, it began to appear in Brazil and Argentina, and from 1980 it was recorded in Venezuela. More recently, it has been reported in Ecuador, Peru and Panama. In Europe, its presence has been documented in countries such as France, Portugal, Germany, Belgium, the Netherlands, Spain, Hungary, Serbia and Ireland (Lucy *et al.*, 2012). This species has been classified as invasive in several places: France, Japan and the United States (GISD, 2005), as well as in China, South Korea, the Philippines, Taiwan, Thailand, Canada, Panama, Argentina, Brazil, Uruguay and other European countries such as Belgium and the Czech Republic (CABI, 2013) as well as Spain (MAAMA, 2016). It was introduced to North America by Asian immigrants during the 1930s for the purpose of being used as food (Lucy *et al.*, 2012). Juveniles can be transported globally by ballast water (GISD, 2005).

In various parts of the world this species is considered a pest due to its ability to proliferate rapidly. They are responsible for clogging pipes in industrial cooling systems and blocking the flow of water in irrigation and supply channels (Britton & Fuller, 1979 cited by Naranjo-García & Olivera-Carrasco, 2014). They also cause blockages in water-dependent water facilities and power plants. This happens mainly because juveniles have no ability to swim; they tend to enter various structures where they adhere to grow and reproduce until they cause obstructions with living individuals or shells of those that have died (CABI, 2013). In addition, they can block irrigation and drainage conduits during periods of low flow (GISD, 2005).

Actions and effects of the *C. fluminea* in Gatun Lake: this species acts as a filter feeder, consuming large volumes of plankton and competing directly with native species for food resources, which alters the base of the food web. Their proliferation in large quantities causes obstructions in filters, pumps and pipes of drinking water supply and electricity generation systems of the Panama Canal, generating operational problems. The massive presence of these clams can modify the composition of the sediment and displace local organisms, thus impacting biodiversity. Thanks to their high



fecundity and rapid growth, they have the ability to colonize new environments quickly. The introduction of this species in Panama and other areas of the world is mainly due to the ballast water used by ships sailing through the Canal, which facilitates its dispersal between different basins. The Asian clam present in Gatun Lake is an exotic organism that produces significant negative effects on both the ecosystem and the operations of the Panama Canal, serving as a clear example of the impact that invasive species can have on aquatic environments. In 1986, damage caused by *C. fluminea* in U.S. industries totaling approximately \$1 billion (Isom, 1986 cited by Lucy *et al.*, 2012; GISD, 2005). Likewise, it was estimated that damage to a nuclear plant reached \$2.2 billion in 1980 (OTA, 1993 cited by CABI, 2013). In South America, problems related to fouling in power plants in Brazil have also been documented (Zampatti & Darrigan, 2001 cited by CABI, 2013).

Short-term management in Gatun Lake could be achieved through a variety of strategies. Manual removal of organisms is considered an effective method with minimal impact, although it is costly and requires a considerable number of human resources, and is more applicable in small areas. On the other hand, chemical controls are not feasible in open systems due to the impossibility of regulating the characteristics of water in large volumes and the potential risk of affecting other organisms. In closed systems, salinity can be increased (with a tolerable upper limit for this species between 14-17 ppm), the pH of the water can be modified (since below 5.6 the survival of the species is compromised), oxidizing biocides (such as chlorine or bromine) or non-oxidizing biocides (molluscicides, ammonium) can be applied, as well as potassium treatments can be applied (a high concentration causes the mollusc's foot to become immobilized when in contact with the treating agent). These methods have proven to be effective in controlling this species.

The populations of *C. Fluminea* are regulated using a variety of approaches. When these molluscs are in the water catchment tubes, thermal regulation is used, raising the temperature of the water inside the pipes above 37 °C; however, this method is not feasible in many systems. Mechanical measures, such as the use of screens and traps, can effectively remove adult clams and their body tissues along with shells. Low-temperature events can contribute to the population control of *C. fluminea*, while a rapid decrease in the water level in reservoirs could be used to manage this



invasive mollusk (Werner & Rothhaupt, 2008 cited by CABI, 2013). It is suggested to clean ships and barges that transport sediments. The proper and effective use of equipment such as dredgers and hand nets should include techniques such as washing with hot water (above 50 °C) and chlorine solutions (Aldridge & Muller, 2001 cited by CABI, 2013).

To control the spread of this species in Gatun Lake in the medium and long term, various measures could be implemented: establish regulations and infrastructures aimed at disinfecting boats and equipment, carry out constant monitoring of the dispersal of the species through prospecting campaigns, prohibit the sale of this organism in aquarium stores, promote native aquatic species by improving their habitat, facilitating their migration and restricting their fishing. It would also be beneficial to conduct environmental education campaigns focused on native naiads and develop specific programs to educate fishermen and farming communities.

The confirmed presence of *C. fluminea* in Gatun Lake establishes this Asian clam as a significant biological invader in Panama, with the potential to disrupt aquatic ecosystems and affect critical infrastructure such as the Panama Canal. Their remarkable reproductive capacity and rapid spread threaten native biodiversity, which demands constant environmental monitoring, according to studies carried out by the National University of Panama and international reports.

Acknowledgments

We want to thank from the bottom of our hearts the staff of the Museum of Malacology of the University of Panama (MUMAUP), for providing us with a space to carry out laboratory work, to the staff of the Aquatic Resources Authority of Panama (ARAP) and MiAmbiente and National System of Researchers (SNI)

Bibliographic references

Atkinson, C.L., First, M.R., Covich, A.P., Opsahl, S.P. & S.W. Golladay. (2011). Suspended material availability and filtration-biodeposition processes performed by a native and invasive bivalve species in streams. *Hydrobiologia*, 667: 191-204.

- Cohen, A.N. & J.T. Carlton. (1998). Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science*, 279: 555–558.
- Crespo, D., Dolbeth, M., Leston, S., Sousa, R. & M.A. Pardal. (2015). Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: A geographic approach with notes on species traits variability. *Biological Invasions*, 17: 2087-2101.
<https://doi.org/10.1007/s10530-015-0862-y>
- CABI. (2013). *Corbicula fluminea*. En: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. Consultado el 30 de diciembre de 2025 en:
<http://www.cabi.org/isc/datasheet/88200>
- CABI. (2016). *Corbula amurensis* (Amur River clam). En: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. Consultado en diciembre 2025 en:
<http://www.cabi.org/isc/datasheet/107736>
- Carlton, J.T. (1989). Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. *Conservation Biology*, 3(3): 265-273.
- Carlton, J.T. (1999). The scale and Macological consequences of biological invasions in the world's oceans. In: Sandlund, O.T., P.J. Schei and A. Viken (eds) Invasive species and biodiversity management. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands:195-212.
- Carlton, J.T., Thompson, J.K., Schemel, L.E. & F.H. Nichols. (1990). Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian clam *Potamocorbula amurensis*. Introduction and Dispersal. *Marine Ecology Progress Series*, 66: 81-94.
- Crespo, D., Dolbeth, M., Leston, S., Sousa, R. & M.A. Pardal. (2015). Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. *Biological Invasions*, 17(7): 2087-2101.
<http://doi.org/10.1007/s10530-015-0862-y>
- Coan E.V. & P. Valentich-Scott. (2012). Bivalve seashells of tropical West America: marine bivalve mollusks from Baja California to Northern Peru. Santa Barbara Museum of Natural History Monographs Number 6 and Studies in Biodiversity Number 4.

- DAISIE. (2008). European Invasive Alien Gateway. <http://www.europe-aliens.org>. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe.
- Darrigran, G. (2002). Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions*, 4: 145-156.
- Dolbeth, M., Cardoso, P.G., Grilo, T.F., Bordalo, M.D., Raffaelli, D. & M.A. Pardal. (2011). Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos affected by multiple stressors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92: 10-18.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.006>
- Foe, C. & A. Knight. (1985). The effect of phytoplankton and suspended sediment on the growth of *Corbicula fluminea* (Bivalvia). *Hydrobiologia*, 127: 105–115.
- Franco, J.N., Ceia, F.R., Patrício, J., Modesto, V., Thompson, J., Marqués, J.C. & J.M. Neto. (2012). Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in mesohaline and oligohaline habitats: Invasion success in a Southern Europe estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 31-39.
- GISD. (2005). *Potamocorbula amurensis*. Consultado diciembre 2025 en:
<http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Potamocorbula+amurensis>
- Hakenkamp, C., Ribblett, S. Palmer, M., Swan, C. & M. Goodison. (2001). The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of a sandy stream. *Freshwater Biology*, 46: 491–501.
- Hicks, N., Bulling, M.T., Solan, M., Raffaelli, D., White, P.C.L. & D.M. Paterson. (2011). Impact of biodiversity-climate futures on primary production and metabolism in a model benthic estuarine system. *BMC Ecology*, 11: 7. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-7>
- Ilarri, M.I. & R. Sousa. (2012). *Corbicula fluminea* Müller (Asian clam) In Francis, R. A. (ed), A Handbook of Global Freshwater Invasive Species. Earthscan, London, UK.
- Ilarri, M.I., Freitas, F., Costa-Dias, S., Antunes, C., Guilhermino, L. & R. Sousa. (2012). Associated macrozoobenthos with the invasive Asian clam *Corbicula fluminea*. *Journal of Sea Research*, 72: 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2011.10.002>



- Ilarri, M.I., Souza, A.T., Antunes, C., Guilhermino, L. & R. Sousa. (2014). Influence of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) on estuarine epibenthic assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 143: 12-19.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.03.017>
- Kennish, M.J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29: 78–107. <https://doi.org/10.1017/s0376892902000061>
- Loo, L.-O. & R. Rosenberg. (1996). Production and energy budget in marine suspension feeding populations: *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule*, *Mya arenaria* and *Amphiura filiformis*. *Journal of Sea Research*, 35: 199-207.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & M. De Poorter. (2004). *100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo*. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN).
- Lucy, E.F., Karatayev, A.Y. & E.L. Burlakova. (2012). Predictions for the spread, population density, and impacts of *Corbicula fluminea* in Ireland. *Aquatic Invasions*, 7(4): 465-474.
- MAAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). (2016). *Corbicula fluminea* (Almeja asiática). En: Manual de las especies exóticas invasoras de los ríos y riberas de la cuenca hidrográfica del Duero. CH Duero. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. Consultado en noviembre 2025 en:
<http://www.chduero.es/descarga.aspx?fich=/EspeciesInvasoras/EspeciesExoticasInvasorasCHD-ficha-almejaasiatica.pdf>
- Mattice, J.S. & L.L. Dye. (1976). Thermal tolerance of the adult Asiatic clam. In Esch, G. W., & R. W. McFarlane (eds), *Thermal Ecology II*. United States Energy Research and Development Administration Symposium Series, Washington, D.C.
- McLusky, D.S. (1993). Marine and estuarine gradients - An overview. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27: 489-493.
- McMahon, R.F. (1983). *Ecology of an invasive pest bivalve, Corbicula* in Russel-Hunter, W. D. (ed), *The Mollusca*. Academic Press, New York.

- McMahon, R.F. (1999). Invasive characteristics of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* In Claudi, R., & J. Leach (eds), *Nonindigenous Freshwater Organisms: Vectors, Biology and Impacts*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- McMahon, R.F. (2002). Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: reselection versus resistance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 1235-1244.
- Naranjo-García, E. & M.T. Olivera-Carrasco. (2014). Moluscos dulceacuícolas introducidos e invasores, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI) para especies exóticas en México Corbicula fluminea* (Müller, 1774) invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Nicolini, M.H. & D.L. Penry. (2000). Spawning, fertilization, and larval development of *Potamocorbula amurensis* (Mollusca: Bivalvia) from San Francisco Bay, California. *Pacific Science*, 54(4): 377-388.
- Ortiz Arellano, M.A. & J. Salgado-Barragán. (2012). Capítulo III: Mollusca. En: Low-Pfeng, A.M. & Peters Recagno, E.M. (Eds.). *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*. Geomare, A. C., INESEMARNAT, México.
- Paschoal, L.R.P., Andrade, D.P. G. Darrigran. (2015). How the fluctuations of water levels affect populations of invasive bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in a Neotropical reservoir? *Brazilian Journal of Biology*, 75: 135-143.
- Pigneur, L.-M., Marescaux, J., Roland, K., Etoundi, E., Descy, J.-P. & K. Van Doninck. (2011). Phylogeny and androgenesis in the invasive *Corbicula* clams (Bivalvia, Corbiculidae) in Western Europe. *BMC Evolutionary Biology*, 11: 147.
- Phelps, H. (1994). The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac River estuary near Washington, DC. *Estuaries*, 17: 614-621. <https://doi.org/10.2307/1352409>
- Prezant, R.S. & K. Chalermwat. (1984). Flotation of the bivalve *Corbicula fluminea* as means of dispersal. *Science*, 225: 1491-1493.
- Pratt, D.R., Lohrer, A.M., Pilditch, C.A. & S.F. Thrush. (2014). Changes in ecosystem function across sedimentary gradients in estuaries. *Ecosystems*, 17: 182-194.



- Rosa, I.C., Pereira, J.L., Gomes, J., Saraiva, P.M., Gonçalves, F. & R. Costa. (2011). The Asian clam *Corbicula fluminea* in the European freshwater-dependent industry: A latent threat or a friendly enemy? *Ecological Economics*, 70: 1805-1813.
- Rosa, I.C., Pereira, J.L., Costa, R., Gonçalves, F. & R. Prezant, R. (2012). Effects of upper-limit water temperatures on the dispersal of the Asian clam *Corbicula fluminea*. *PloS one*, 7: e46635.
- Simberloff, D., Martin J-L, Genovesi, P., Maris, V., Wardle D., James Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. & V. Montserrat. (2013). Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28: 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- Sousa, R., Antunes, C., & L. Guilhermino. (2008a). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: An overview. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 44: 85-94. <https://doi.org/10.1051/limn:2008017>
- Sousa, R., Nogueira, A.J.A., Gaspar, M.B., Antunes, C. & L. Guilhermino. (2008b). Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80: 289-295. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.006>
- Sousa, R., Gutiérrez, J.L. & D.C. Aldridge. (2009). Non-indigenous Invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions*, 11: 2367-2385. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9422-7>
- Sousa, A.I., Lillebø, A.I., Pardal, M.A. & I. Caçador. (2010). Productivity and nutrient cycling in salt marshes: Contribution to ecosystem health. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87: 640-646. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.007>
- Sousa, A.I., Lillebø, A.I., Risgaard-Petersen, N., Pardal, M.A. & I. Caçador. (2012). Denitrification: An ecosystem service provided by salt marshes. *Marine Ecology Progress Series*, 448: 79-92. <https://doi.org/10.3354/meps09526>



- Sousa, R., Freire, R., Rufino, M., Méndez, J., Gaspar, M., Antunes, C. & I. Guilhermino. (2007). Genetic and shell morphological variability of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in two Portuguese estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74: 166-174.
- Stachowicz, J. & J. Byrnes. (2006). Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: Disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 251-262.
<https://doi.org/10.3354/meps311251>
- Teixeira, H., Salas, F., Borja, Á., Neto, J.M. & J.C. Marques. (2008). A benthic perspective in assessing the ecological status of estuaries: The case of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators*, 8: 404-416.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & C.E. Cushing. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vohmann, A., Borchering, J., Kureck, A. Bij de Vaate, A., Arndt, H. & A. Weitere. (2010). Strong body mass decrease of the invasive clam *Corbicula fluminea* during summer. *Biological Invasions*, 12: 53-64.
- Werner, I., Clark, S.L. & D.E. Hinton. (2003). Biomarkers aid understanding of aquatic organism responses to environmental stressors. *California Agriculture*, 57(4): 110-115.
- Williams, S.L. & E.D. Grosholz. (2008). The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: Marrying management and science. *Estuaries and Coasts*, 31: 3-20.
<https://doi.org/10.1007/s12237-007-9031-6>