



**El papel de la urbanización en el cambio de la estructura comunitaria de las comunidades
de los bosques de manglar**

Kevin Andres Morales Pereira

Trabajo de grado presentado para optar al título de Ecólogo en Zonas Costeras

Asesor

Dr.Sc. Fernando Jose Parra Velandia

Coasesor

Dr. rer. nat. Jose Marín Riascos Vallejos

Universidad de Antioquia
Corporación Académica Ambiental
Ecología de Zonas Costeras
Turbo, Antioquia, Colombia

2023

Cita	(Morales-Pereira, 2023)
Referencia	Morales K. (2023). <i>El papel de la urbanización en el cambio de la estructura comunitaria de las comunidades de los bosques de manglar</i> [Trabajo de grado profesional]. Universidad de Antioquia, Turbo, Colombia.
Estilo APA 7 (2020)	



Biblioteca Sede Ciencias del Mar (Turbo)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Dedicatoria

Mi tesis se la dedico con todo el cariño a mi madre, sin ella, sin su apoyo y sin su educación no habría logrado nada, a mis familiares quienes me apoyaron y me alentaron a seguir con mis estudios.

A mis amigos y compañeros, presentes y pasados, quienes sin esperar algo a cambio me apoyaron y compartieron sus conocimientos, alegrías y tristezas conmigo, y para todas esas personas que hicieron parte de este camino durante estos años que de una y otra forma ayudaron a cumplir esta meta.

A las próximas generaciones e investigadores a quienes les queda esta tesis y su conocimiento.

Agradecimientos

Primeramente, agradecerle a mi madre y a mi familia por todo el apoyo incondicional que me ha brindado durante mis estudios, gracias a mi universidad por permitir que me convierta en un profesional, gracias a mi asesor Fernando J Parra-Velandia y co-asesor José M. Riascos-Vallejos por su acompañamiento y apoyo, gracias a cada maestro que hizo parte de mi formación profesional. Este trabajo fue posible gracias al apoyo del proyecto “*Sobreviviendo al Antropoceno: Especies que proliferan en manglares urbanizados de Turbo (Antioquia) y sus relaciones con los humanos*”, (Convocatoria Proyectos de Investigación Regionalización 2019-28478, Universidad de Antioquia). Resultados parciales fueron presentados en “The sixth Mangrove Macrobenthos and Management conference (MMM6): Mangrove Ecosystems for Human Well-being in a Changing Planet”, Cartagena de Indias, 2023.

Agradezco a mis compañeros de estudio Maria José Pacheco Paternina, Yesenia González Cano, Juan Camilo García Chaverra, Jennifer Andres Guisao Aguirre, Daniel Armin Paso Rentería, Jhostin Esteban Ramos Murillo, y a todos los amigos que me apoyaron en mi desarrollo personal y profesional, les tengo inmensa gratitud por el tiempo y esfuerzo compartido. Espero y aspiro ser testigo de sus logros en el futuro.

Tabla de contenido

1. INTRODUCCIÓN	11
2. HIPÓTESIS.....	16
3. OBJETIVOS	16
3.1. Objetivo general	16
3.2. Objetivos específicos.....	16
4. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS	17
4.1. Área de estudio.....	17
4.2. Metodología	19
4.2.1. Diseño de muestro	19
4.2.1.1. Variables ambientales.....	20
4.2.2. Procesamiento de muestras de plantas.	20
4.2.3. Procesamiento de muestras de macrofauna bentónica	20
4.3. Análisis de datos.....	21
5. RESULTADOS.....	22
5.1. Plantas	22
5.2. Macroinvertebrados.....	27
5.3. Variables ambientales	31
5.4. BIO-ENV	32
5.4.1. Plantas	32
5.4.2. Macroinvertebrados.....	33
6. DISCUSIÓN	34
6.1. Plantas	34
6.2. Macroinvertebrados.....	36

7. CONCLUSIONES	39
8. RECOMENDACIONES.....	40
9. REFERENCIAS.....	41

Lista de tablas

Tabla 1. Lista de especies de plantas para los tres sitios de estudio: Barrio el Pescador (P), Bahía el Uno (B) y Punta Coquito (C). Las coberturas totales (m²) en cada sitio, cobertura total para los tres sitios (Ct), y las categorías (Ca) en que se encuentran las especies para Colombia. Nativa (N), Cultivada (Cl) y Naturalizada (Nt).....24

Tabla 2. Listado de especies de macroinvertebrados, las abundancias en los tres sitios de estudio: Barrio el Pescador (P), Bahía el Uno (B) y Punta Coquito (C). La abundancia absoluta (A) y el estado de la especie (E). Nativa (N) e Invasora (I).29

Tabla 3. Valores promedio y desviación estándar de las variables ambientales por sitio.31

Tabla 4. Varianza explicada y coeficientes en las combinaciones lineales de variables para cada factor de los Componentes Principales.32

Tabla 5. Resultados del análisis BIO-ENV: combinación de variables ambientales y biológicas de la comunidad de plantas.33

Tabla 6. Resultados del análisis BIO-ENV: combinación de variables ambientales y biológicas de la comunidad de macroinvertebrados.....33

Lista de figuras

Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio; Bahía el Uno, Barrio el Pescador y Punta Coquito, y los puntos de muestreo en cada uno de ellos..... 18

Figura 2. Forma y ubicación de los transectos y parcelas en el bosque de manglar, la enumeración y nomenclatura de los transectos (T) y el punto (P) de acuerdo con la línea de marea baja. 19

Figura 3. Número de especies de plantas compartidas entre los tres sitios de estudio.....23

Figura 4. Ordenación de las comunidades por nMDS de los tres sitios de estudio. Barrio el Pescador (P), Bahía El Uno (B) y Punta Coquito (C), según la composición y abundancia.26

Figura 5. Ordenación de la comunidad por nMDS en cinco distancias a la línea baja de marea, según su composición y abundancia.26

Figura 6. Número de especies de macroinvertebrados en los tres sitios de estudio27

Figura 7. Evaluación de la similaridad según el nMDS, entre los tres sitios de estudio, Barrio el Pescador (P), Bahía El Uno (B) y Punta Coquito (C).30

Figura 8. Ordenación de la comunidad por nMDS en cinco distancias a la línea baja de marea, según su composición y abundancia.30

Figura 9. PCA de variables ambientales en los tres sitios de estudio: Barrio el Pescador (P), Bahía El Uno (B) y Punta Coquito (C).32

Resumen

La urbanización y la pérdida o reducción inducida de la cubierta forestal de los manglares influyen directamente en la pérdida de hábitat y diversidad de especies, lo que conduce a la homogeneización y degradación de los manglares y a cambios de régimen en flujos de nutrientes y energía. El objetivo fue evaluar los cambios en la estructura de la comunidad plantas vasculares y macroinvertebrados (abundancia y composición de especies) relacionados con la expansión urbana de los manglares. Se registró y colectó especies de estas comunidades a lo largo de transectos establecidos desde la línea de marea baja hasta la vegetación terrestre en tres tipos de bosques de manglar a lo largo de un gradiente de urbanización en el Golfo de Urabá (costa Caribe de Colombia). Se identificaron 60 especies de plantas, el sitio de estudio de mayor urbanización presentó el mayor número de especies, 32 identificadas, debido a la presencia de especies ornamentales, de consumo humano y marginales facultativas. Las especies dominantes fueron: *Acrostichum aureum*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Cyperus aggregatus*, y *Paspalum Vaginatum*. La macrofauna bentónica presentó 23 especies con un aumento gradual con el nivel de urbanización, especies como *Pyrgophorus* sp y *Potamopyrgus* sp presentaron los valores individuales más altos en el sitio de estudio de mayor urbanización, además de influir en la diferencia estructural de la comunidad. Esto demuestra que la urbanización modifica y genera diferencias significativas en la estructura de las comunidades, puede beneficiar el desarrollo de algunas especies y la reducción o desaparición de otras.

Palabras clave: Urbanización, *Rhizophora mangle*, estructura, macroinvertebrados

Abstract

Urbanization and induced loss or reduction of mangrove forest cover directly influence habitat loss and species diversity, leading to homogenization and degradation of mangroves and regime shifts in nutrient and energy fluxes. The objective was to evaluate changes in vascular plant and macroinvertebrate community structure (abundance and species composition) related to urban expansion of mangroves. Species of these communities were recorded and collected along transects established from the low tide line to terrestrial vegetation in three types of mangrove forests along a gradient of urbanization in the Gulf of Urabá (Caribbean coast of Colombia). A total of 60 plant species were identified; the most urbanized study site had the highest number of species, 32, due to the presence of ornamental, human consumption and facultative marginal species. The dominant species were: *Acrostichum aureum*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Cyperus aggregatus*, and *Paspalum Vaginatum*. The benthic macrofauna presented 23 species with a gradual increase with the level of urbanization, species such as *Pyrgophorus* sp and *Potamopyrgus* sp presented the highest individual values in the study site of higher urbanization, in addition to influencing the structural difference of the community. This shows that urbanization modifies and generates significant differences in the structure of the communities, can benefit the development of some species and the reduction or disappearance of others.

Keywords: Urbanization, *Rhizophora mangle*, structure, macroinvertebrates,

1. INTRODUCCIÓN

La población mundial actual se estima en 7.163 millones de personas, 4.299 millones se asientan en zonas urbanas, desde el siglo XIX hasta el día de hoy, se viene presentando a nivel mundial un fenómeno de urbanización o un proceso de migración desde el medio rural al medio urbano (Maeso & Hidalgo, 2020). Esta migración en general ha tenido dirección hacia la zona costera, donde las zonas litorales, que se pueden interpretar como el área entre la línea costera y la línea que conecta el límite interior de las entidades urbanas costeras o áreas costeras protegidas (Andrés et al., 2017), han constituido un espacio favorable para el asentamiento de la población humana (Barragán & Andrés, 2016).

A nivel mundial, existen más de 2.100 ciudades costeras con poblaciones superiores a 100.000 habitantes, lo que representa un aumento de 4,5 veces en las últimas siete décadas y aproximadamente el 50% de la población urbana mundial vive en zonas costeras o a menos de 50 km de ellas (Andrés y Barragán, 2016). En América Latina, entre 1945 y 2012, las ciudades y aglomeraciones costeras (CACs) se han multiplicado por 10 (de 42 a 420), la población ha pasado de 20 a casi 180 millones de personas, el 41% de las CACs están ubicadas en la primera franja de costa, casi la mitad de estas se ubican en bahía o lagunas costeras y cerca del 80% de las CACs (más de 133 millones de personas) están próximas a bosques de manglar (Barragán & Andrés, 2016) Este aumento en la densidad poblacional en las zonas costeras ha ejercido una gran presión sobre los ecosistemas presentes en estas áreas, especialmente en los deltas y estuarios (Hirales-Corta et al., 2010).

La urbanización tiene la capacidad de afectar la estructura y función de los humedales costeros por medio del efecto en los regímenes hidrológicos, de sedimentación y la dinámica de nutrientes y contaminantes (Lee et al., 2006). Los bosques de manglar que se desarrollan típicamente en costas planas, alrededor de lagunas costeras, ensenadas, estuarios y desembocaduras de ríos, funcionan como un área de refugio, crianza y crecimiento para diversas especies, incluyendo peces y moluscos de importancia comercial (Cuatrecasas, 1958; Gaxiola, 2011). Sin embargo, debido a su ubicación en zonas bajas y accesibles, los manglares son altamente vulnerables a los impactos antropogénicos y sufren deterioro debido a actividades como la deforestación, la contaminación,

los cambios en el uso del suelo, la construcción de carreteras o caminos, viviendas, hoteles, puertos industriales, la ganadería, la acuicultura y el turismo (Hirales-Corta et al., 2010; Pérez & Giraldo, 2009; Benavides-Varela et al., 2016). La urbanización y la expansión agrícola conllevan a la pérdida de bosques de manglar y sus recursos forestales, a la pérdida de hábitats y de especies especialistas (Branoff, 2017; Poveda & Avilés, 2018), la homogeneización y degradación del paisaje, la alteración de los procesos naturales, los flujos de nutrientes y energía, y la disminución del patrimonio natural y cultural (Sekovski et al., 2012).

La expansión urbana es uno de los fenómenos más importantes desde el punto de vista socioeconómico y ecológico. Se define como la conversión del suelo a ambientes urbanos, lo cual no solo incluye el área de las ciudades, sino también las áreas externas que son apropiadas por ellas para proveer energía, materiales y absorber sus desechos (Angeletto et al., 2015). La ecología basada en el estudio de ecosistemas prístinos no es suficiente para estudiar este fenómeno y los impactos que puede generar, por lo tanto, la ecología urbana se enfoca en integrar teorías y metodologías de las ciencias naturales y sociales para investigar los procesos de los sistemas ecológicos urbanos (Grimm et al., 2008), incorporando al humano explícitamente en todos los aspectos del pensamiento ecológico, debido a que las actividades humanas tienen efectos directos sobre la cobertura del suelo, la productividad primaria, los recursos naturales, la biodiversidad de especies y hábitats, modifica los ecosistemas y puede alterar el flujo de energía y el ciclo de nutrientes (Alberti et al., 2003). La urbanización en sí misma genera todos estos efectos, cambia entornos rurales y naturales en ecosistemas únicos que la biodiversidad del planeta nunca había experimentado, y todos estos cambios alteran la adaptación y evolución de la vida (Santangelo et al., 2022).

Los estudios de ecología urbana han utilizado comúnmente el gradiente urbano-rural para analizar los cambios en los parámetros fisicoquímicos o biológicos a lo largo de un transecto que abarca varias partes del entorno urbano al rural, donde urbano corresponde a la zona con mayor grado de urbanización (McDonnell et al., 1993). Uno de los efectos principales de la urbanización es la homogeneización biológica, ya que el entorno físico de las urbanizaciones a nivel global es sumamente similar. Las especies adaptables a la ciudad o sinantrópicas se vuelven más abundantes en las ciudades de todo el planeta, lo que puede llevar a la desaparición de especies autóctonas y

deterioro del ambiente (McKinney, 2006). En ambientes urbanizados, un patrón o respuesta general es el aumento de las especies exóticas o invasoras y la disminución de las autóctonas, generando así un cambio en la estructura de la comunidad. Por ejemplo, la ciudad de Nueva York ha perdido alrededor de 578 especies nativas y ganado unas 411 no nativas (DeCandido et al., 2004). En Needham, Massachusetts, se han perdido alrededor de 330 especies de plantas nativas mientras se obtenían 200 especies no nativas (Standley, 2003). De manera similar, en Quebec, Canadá, se ha registrado un aumento en la riqueza de especies vegetales, incluyendo especies exóticas, con el aumento del nivel de urbanización (Paquin et al., 2021). En Concepción (Chile) la riqueza de especies de plantas autóctonas en los humedales tiende a incrementar con el aumento de las distancias a las cabeceras urbanas (Rojas et al., 2015).

Esta misma tendencia se ha presentado en otros grupos como aves (Marzluff, 2001), insectos (McIntyre, 2000) y mamíferos (Mackin-Rogalska et al., 1988). El aumento en el número de especies exóticas en las zonas urbanizadas se puede expresar como el resultado de muchas afecciones y respuestas del ambiente hacia la urbanización, donde las comunidades y poblaciones biológicas pueden presentar diversos comportamientos en diferentes ecosistemas.

El crecimiento urbano en bosques de manglar y sistemas acuáticos subyacentes, puede alterar el flujo de agua, nutrientes disueltos, material particulado en suspensión y la concentración de clorofila a, afectando la biomasa, riqueza de especies y variabilidad espacial de la macrofauna bentónica, encontrándose que los ambientes más rurales o protegidos presentan un mejor estado en estos parámetros (Inglis & Kross, 2000; Metcalfe & Glasby, 2008). Los cambios en las condiciones ambientales pueden ser beneficiosos para especies tolerantes a los impactos antrópicos, como se ha evidenciado en especies de *Heleobia* en los manglares de Sao Paulo, Brasil (Saad et al., 2019), donde la diversidad de moluscos está influenciada por la disponibilidad de microhábitats que brinden refugio y alimentación. Las especies de menor tamaño parecen ser las más favorecidas, ya que se ven menos afectadas por las actividades antrópicas (Vilardy & Polanía, 2002).

La proliferación de especies en ausencia de otras o gracias a su amplio rango de tolerancia también se ha observado en otros grupos de animales, como en la Bahía de Tampa, Estados Unidos, el desarrollo urbano en las áreas costeras puede alterar las condiciones del hábitat para el necton, pero

la dominancia de dos especies de Poeciliidae (*Poecilia latipinna* y *Gambusia holbrooki*) en zonas urbanas fue suficiente para modificar y diferenciar la estructura de la comunidad entre lugares urbanos y no urbanos (Krebs et al., 2014).

En Malasia, la urbanización ha generado la pérdida y fragmentación de los bosques de manglar, causando cambios en la estructura de las comunidades de flora y fauna entre zonas urbanas y rurales. En Penang, por ejemplo, se observó que las zonas urbanas presentan 14 especies de árboles de mangle, mientras que las zonas rurales solo presentan 7 especies, las especies de cangrejos presentaron el mismo número entre zonas, pero en las zonas rurales estos presentaron una mayor talla o biomasa. (Stiepani et al., 2021).

Un caso similar se ha observado también en Malasia, donde la urbanización y cambios en el uso del suelo han afectado la riqueza y diversidad de especies de aves en los manglares de batea, que consisten en plantas glicófitas y agua salobre con baja salinidad y mayor densidad de vegetación. Estos manglares exhibieron una menor diversidad de especies de aves en comparación con sus homólogos de manglares de borde, con una mezcla de especies especialistas en bosques, en campo abierto y en manglares (Mohd-Taib et al., 2020). Una posible razón para esta disminución en la diversidad de especies es el daño, deterioro y falta de lugares de anidación, además de la disminución en los recursos disponibles para las especies autóctonas de este ecosistema a medida que aumenta la urbanización y las presiones antrópicas (Lim & Sodhi, 2004).

El Golfo de Urabá presenta extensas áreas de bosques de manglar deteriorados, especialmente en la costa oriental, debido a la erosión costera, la deforestación de las cuencas, la expansión agrícola (Blanco-Libreros et al., 2012), y la urbanización. Entre 2003 y 2009, se registró una reducción de 2085 hectáreas de bosques de manglar y una disminución de la extensión de *Avicennia germinans* (Blanco-Libreros, 2016), con reemplazo de *Rhizophora mangle* por *Laguncularia racemosa* en los manglares más cercanos a las cabeceras urbanas del municipio de Turbo (Blanco-Libreros y Estrada-Urrea, 2015).

En Turbo, los procesos de conversión del manglar a pastizales han modificado las características sedimentológicas y fisicoquímicas del suelo, han reducido los microhábitats y han afectado la distribución espacial y poblacional de gasterópodos como *Melampus coffeus* y *Vitta virginea*

(Blanco-Libreros y Castaño, 2012), además de, alterar la salinidad en los cuerpos de agua que funciona como una barrera geográfica para la dispersión de moluscos como *Littorina angulifera* (Ortiz & Blanco-Libreros, 2012), esta misma especie, en zonas urbanizadas puede presentar mayores abundancias posiblemente debido a los entornos nuevos y en expansión que estos lugares ofrecen, junto a una mayor disponibilidad de alimentos, considerándose una especie que se adapta a las condiciones urbanas (Ramos et al., 2021).

Teniendo en cuenta los cambios ya mencionados, dentro y fuera de la zona de Urabá, se podría esperar que la biodiversidad y la estructura comunitaria presente en los bosques de manglar difiera entre los lugares con un mayor grado de urbanización (Turbo y Bahía el Uno) y menor grado de urbanización (Punta Coquito). Por lo tanto, es necesario evaluar ¿Cómo cambia la estructura y composición de la flora y fauna entre los bosques de manglar con tres niveles contrastantes de urbanización en el municipio de Turbo – Antioquia?

2. HIPÓTESIS

En este contexto, se planteó la hipótesis de que la estructura comunitaria de las plantas vasculares y macrofauna bentónica entre los bosques de manglar en el municipio de Turbo – Antioquia es diferente con diferentes grados de urbanización.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Determinar el impacto que genera la urbanización sobre la estructura y composición de comunidades de fauna y flora en los bosques de manglar del municipio de Turbo – Antioquia.

3.2. Objetivos específicos

Determinar la composición y abundancia de especies de plantas vasculares y macroinvertebrados bentónicos presentes en los bosques de manglar del municipio de Turbo.

Evaluar y describir los cambios en la estructura comunitaria de plantas vasculares y macroinvertebrados bentónicos entre los tres niveles contrastantes de urbanización en los bosques de manglar del municipio de Turbo.

4. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

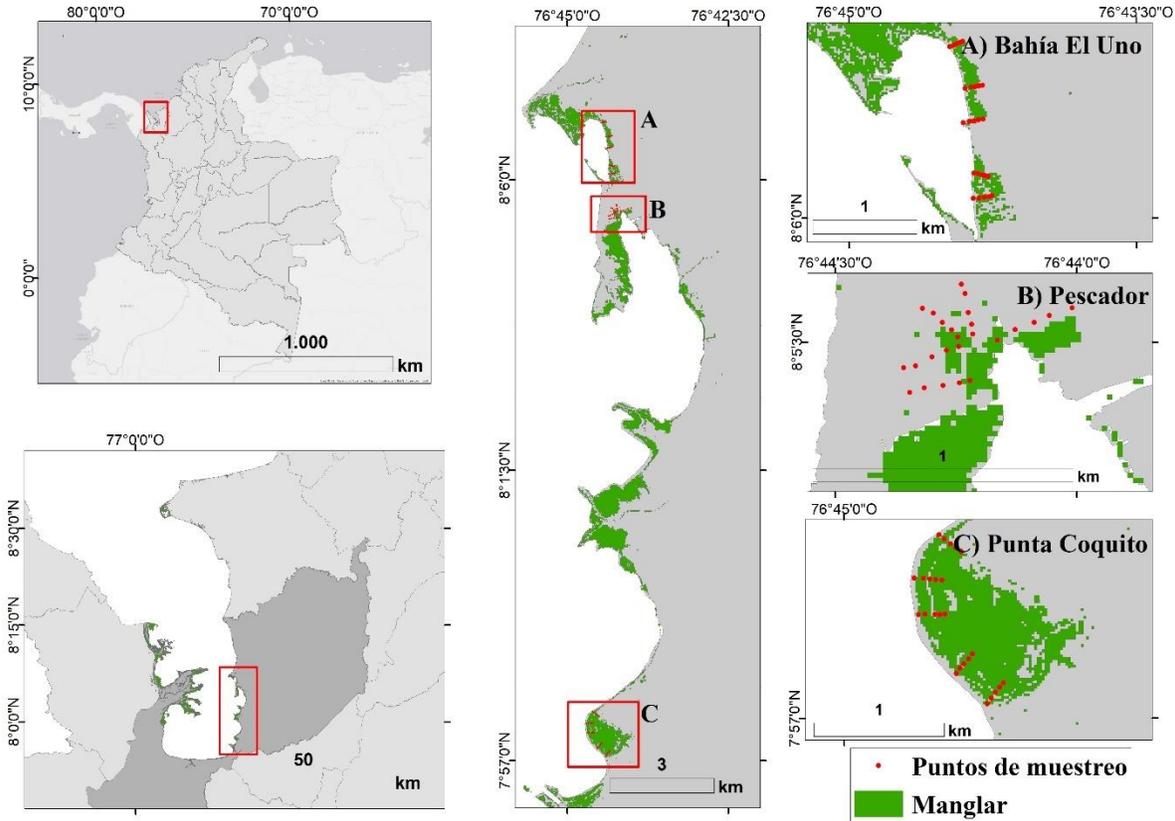
4.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el municipio de Turbo, ubicado en la costa sureste del Golfo de Urabá, y abarca 3 sitios diferentes: el Barrio El Pescador, Bahía el Uno y Punta Coquito. Para evaluar los cambios en la estructura de las comunidades de manglar atribuibles a los procesos de urbanización en el municipio de Turbo, se tomará como referencia el trabajo de Blanco-Libreros & Estrada-Urrea (2015), quienes analizaron las transformaciones en los bosques de manglar por actividades antrópicas en el margen oriental del Golfo de Urabá. Ellos describieron un gradiente de transformaciones humanas en los bosques, que se dividen en tres categorías:

- Bosques periurbanos: zonas dominadas por áreas urbanas y donde el paisaje es una mezcla de áreas públicas y privadas. En estas zonas las áreas verdes, zonas inundables e intermareales son de uso público. Esta categoría se aplica al casco urbano de Turbo
- Bosques rurales: zonas dominadas por terrenos de pastoreo o agricultura. En estas zonas, las áreas verdes del paisaje son una mezcla de tierras públicas y privadas. Esta categoría aplica a Bahía El Uno
- Bosques silvestres: zonas sin población humana o actividades agrícolas o pastoriles, donde la tierra es de uso público. Estas zonas están dominadas por áreas inundables y manglares. Localidad: Punta Coquito.

La región tiene dos épocas climáticas bien definidas: época seca (diciembre-marzo; junio-julio, vientos alisios del noreste, temperaturas promedio de 28.5°C) y época húmeda (abril-mayo; agosto-noviembre, vientos alisios del sureste, temperatura promedio de 27°C) y una precipitación de 2.500 mm/año (Blanco-Libreros, 2016).

Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio; Bahía el Uno, Barrio el Pescador y Punta Coquito, y los puntos de muestreo en cada uno de ellos.



Nota. Fuente: elaboración propia.

Según estudios realizados, entre los años 2003 y 2009 se observó una reducción de 2085 ha de manglar en la región en el Golfo de Urabá, (Blanco-Libreros, 2016). Este deterioro de los bosques de manglar se debe a múltiples actividades antrópicas para diferentes fines, uno de estos es la expansión agropecuaria y la urbanización. A consecuencia de esta última emerge la tala selectiva de *R. mangle* y fragmentación de los bosques, lo que promueve la expansión de *L. racemosa*, una especie de árbol de mangle secundaria, además de favorecer el desarrollo del helecho *Acrostichum aureum* en el sotobosque (Blanco-Libreros et al., 2013; Blanco-Libreros & Estrada-Urrea, 2015).

En el municipio de Turbo se encuentran especies de mangle similares a las reportadas para el Caribe, especialmente para Caribe colombiano. Estas especies incluyen *R. mangle*, *A. germinans*,

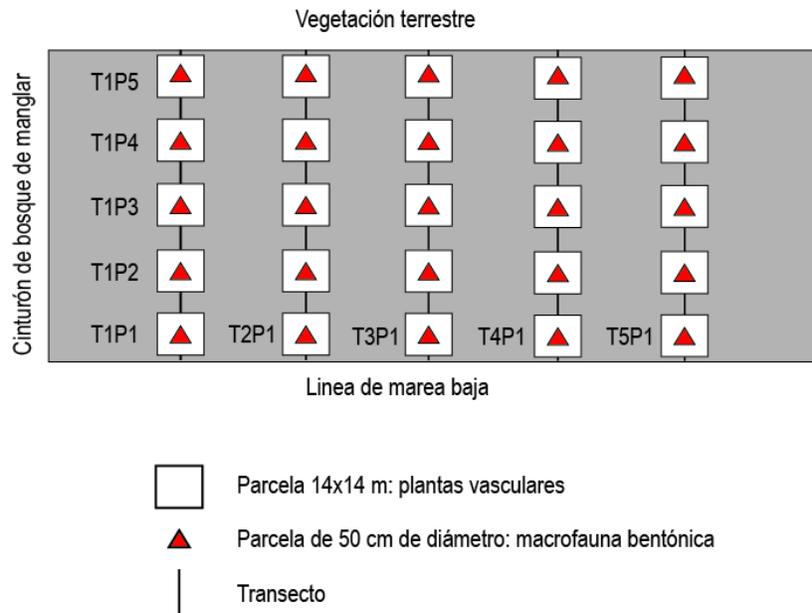
L. racemosa y *Pelliciera rhizophorae* siendo los dos primeros los más importantes por su abundancia (Urrego et al., 2014).

4.2. Metodología

4.2.1. Diseño de muestreo

Para analizar los cambios en la composición y abundancia de especies en los bosques de manglar con procesos de expansión urbana, entre el 24 y 27 de marzo de 2022, se registraron y colectaron las especies de flora e invertebrados bentónicos en cada uno de los sitios de estudio. Se trazaron cinco transectos perpendiculares a la línea de costa, ubicados desde la línea de marea baja hasta la vegetación terrestre, en cada transecto y a distancias regulares se establecieron cinco parcelas de 14x14 m (196 m²). Las parcelas fueron enumeradas según el transecto y su distancia a la línea de marea siendo la parcela número uno la más cercana a la línea de marea baja y la parcela cinco la más cercana a la vegetación terrestre (Figura 2).

Figura 2. Forma y ubicación de los transectos y parcelas en el bosque de manglar, la enumeración y nomenclatura de los transectos (T) y el punto (P) de acuerdo con la línea de marea baja.



Nota. Fuente: elaboración propia.

En cada parcela se estimó visualmente el porcentaje de suelo cubierto por vegetación versus el espacio desnudo (cubiertos por hojarasca o con espejo de agua sin vegetación). Posteriormente se estimó el porcentaje de cobertura de cada especie de planta presente en la parcela y este porcentaje se convirtió área (m²) partiendo del área total de la parcela.

Para evaluar la macrofauna bentónica, en cada parcela se usó una pala (34 x 28.5 cm) para coleccionar sedimento a una profundidad máxima de 20 cm, el sedimento se guardó en bolsas ziploc con formalina al 5%.

4.2.1.1. Variables ambientales

Se midieron variables relacionadas con la perturbación antrópica en cada parcela. La salinidad fue medida con un refractómetro, la abundancia de basura fue contabilizada por el número de ítems dentro de la parcela. Se registró el número de casas visibles desde el punto de muestreo, y se anotó el número de tocones de árboles y presencia o ausencia de pisoteo dentro de la parcela.

4.2.2. Procesamiento de muestras de plantas.

Aquellas especies de plantas no identificadas in situ, fueron fotografiadas y se coleccionaron y prensaron para su posterior identificación en laboratorio, donde se caracterizaron sus rasgos morfológicos. La identificación se hizo al nivel taxonómico más bajo posible con la asesoría de expertos en taxonomía, Sandra Milena Estrada Castillo, y con la ayuda de claves taxonómicas de Gentry (1993) y el uso de fichas técnicas para cada especie.

4.2.3. Procesamiento de muestras de macrofauna bentónica

Las muestras de sedimento se tamizaron usando un ojo de malla de 0.5 mm, para separar el sedimento y el material vegetal de la macrofauna. Posteriormente, usando un estereoscopio todos los organismos fueron separados y se almacenaron en envases plásticos con alcohol al 96% para su conservación. La identificación se realizó con la asesoría de expertos, Levi Obonaga y Rafael Bechara y guías taxonómicas de autores como Hendrickx (1995 a; 1995 b), Crane (2015), Shin (2016), hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Además, se contó el número de individuos de cada especie/morfotipo.

4.3. Análisis de datos

Para la evaluación de la composición y abundancia de los ensambles biológicos, se construyeron matrices de abundancia con las especies (filas) por localidad/mes/transecto/réplica (columnas). A partir de esta matriz, se calculó una matriz triangular de distancias usando el índice de Bray-Curtis y se realizó un Escalamiento Multidimensional no métrico (nMDS, siglas en inglés). Se realizó un Análisis de especies indicadoras (IndVal) para identificar las especies indicativas en cada lugar de estudio. Por último, se usó un análisis de varianza permutacional (PERMANOVA, siglas en inglés), con el factor tipo de manglar (periurbano, rural, silvestre) y la distancia a la línea de marea baja (1,2,3,4 y 5), para evaluar las diferencias en los ensambles biológicos de los bosques de las tres localidades de este estudio.

Las variables ambientales y de cobertura del suelo se organizaron en matrices de variable (filas) por cada localidad/mes/transecto/réplica (columnas), a partir de las cuales se calcularon matrices triangulares de distancias euclidianas entre cada réplica/transecto/mes/localidad y se hizo un Análisis de Componentes Principales (PCA, siglas en inglés) para visualizar las agrupaciones emergentes.

Finalmente, se realizó un análisis BIO-ENV para evaluar las modificaciones antrópicas y de uso del suelo que influyen en la estructuración de los ensambles biológicos. Estos análisis se realizaron utilizando PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006).

5. RESULTADOS

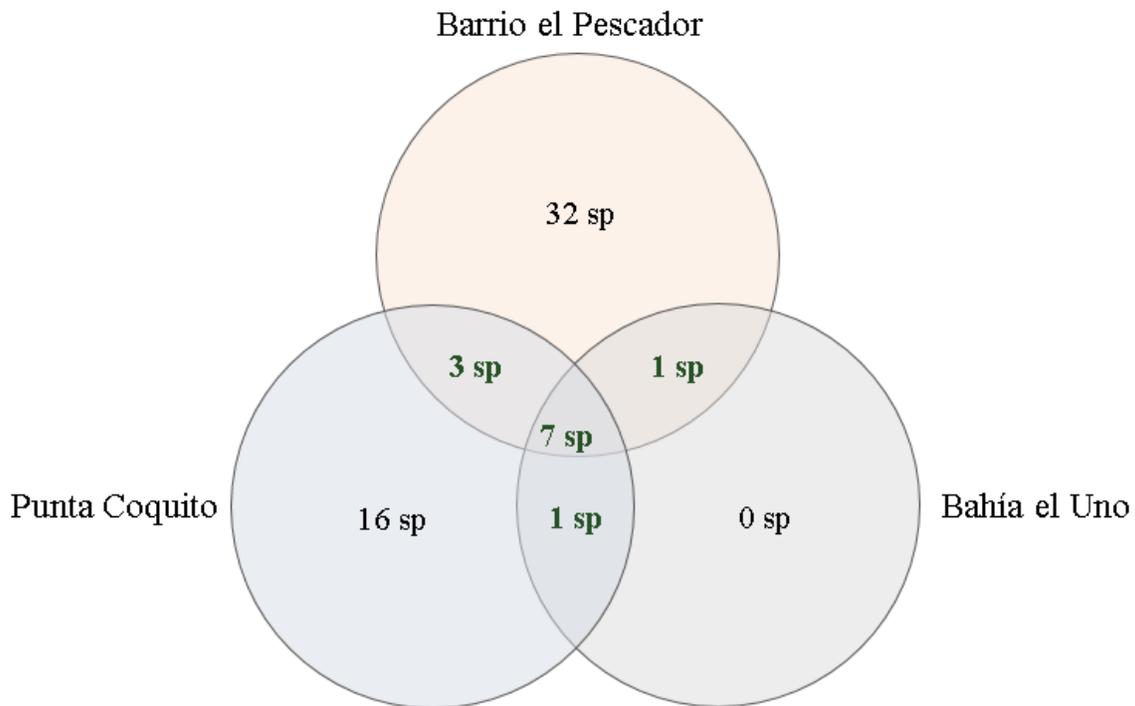
5.1. Plantas

La superficie total analizada fue de 14504 m² repartidos en 74 parcelas, 25 en el Barrio el Pescador (4900 m²), 24 en Bahía el Uno (4704 m², no se tuvo acceso a la parcela B1T5) y 25 en Punta Coquito (4900 m²). Se identificaron un total de 60 especies de plantas pertenecientes a 26 familias y 20 órdenes. La familia con mayor representación fue Fabaceae, con 8 especies. Del total de especies, 54 se consideraron nativas, cinco especies se catalogaron como cultivadas y una especie se consideró naturalizada (Bernal & Celis. 2019) (Tabla 1). Las especies con mayor área total de cobertura en los sitios de estudio fueron *A. aureum* (791.3 m²), *L. racemosa* con (694.9 m²) *R. mangle* (591.7 m²) *A. germinans* (305.5 m²) *Cyperus aggregatus* (225.1 m²) y *Paspalum vaginatum* (135.2 m²).

Siete especies fueron comunes a los tres sitios (*A. aureum*, *L. racemosa*, *A. germinans*, *R. mangle*, *Rhabdadenia biflora*, *Terminalia catappa*, *Nephrolepis biserrata*), una especie fue común entre Barrio el Pescador y Bahía el Uno (*C. aggregatus*), tres especies fueron comunes entre Barrio el Pescador y Punta Coquitos (*Hydrocotyle umbellata*, *Fridencia candicans* y *Tubeuia rosea*), y una especie fue común entre Bahía el Uno y Punta Coquitos (*Hibiscus phoenicus*).

En el Barrio el Pescador se identificaron un total de 43 especies repartidas en 20 familias y 15 órdenes. Las especies representativas fueron *L. racemosa* (411.7 m²), *C. aggregatus* (224.3 m²), *P. vaginatum* (135.5 m²) y *R. mangle* (81.25 m²), los resultados del IndVal muestran que la especies *P. vaginatum* (60%, p=0.02), *C. aggregatus* (60%, p=0.02) y *L. racemosa* (51%, p=0.02) son indicadoras de este hábitat. En el sitio se encontraron 32 especies exclusivas.

Figura 3. Número de especies de plantas compartidas entre los tres sitios de estudio.



Nota. Fuente: elaboración propia.

Bahía el Uno presentó 9 especies asignadas a 9 familias y 7 órdenes. Las especies representativas fueron *A. aureum* (342.3 m²), *L. racemosa* (262.3 m²), *A. germinans* (200.5 m²) y *R. mangle* (134.25 m²), el IndVal solo mostró a *A. germinans* (53%, p=0.02) como indicadora. Este sitio no presentó especies exclusivas.

Punta Coquito presentó 27 especies repartidas en 27 familias y 15 órdenes. Las especies representativas fueron *A. aureum* (409.1 m²), *R. mangle* con (376.1 m²) y *A. germinans* (53.5 m²), mientras que el IndVal reportó a *R. mangle* (63%, p=0.02) y *Pterocarpus officinalis* (36%, p=0,04) como indicadoras. En el sitio se presentaron 16 especies exclusivas.

Tabla 1. Lista de especies de plantas para los tres sitios de estudio: Barrio el Pescador (P), Bahía el Uno (B) y Punta Coquito (C). Las coberturas totales (m²) en cada sitio, cobertura total para los tres sitios (Ct), y las categorías (Ca) en que se encuentran las especies para Colombia. Nativa (N), Cultivada (Cl) y Naturalizada (Nt).

Familia	Especie	P	B	C	Ct	Ca
Acanthaceae	<i>Aphelandra scabra</i>	0,5	0	0	0,5	N
	<i>Asystasia gangetica</i>	0,9	0	0	0,9	Cl
	<i>Avicennia germinans</i>	51,6	200,5	53,4	305,5	N
Amaranthaceae	<i>Amaranthus viridis</i>	2,6	0	0	2,6	N
	<i>Celocia argenta</i>	0,8	0	0	0,8	Cl
Amaryllidaceae	<i>Crinum sp</i>	0	0	0,3	0,3	N
Apocynaceae	<i>Rhabdadenia biflora</i>	67,4	3,1	2,3	72,8	N
Araceae	<i>Philodendron inaequilaterum</i>	0	0	0,4	0,4	N
Araliaceae	<i>Hydrocotyle umbellata</i>	1,8	0	1	2,8	N
Asteraceae	<i>Cyanthillium cinereum</i>	0,9	0	0	0,9	N
	<i>Pluchea odorata</i>	0,8	0	0	0,8	N
	<i>Sphagneticola brachycarpa</i>	33,3	0	0	33,3	N
Bignoniaceae	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	0	0	1	1	N
	<i>Fridericia candicans</i>	0,9	0	0,8	1,7	N
	<i>Tabebuia rosea</i>	0,8	0	0,2	1	N
Cactaceae	<i>Epiphyllum phyllanthus</i>	0	0	0,6	0,6	N
Clusiaceae	<i>Clusia rosea</i>	0	0	0,4	0,4	N
Combretaceae	<i>Laguncularia racemosa</i>	411,6	262,3	20,9	694,9	N
	<i>Terminalia catappa</i>	9,6	0,5	9,2	19,3	N, Cl
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i>	0,6	0	0	0,6	N
Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatoides</i>	0,7	0	0	0,7	N
	<i>Ipomoea pes-caprae</i>	0,4	0	0	0,4	N
	<i>Ipomoea philomega</i>	2,4	0	0	2,4	N
Cucurbitaceae	<i>Cayaponia podantha</i>	0,8	0	0	0,8	N
	<i>Cucurbita moschata</i>	1,4	0	0	1,4	Cl
	<i>Melothria pendula</i>	0,8	0	0	0,8	N
	<i>Melothria trilobata</i>	0	0	0,6	0,6	N
Cyperaceae	<i>Cyperus aggregatus</i>	224,3	0,8	0	225,1	N
	<i>Cyperus strigosus</i>	8,1	0	0	8,1	N
	<i>Eleocharis geniculata</i>	0	0	0,1	0,1	N
	<i>Eleocharis mutata</i>	69,5	0	0	69,5	N
Euphorbiseae	<i>Euphorbia hyssopifolia</i>	1,2	0	0	1,2	N
Fabaceae	<i>Canavalia rosea</i>	0,4	0	0	0,4	N
	<i>Leucaena leucocephala</i>	0,2	0	0	0,2	Cl
	<i>Macropodium lathyroides</i>	0,5	0	0	0,5	N
	<i>Mimosa sp</i>	0,4	0	0	0,4	N
	<i>Pithecellobium dulce</i>	0,2	0	0	0,2	N, Cl
	<i>Pterocarpus officinalis</i>	0	0	37,4	37,4	N
	<i>Senna reticulata</i>	0,2	0	0	0,2	N
	<i>Vigna luteola</i>	1,2	0	0	1,2	N
Malvaceae	<i>Corchorus aestuans</i>	1,4	0	0	1,4	N
	<i>Hibiscus phoeniceus</i>	0	1	37,5	38,5	N
	<i>Pavonia rhizophorae</i>	0	0	0,6	0,6	N
	<i>Sida acuta</i>	0,4	0	0	0,4	N
Orchidaceae	<i>Brassavola nodosa</i>	0	0	0,2	0,2	N
	<i>Catesetum sp</i>	0	0	0,5	0,5	N
	<i>Dimerandra emarginata</i>	0	0	0,2	0,2	N

El papel de la urbanización en el cambio de la estructura comunitaria

	<i>Epidendrum nocturnum</i>	0	0	0,2	0,2	N
	<i>Macradenia brassavolae</i>	0	0	0,2	0,2	N
	<i>Trichosalpinx orbicularis</i>	0	0	0,2	0,2	CI
Poaceae	<i>Echinochloa colona</i>	45,3	0	0	45,3	N
	<i>Paspalum vaginatum</i>	135,5	0	0	135,5	N
	<i>Sporobolus virginicus</i>	0,9	0	0	0,9	N
Polypodiaceae	<i>Nephrolepis biserrata</i>	1,2	0,2	0,5	1,9	N
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>	0,9	0	0	0,9	Nt
Pteridaceae	<i>Acrostichum aureum</i>	39,8	342,3	409,1	791,2	N
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora mangle</i>	81,2	134,2	376,1	591,6	N
Tetrameristaceae	<i>Pelliciera rhizophorae</i>	0	0	5,8	5,8	N
Verveneae	<i>Lantana trifolia</i>	0,4	0	0	0,4	N
	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	0,4	0	0	0,4	N
	Total	1205	945	960	3110	

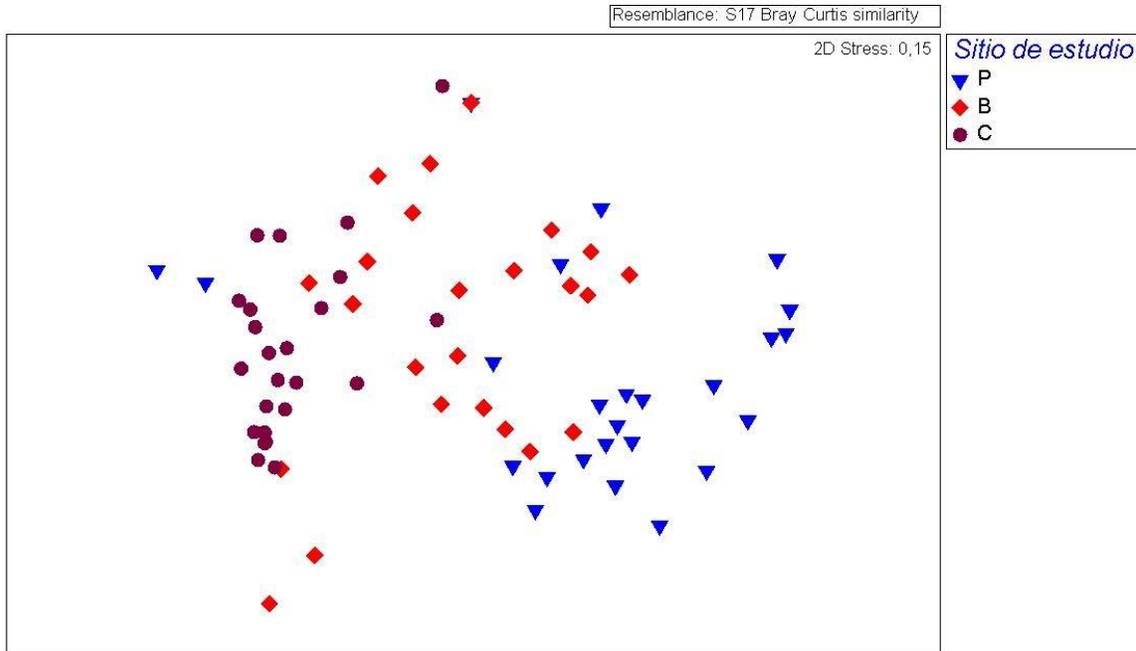
Nota. Fuente: elaboración propia.

El análisis nMDS (Figura 4) mostró que las parcelas en Punta Coquitos se superponen parcialmente con las parcelas de Bahía el Uno, mientras que solo algunas parcelas del Barrio el Pescador se superponen con las anteriores, con la mayoría de las parcelas de este sitio agrupadas fuera de las otras dos agrupaciones; este análisis evidenció la existencia de una gradación en la estructura de la comunidad de los sitios que coincide con el nivel de urbanización.

Finalmente, el análisis multivariado permutado de varianza (PERMANOVA) para evaluar los cambios en los ensambles biológicos entre los sitios reveló que existen diferencias significativas en la composición y abundancia de especies entre las tres localidades ($p = 0.001$), y el análisis pareado indicó que las diferencias son significativas entre Barrio el Pescador y Bahía el Uno ($p=0.0003$), y Barrio el Pescador y Punta Coquito ($p=0.0003$), mientras que no son significativas entre Bahía el Uno y Punta Coquito ($p=0.06$).

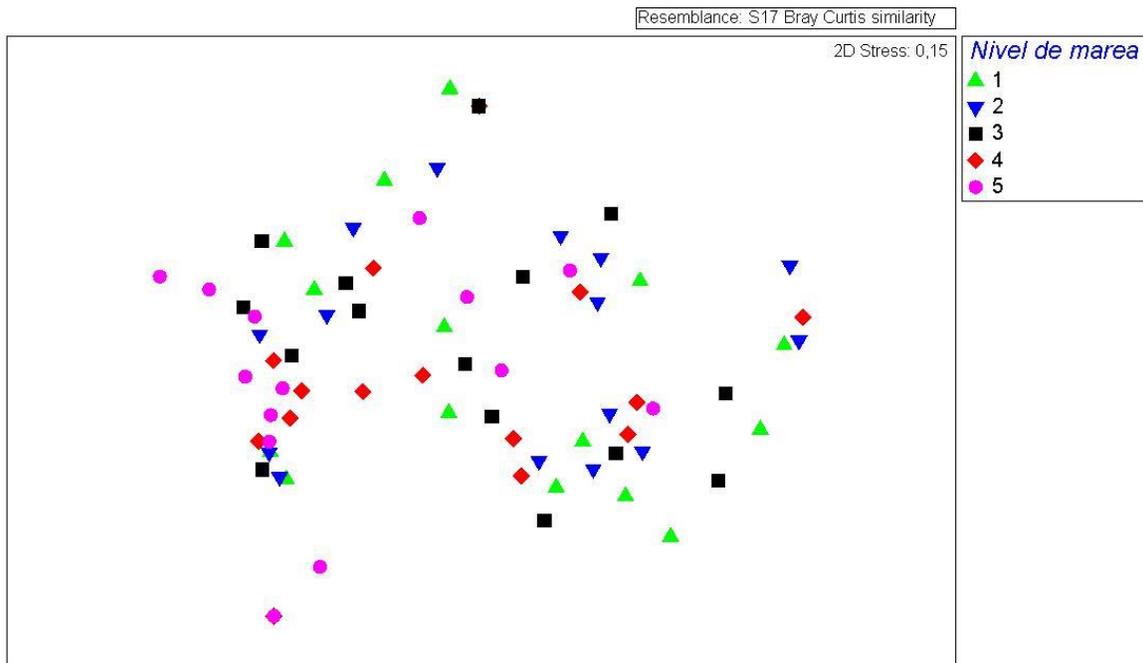
El nMDS (Figura 5) muestra sobrepuestos a las distancias de la línea de marea baja, por lo que no existe efecto sobre la composición y abundancia de especies. El análisis PERMANOVA corroboró que no existen diferencias significativas ($p=0.5$) en la composición y abundancia de las especies.

Figura 4. Ordenación de las comunidades por nMDS de los tres sitios de estudio. Barrio el Pescador (P), Bahía El Uno (B) y Punta Coquito (C), según la composición y abundancia.



Nota. Fuente: elaboración propia.

Figura 5. Ordenación de la comunidad por nMDS en cinco distancias a la línea baja de marea, según su composición y abundancia.



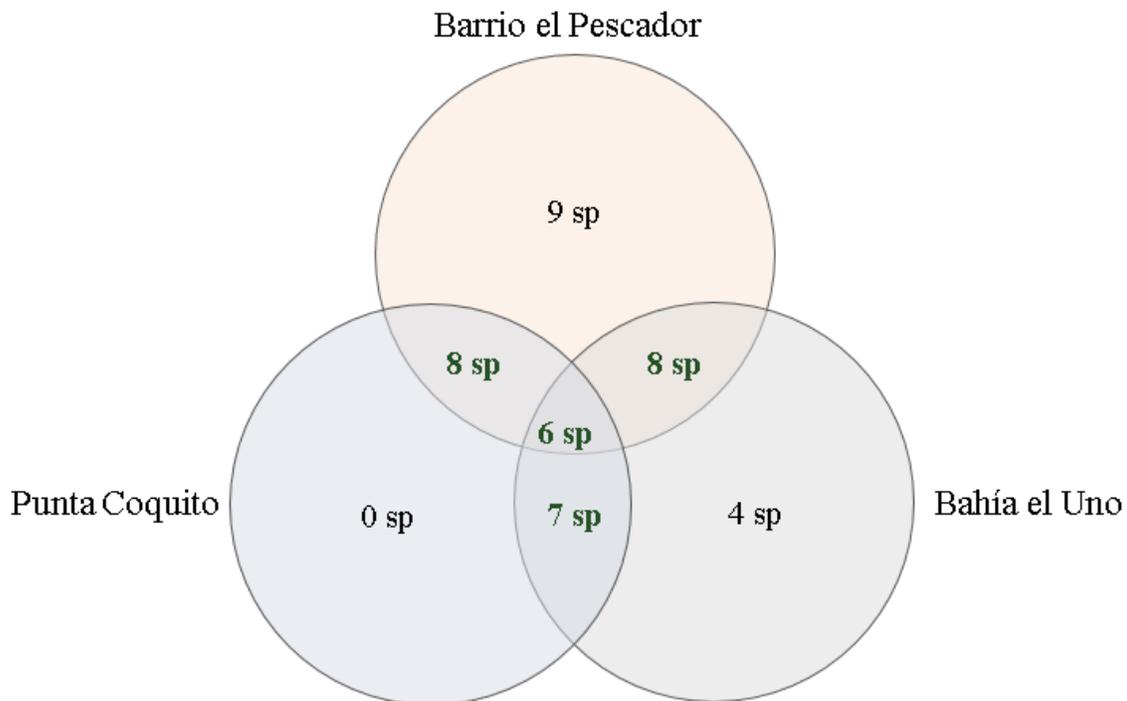
Nota. Fuente: elaboración propia.

5.2. Macroinvertebrados

En conjunto de los tres sitios de estudio se obtuvo un total de 4535 individuos, repartidos en 23 especies, 14 familias, 12 órdenes, 5 clases y 4 filos. 22 especies se catalogaron como nativas y una como exótica (Bernal & Celis, 2019) (Tabla 2). Las especies correspondieron a una especie de Annelida, una de Arachnida, una de Insecta, una de Isópoda, tres de Brachiura, cuatro Polychaeta, cuatro de Bivalvia y ocho de Gasterópoda.

Siete especies fueron comunes entre los tres sitios de estudio (*M. Coffeus*, *Minuca vocator*, *P. artacta*, *Potamopyrgus* sp, *Pyrgophorus* sp y *V. virginea*). Ocho especies fueron comunes entre Barrio el Pescador y Bahía el Uno (*M. Coffeus*, *M. vocator*, *Nereididae* sp2, *Nereididae* sp3, *P. artacta*, *Potamopyrgus* sp, *Pyrgophorus* sp y *V. virginea*); así mismo ocho especies fueron comunes entre Barrio el Pescador y Punta Coquito (*Callinectes sapidus*, *M. Coffeus*, *M. tuberculata*, *M. vocator*, *P. artacta*, *Potamopyrgus* sp, *Pyrgophorus* sp y *V. virginea*). Siete especies fueron entre Bahía el Uno y Punta Coquito (*Annelida* sp 1, *M. Coffeus*, *M. vocator*, *P. artacta*, *Potamopyrgus* sp, *Pyrgophorus* sp y *V. virginea*).

Figura 6. Número de especies de macroinvertebrados en los tres sitios de estudio.



Nota. Fuente: elaboración propia.

En Barrio el Pescador se encontraron 4016 individuos (89% del total), pertenecientes a 18 taxa (78% del total). Las especies más abundantes fueron *Potamopyrgus* sp (2168 individuos), *Pyrgophorus* sp (1009 individuos), *Melanoides tuberculata* (380 individuos) y *Polymesoda artacta* (309 individuos). Las especies menos abundantes fueron *Sphaeroma* sp, Teredinidae sp1, Veneroidea sp, Planorbidae sp1 y Nereididae sp1, con 1 individuo cada una. Los resultados del IndVal muestran que *Potamopyrgus* sp (79%, $p=0.007$) y *Pyrgophorus* sp (70%, $p=0.007$) son indicadoras de este hábitat. Este sitio de estudio presentó 8 especies exclusivas (*Sphaeroma* sp, *Mytilopsis sallei*, Planorbidae sp1, Planorbidae sp2, Planorbidae sp3, Insecta sp, Teredinidae sp y Veneroidea sp).

En Bahía el Uno se registraron 137 individuos (3%) repartidos en 13 especies, las especies más abundantes fueron Xanthidae sp (37 individuos), *P. artacta* (32 individuos) y *V. virginea* (29 individuos). Las especies con menor abundancia fueron: *M. Coffeus*, Nereididae sp1, Nereididae sp 2, Nereididae sp 3, Anelido sp y Aracnido sp, con un ejemplar cada una. Este sitio de estudio presentó 4 especies exclusivas (Arachnida sp, Nereididae sp1 y Xanthidae sp) y no presento especies indicadoras.

Punta Coquito presentó 382 individuos (8%) y se registraron 8 especies, las más abundantes fueron *Pyrgophorus* sp (151 individuos), *Potamopyrgus* sp (93 individuos) y *P. artacta* (82 individuos). Las dos especies con menor abundancia fueron *M. tuberculata* y *M. Coffeus* con 4 ejemplares cada una. Este sitio no presentó especies exclusivas ni especies indicadoras.

El análisis nMDS (Figura 7) mostró que la segregación entre las parcelas es débil, así las parcelas del Barrio el Pescador se sobreponen lateralmente y de manera parcial con las de Bahía el Uno, mientras que las parcelas de Punta Coquito se sobreponen en medio de las dos anteriores. Por otro lado, el análisis PERMANOVA para evaluar los cambios en los ensambles biológicos entre los sitios demostró que existen diferencias significativas en la composición y abundancia de especies entre los tres sitios de estudio ($p = 0.001$), y el análisis pareado indicó diferencias significativas entre el Barrio Pescador y Bahía el Uno ($p=0.001$), y entre el Barrio Pescador y Punta Coquito ($p=0.001$). No obstante, no se hallaron diferencias significativas entre Bahía el Uno y Punta Coquito ($p=0.14$).

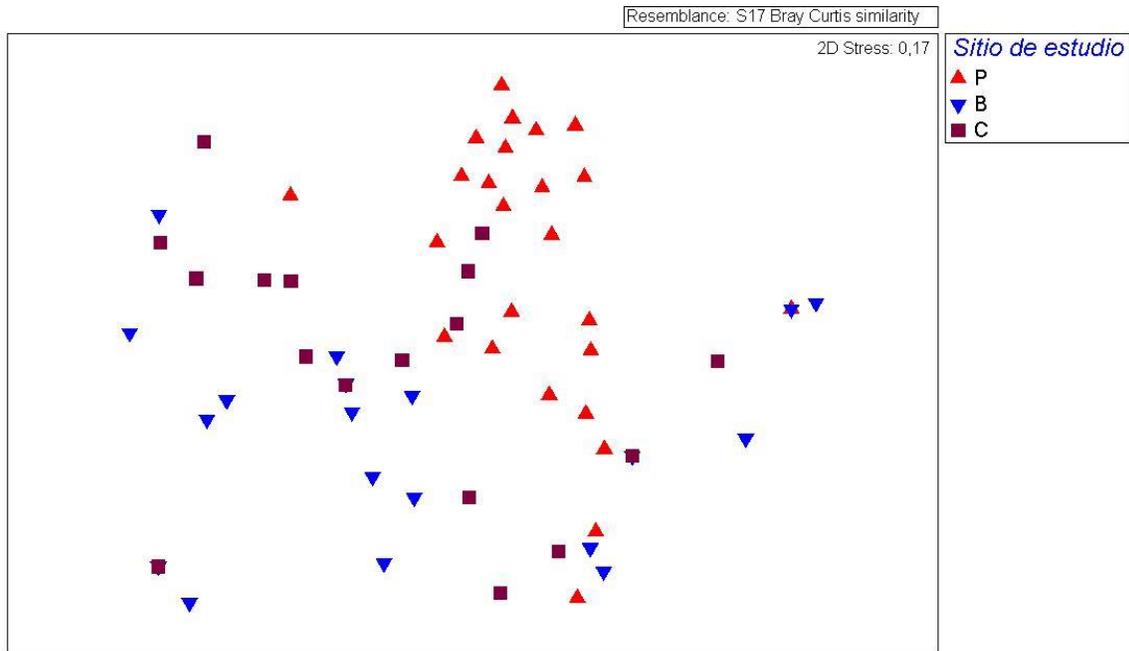
Tabla 2. Listado de especies de macroinvertebrados, las abundancias en los tres sitios de estudio: Barrio el Pescador (P), Bahía el Uno (B) y Punta Coquito (C). La abundancia absoluta (A) y el estado de la especie (E). Nativa (N) e Invasora (I).

Filo	Familia	Especie	P	B	C	A	E
Annelida	Nereididae	<i>Alitta succinea</i>	0	2	0	2	I
		<i>Nereididae sp1</i>	0	1	0	1	N
		<i>Nereididae sp2</i>	1	1	0	2	N
		<i>Nereididae sp3</i>	8	1	0	9	N
Annelida		<i>Annelida sp</i>	0	1	1	2	N
Arthropoda	Ocypodidae	<i>Minuca vocator</i>	3	17	19	39	N
	Portunidae	<i>Callinectes sapidus</i>	19	0	7	26	I
	Sphaeromatidae	<i>Sphaeroma sp.</i>	1	0	0	1	N
	Xanthidae	<i>Xanthidae sp</i>	0	37	0	37	N
<i>Arachnida sp</i>		0	1	0	1	N	
Mollusca	Clase Insecta	<i>Insecta sp</i>	4	0	0	4	N
	Corbiculidae	<i>Polymesoda artacta</i>	309	32	82	423	N
	Dreissenidae	<i>Mytilopsis sallei</i>	5	0	0	5	I
	Ellobiidae	<i>Melampus coffea</i>	25	1	3	29	N
	Hydrobiidae	<i>Pyrgophorus sp.</i>	1009	9	151	1169	N
	Neritidae	<i>Vitta virginiae</i>	46	29	22	97	N
	Planorbidae	<i>Planorbidae sp1</i>	3	0	0	3	N
		<i>Planorbidae sp2</i>	1	0	0	1	N
		<i>Planorbidae sp3</i>	32	0	0	32	N
	Tateidae	<i>Potamopyrgus sp.</i>	2168	5	93	2266	N
	Teredinidae	<i>Teredinidae sp</i>	1	0	0	1	N
Thiaridae	<i>Melanoides tuberculata</i>	380	0	4	384	I	
	<i>Veneroida sp</i>	1	0	0	1	N	
Total			4016	137	382	4535	

Nota. Fuente: elaboración propia.

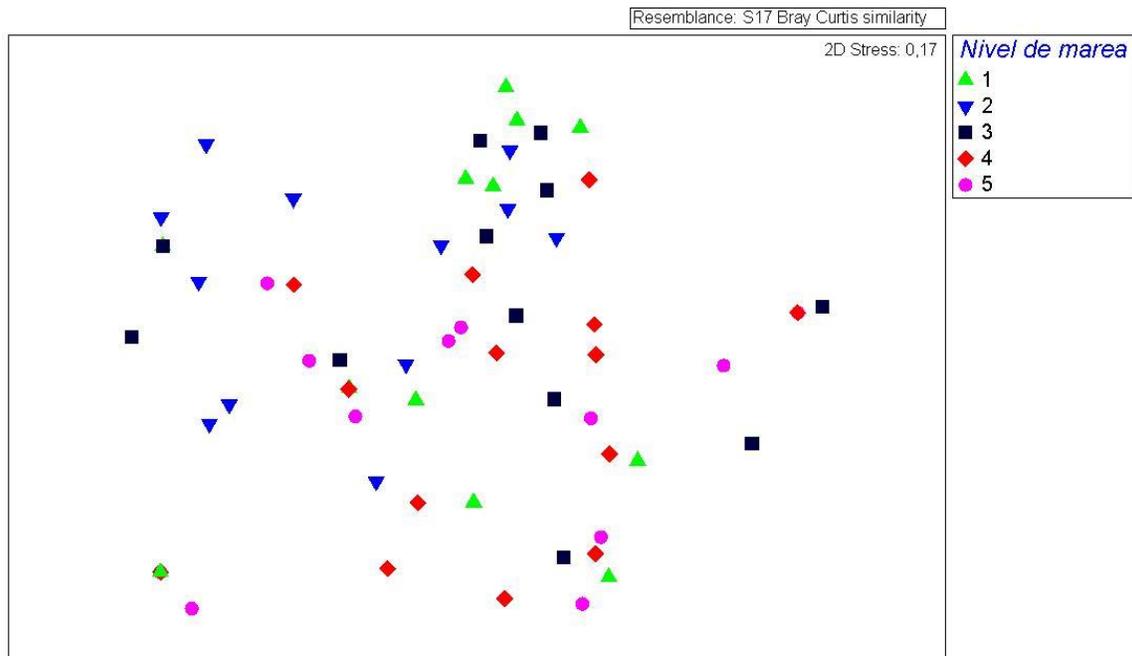
El nMDS (Figura 8) muestra sobrepuestos la distancia a la línea de marea baja, lo que indica que no tiene efecto sobre la composición y abundancia de especies, similarmente el PERMANOVA mostró que no existen diferencias significativas ($p=0.1$) en la composición y abundancia de las especies de acuerdo con la distancia a la línea de marea baja.

Figura 7. Evaluación de la similitud según el nMDS, entre los tres sitios de estudio, Barrio el Pescador (P), Bahía El Uno (B) y Punta Coquito (C).



Nota. Fuente: elaboración propia.

Figura 8. Ordenación de la comunidad por nMDS en cinco distancias a la línea baja de marea, según su composición y abundancia.



Nota. Fuente: elaboración propia.

5.3. Variables ambientales

Algunas variables ambientales presentaron un comportamiento relacionado con el nivel de urbanización. La salinidad promedio total fue de 5.9 PSU (desviación estándar +/- 1.3), las variaciones entre los sitios de estudio fueron mínimas (Tabla 3). En total se contaron 4599 ítems de basura (promedio 61.3 +/-110.3), con la mayor cantidad en el Barrio el Pescador (4069 ítems) seguido de Bahía el Uno y Punta Coquito con valores equivalentes (261 y 269 ítems respectivamente), comportamiento similar presentaron los promedios (Tabla 3). En total se registraron 220 casas (promedio 2.9 +/- 5.4), la mayoría de ellas en el Barrio el Pescador (210), algunas en Bahía El Uno (10) y ninguna en Punta Coquito. De 74 puntos muestreados, se registró pisoteo en 23 puntos (31%), la mayoría en Bahía el uno (19%) y el restante en Punta Coquito (12%), y no se registró en Barrio el Pescador.

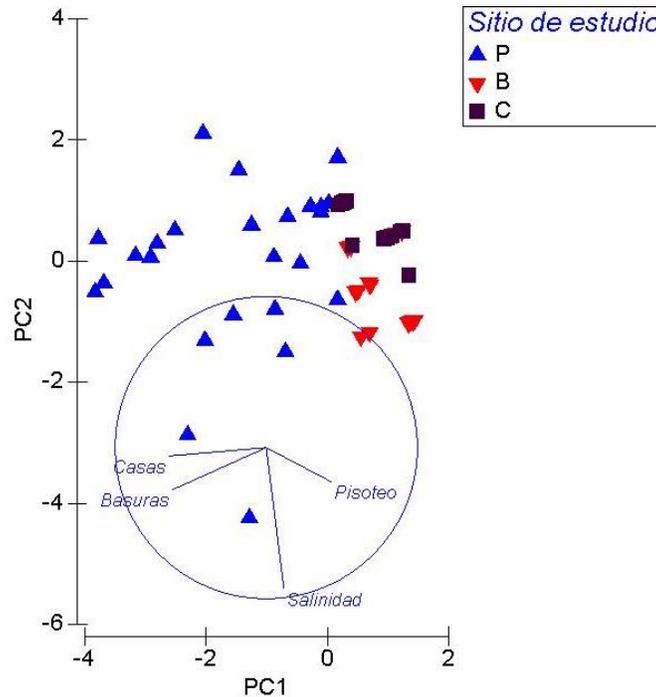
Tabla 3. Valores promedio y desviación entandar de las variables ambientales por sitio.

Sitio	Salinidad	Basuras	Casas
Barrio el Pescador	5.8 (+/- 1.7)	162.8 (+/- 144.3)	8.4 (+/- 6.4)
Bahía el Uno	6.7 (+/- 0.7)	10.4 (+/- 16.9)	0.4 (+/- 1.1)
Punta Coquito	5.2 (+/- 0.4)	10.8 (+/- 17.1)	0(0)

Nota. Fuente: elaboración propia.

En el PCA (Figura 9) los dos primeros componentes explicaron el 72,3% de la variabilidad total, en la figura se aprecia de izquierda a derecha la segregación de las parcelas del Barrio el Pescador frente a las de los otros sitios y luego, a la derecha, la segregación de arriba hacia abajo entre las parcelas de Bahía el Uno y Punta Coquito. El primer componente representó el 46.6% de la variabilidad y estuvo compuesto por las variables casas (-0.64), basuras (-0.62) y pisoteo (0.433); el segundo componente que representó el 25,7% de la variabilidad está compuesto por las variables salinidad (-0.93), basuras (-0.28) y pisoteo (-0.23). El tercer componente que representa el 19.6% de variabilidad y eleva la variabilidad acumulada a 92%, tiene las mayores contribuciones de las variables pisoteo (-0.87) y salinidad (0.31) (Tabla 4).

Figura 9. PCA de variables ambientales en los tres sitios de estudio: Barrio el Pescador (P), Bahía El Uno (B) y Punta Coquito (C).



Nota. Fuente: elaboración propia.

Tabla 4: Varianza explicada y coeficientes en las combinaciones lineales de variables para cada factor de los Componentes Principales.

Componente		PC1	PC2	PC3	PC4
Eigenvalues	Eigenvalues	1,86	1,03	0,786	0,321
	Variación %	46,6	25,7	19,6	8
	Var. Acum. %	46,6	72,3	92	100

Nota. Fuente: elaboración propia.

5.4. BIO-ENV

5.4.1. Plantas

La prueba BIO-ENV determinó de forma precisa (Tabla 5) las relaciones entre las variables ambientales y la variación en la estructura de la comunidad de plantas (Tabla 1). El análisis indicó que el número de Casas ($P_s=0.422$) es la variable ambiental que presentó mayor correlación y que explicó mejor los cambios en la estructura comunitaria. El siguiente factor que presenta mayor correlación es la combinación de las variables Salinidad y Casas ($P_s=0.372$), seguida de la combinación de las variables Salinidad, Basura y Casas ($P_s=0.358$), por último, la combinación de las cuatro variables ambientales, salinidad, basuras, casas y pisoteo ($P_s=0.293$).

Tabla 5. Resultados del análisis BIO-ENV: combinación de variables ambientales y biológicas de la comunidad de plantas.

Numero de variables	Correlación	Variables
1	0,422	Casas
2	0,372	Salinidad, Casas
3	0,358	Salinidad, Basuras, Casas
4	0,293	Salinidad, Basuras, Casas, Pisoteo

Nota. Fuente: elaboración propia.

5.4.2. Macroinvertebrados

La prueba BIO-ENV determinó de manera más robusta (Tabla 6), la relación entre las variables ambientales y la variación en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados. Así, la variable cuya correlación explica mejor la variación en la estructura comunitaria es nuevamente el número de Casas (Ps=0.716), seguida de la combinación Basuras y Casas (Ps=0.712), luego la combinación de las variables Salinidad, Basuras y Casas (Ps=0.637), y finalmente la combinación de las cuatro variables salinidad, basuras, casas y pisoteo (Ps=0.561).

Tabla 6. Resultados del análisis BIO-ENV: combinación de variables ambientales y biológicas de la comunidad de macroinvertebrados.

Numero de variables	Correlación	Variables
1	0,716	Casas
2	0,712	Basuras, Casas
3	0,637	Salinidad, Basuras, Casas
4	0,561	Salinidad, Basuras, Casas, Pisoteo

Nota. Fuente: elaboración propia.

6. DISCUSIÓN

6.1. Plantas

Este trabajo se puede considerar pionero para la zona de estudio, el país y el caribe, ya que no hay estudios con un enfoque a evaluar el impacto de la urbanización en los bosques de manglar, por esta falta de referentes se optó por comparar la diversidad de especies encontradas en primer lugar. Las 60 especies identificadas distribuidas en 26 familias, es semejante a la reportada en Bahía Cispatá (Córdoba - Antioquia) de 70 especies repartidas en 37 familias (Cortés, 2010). En Mata de Limón, Costa Rica, se registraron 26 especies distribuidas en 17 familias, asociadas al bosque de manglar (Sánchez et al., 2022), el registro de este estudio duplica el número de especies y supera en más de un 45% el número de familias. Las especies nucleares de los bosques de manglar a nivel global son alrededor de 54, clasificadas dentro de 15 familias y 10 órdenes (Ricklefs & Latham, 1993), la registrada en este estudio es numéricamente similar en el número de especies, pero es casi el doble en el número de familias y duplica en el número de órdenes.

Las especies dominantes en los sitios de estudio fueron *A. aureum*, *L. racemosa*, *A. germinans*, *R. mangle*, *C. aggregatus*, y *P. Vaginatum*. La dominancia de especies cambió significativamente con el nivel de urbanización, por ejemplo *R. mangle* presentó una dominancia por debajo de tres especies en Barrio El Pescador (la superan *L. racemosa*, *C. aggregatus*, *P. Vaginatum*), tres en Bahía el Uno (*A. aureum*, *L. racemosa*, *A. germinans*) y una en Punta Coquito (*A. aureum*). El reemplazo de *R. mangle* por *L. racemosa*, coincide con reportes anteriores para la zona y se atribuye a la tala selectiva del *R. mangle* con fines socioeconómicos (Blanco-Libreros et al., 2012), además del reemplazo por *A. germinans*, *A. aureum* o por vegetación herbácea como *C. aggregatus*, y *P. Vaginatum*. Este reemplazo de especies es una de las formas en que se evidencia la perturbación humana en los manglares de Colombia (Urrego et al., 2018).

L. racemosa puede aprovechar condiciones ambientales, o alteraciones antrópicas que sean adversas para otras especies de mangle y así proliferar (Molina, 2009), por lo que se le podría considerar oportunista al explotar condiciones favorables para su desarrollo y posicionarse en lugares donde *R. mangle* se desarrollaría naturalmente (Araújo, 2018).

Por otra parte, las especies *C. aggregatus* y *P. Vaginatum*, se pueden considerar como vegetación marginal facultativa, generalmente se encuentran bordeando el manglar. Sin embargo, si este

presenta alteraciones, se pueden asentar en lugares favorables dentro del bosque de manglar (Sánchez et al., 2022), el desarrollo urbano facilita la aparición de estos espacios que también favorecen a especies como *Sphagneticola brachycarpa*, *Ipomoea pes-caprae*, *Mimosa* sp, *Pavonia rhizophorae*, *C. strigosus*.

El análisis estadístico mostró diferencias en la composición y abundancia de especies de plantas vasculares entre los sitios de estudio, donde el 87% de la variabilidad es atribuible a seis especies dominantes anteriormente mencionadas. Barrio el Pescador presentó 43 especies (con 33 exclusivas), Bahía el Uno nueve especies (ninguna exclusiva) y Punta Coquito 27 especies (con 16 exclusivas). El número de especies registradas para el Barrio el Pescador coincide con registros que afirman que a niveles moderados de urbanización se da un aumento de la riqueza de especies de plantas (McKinney, 2006).

Naturalmente los factores ambientales determinan y limitan las especies. En manglares la salinidad y la estabilidad del suelo, son las variables ambientales principales que generan una composición diferencial de especies y estructuran la vegetación (Cortés, 2010; Abarca et al., 2020). Así, en nuestros análisis (Tabla 5 y Figura 9) la salinidad explicaría la diferencia en el número de especies entre los sitios de estudio, un mayor rango de salinidad en el Barrio El Pescador implica la aparición de microhábitats y por ende un mayor número de especies con rangos de tolerancia diferentes. No obstante, esto puede cambiar por actividades antrópicas. De acuerdo con el BIO-ENV, la presencia de casas es la variable de mayor correlación y la que mejor explica los cambios en la estructura de la comunidad.

La urbanización en sí misma cambia las condiciones y estructura del suelo, al rellenar un espacio anegado con tierra para construcción u otro fin, la salinidad pierde importancia. Así mismo, las especies de consumo humano y ornamentales por dispersión natural pueden colonizar estos espacios favorables para su desarrollo (Sánchez et al., 2022) y contribuirían al aumento de la riqueza de especies en áreas urbanizadas. Ejemplo de esto es *Cucurbita moschata*, planta de consumo humano, y las especies *Amaranthus viridis*, *Celosia Argentea*, *Pithecellobium dulce*, *Pluchea odorata*, *Stachytarpheta cayennensis*, *T. catappa*, *Leucaena leucocephala*, *Senna reticulata*, *Commelina erecta*, *Asystasia gangetica*, usadas en algunos casos como plantas

ornamentales, en otros casos se consideran maleza, *Mimosa sp*, *Vigna luteola*, *N. biserrata*, *Portulaca oleracea*, *R. biflora*, *Sporobolus virginicus*.

6.2. Macroinvertebrados

La diversidad de 23 especies dentro de 14 familias es numéricamente similar a lo reportado en estudios previos para la zona y en Colombia, a pesar de que en estos priorizaron la macrofauna bentónica asociada a las raíces de *R. mangle*, hay coincidencias en la diversidad. El primer estudio listó 26 especies distribuidas en 20 familias (Padilla & Palacio, 2008), número de especies que es similar lo reportado aquí, con cuatro coincidencias (*Mytilopsis sallei*, *Polymesoda artacta*, *Pyrgophorus sp* y *Sphaeroma sp*), aunque el número de familias es superior y se coincide en seis (Nereididae, Dreissenidae, Corbiculidae, Hydrobiidae, Sphaeromatidae y Teredinidae). Un segundo estudio registró 26 especies distribuidas en 22 familias (Mosquera et al., 2023), se comparten siete especies (*Alitta succinea*, *Callinectes sapidus*, *Mytilopsis sallei*, *Polymesoda artacta*, *Pyrgophorus sp*, *Sphaeroma sp* y *Vitta virginiae*), aunque el número de familias es casi el doble al registrado en este estudio y se tiene coincidencia en ocho (Corbiculidae, Dreissenidae, Hydrobiidae, Nereididae, Neritidae, Portunidae, Sphaeromatidae y Teredinidae).

Fuera del Golfo de Urabá, la similitud en la diversidad con otros estudios descende. Por ejemplo, en Ciénaga la Boquilla, Sucre, la comunidad de macroinvertebrados asociados a las raíces de *R. Mangle* está constituida por un total de 33 morfoespecies, pertenecientes a los taxa Porífera, Celenterata, Annelida, Mollusca, Crustácea y Echinodermata (Cuartas & Baena, 2008). Con este estudio solo se coincide en una especie en coincidencia (*Sphaeroma sp*) y dos familias (Nereididae y Sphaeromatidae). En San Andrés y Providencia el estudio para de la comunidad de moluscos en las raíces de mangle, registró 21 especies en 27 familias (Vilardy & Polania, 2002), de los que se tuvo coincidencia solo con dos especies (*Mytilopsis sallei* y *Vitta virginiae*) y dos familias (Dreissenidae y Neritidae). Esta baja similitud en el número de especies y familias con los estudios discutidos se debe principalmente a la aparición y dominancia de especies de origen marino.

La composición y abundancia de especies de macroinvertebrados bentónicos asociados al manglar en el municipio de Turbo fue estadísticamente diferente entre los sitios de estudio, y el número de especies presentó un aumento con el nivel de urbanización. En Punta Coquito se registraron 8 especies y las especies dominantes fueron *Pyrgophorus sp*, *Potamopyrgus sp* y *P. arctata*, en Bahía

el Uno se registraron 13 especies (3 especies exclusivas) y aquí las dominantes fueron *Xanthidae* sp, *P. artacta* y *V. virgínea*. En el Barrio el Pescador fueron registradas 18 especies (8 especies exclusivas), donde *Potamopyrgus* sp y *Pyrgophorus* sp fueron las especies de mayor abundancia, con el 79,1% (3177) de los individuos totales para este sitio de estudio, y el 75,7% (3435) del total para los tres sitios de estudio, adicionalmente estas dos especies fueron responsables del 52% de la variabilidad del estudio (Tabla 4). El género *Potamopyrgus* es endémico del sureste de Australia y Nueva Zelanda, y se han registrado como invasores en todo el mundo, para el Golfo de Urabá en el 2016 fue registrado con 62 individuos y catalogado como una especie eurihalina, por otra parte, el género *Pyrgophorus* solo tuvo registro de un solo individuo para la zona (Blanco-Libreros et al., 2016). Este reporte contribuye al conocimiento sobre el género *Potamopyrgus* y su capacidad de adaptación, asentamiento y reproducción en múltiples ecosistemas, incluidos los perturbados por la urbanización.

De acuerdo con el BIO-ENV, la variable casas presentó la mayor correlación y es la que mejor explicó los cambios en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Así, el Barrio el Pescador presentó dos familias de moluscos dulceacuícolas. En primer lugar, la familia Panorbidae (familia exclusiva) (Lasso et al., 2019), representada por tres morfoespecies (tres especies exclusivas) y sus colectas se realizaron en las parcelas más alejadas de la línea de costa con el menor impacto del nivel del mar. Posiblemente, debido a esta ubicación y a las modificaciones hechas por la urbanización, aparecen espacios favorables para el desarrollo de estas. En segundo lugar, la familia Thiaridae, representada por la especie *Melanoides tuberculata*, catalogada como una especie exótica, originaria de África del Este, Medio Oriente, Sur de China, Taiwán, Filipinas e Indias Orientales (Gutiérrez et al., 2012), estuvo presente en el Barrio el Pescador (380 individuos) y en Punta Coquito (4 individuos). La salinidad puede ser el factor de mayor influencia para la distribución de esta especie, dado que no presenta mortalidad en salinidades menores a 5 PSU (Albarrán et al., 2017). El amplio rango y las bajas salinidades registradas en el Barrio El Pescador habrían posibilitado el desarrollo de ésta en lugares aislados y pequeños, en comparación con los valores más altos y con menor rango en Bahía el Uno y Punta Coquito.

Las familias Xanthidae y Planorbidae, registradas exclusivamente en Bahía el Uno, no presentaron reportes previos para la zona de estudio, y se considera este el primer reporte para la zona de ambas familias asociadas al bosque de manglar.

El gran número de individuos de *Potamopyrgus sp.*, *Pyrgophorus sp.*, la presencia de *M. tuberculata* a pesar del su estrecho rango de tolerancia a la salinidad, y la presencia de la familia Planorbidae se puede explicar por la disponibilidad de espacio, alimentación y refugio ofrecida en múltiples microhábitats (Vilardy & Polania, 2002; Kon & Tongnunui, 2011) generados por las alteraciones originadas de la urbanización, de este modo, un mayor número de microhábitats funcionales en los ecosistemas de manglar potenciaría una mayor diversidad de la comunidad bentónica (Kon & Tongnunui, 2011).

Lo anterior permite aceptar la hipótesis de que la estructura comunitaria de plantas vasculares y macrofauna bentónica difieren en los bosques de manglar del municipio de Turbo - Antioquia con diferentes grados de urbanización, con un aumento en el número de especies con el nivel de urbanización. La estructura comunitaria de macroinvertebrados presentó diferencias entre los bosques de manglar, con un aumento gradual en el número de especies en función al nivel de urbanización. Del mismo modo la estructura comunitaria de plantas vasculares presentó diferencias entre los bosques, pero no presentó un aumento gradual en el número de especies en relación con el nivel de urbanización, no obstante, el número de especies en el Barrio El Pescador fue cuatro veces mayor que en Bahía el Uno y casi dos veces mayor que en Punta Coquito. Esto muestra que la urbanización presenta un efecto diferenciado para los diferentes grupos taxonómicos.

7. CONCLUSIONES

La urbanización tiene la capacidad de cambiar la estructura de la comunidad de fauna y flora en los bosques de manglar, la composición y abundancia de especies se ve afectada por los microhábitats generados por la urbanización que favorecen el desarrollo de organismos de menor tamaño, como *Potamopyrgus* sp y *Pyrgophorus* sp. Del mismo modo, los cambios en el uso del suelo generan espacios favorables para el asentamiento y dominancia de especies facultativas y oportunistas como *C. aggregatus*, *P. vaginatum* y *L. racemosa*.

Se identificó un total de 60 especies de plantas vasculares, no se presentó un aumento gradual del número de especies con la urbanización, no obstante, el mayor registro estuvo presente en el sitio de estudio de mayor urbanización, debido a la generación de lugares favorables para especies facultativas que rodean el bosque de manglar, plantas de consumo humano y ornamentales. La estructura de esta comunidad y la diferencia entre los sitios de estudio estuvo determinada principalmente por cuatro especies *A. aureum*, *L. racemosa*: *R. mangle* y *A. germinans*.

La comunidad de macroinvertebrados presentó 23 especies, esta presentó un aumento gradual de la riqueza de especie en función con el nivel de urbanización, la mayor riqueza estuvo presente en el lugar de mayor urbanización respectivamente, favorecida por la presencia de familias de moluscos dulceacuícolas. La estructura de la comunidad y la diferencia estadística entre los sitios de estudio estuvo determinada principalmente por la presencia y abundancia de *Potamopyrgus* sp y *Pyrgophorus* sp.

8. RECOMENDACIONES

Aunque el análisis estadístico BIO-ENV explique hasta un 70% la variación de las comunidades, es recomendable agregar medidas de variables fisicoquímicas como pH, temperatura, oxígeno disuelto, con el fin de explicar y discutir los cambios en las comunidades de acuerdo a las condiciones ecológicas que requiera cada población o especie.

Se recomienda medir la micro-topografía de los hábitats, dado que algunas especies de gasterópodos de tamaño pequeño han logrado invadir zonas no propias de ellos. Esto podría ser facilitado por los micro-refugios como los charcos naturales o inclusive las pisadas de humanos, ganado vacuno o equino, inclusive porcino, al igual que caninos.

9. REFERENCIAS

1. Abarca, S. C., Serrano, M. C., Bolívar-Anillo, H. J., Daza, D. A. V., Moreno, H. S., & Anfuso, G. (2020). Bosques de manglar del Caribe Norte Colombiano: Análisis, evolución y herramientas de gestión. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 16(1), 31-54.
2. Albarrán Mélzer, N. C., Rangel Ruiz, L. J., Gama Campillo, L. M., Arévalo de la Cruz, J. A., Moguel-Ordoñez, E., & Pacheco Figueroa, C. J. (2017). Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México. *Hidrobiológica*, 27(2), 145-151.
3. Alberti, M., Marzluff, J. M., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C., & Zumbrunnen, C. (2003). Integrating humans into ecology: opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *BioScience*, 53(12), 1169-1179.
4. Andrés, M. & Barragán, J.M. (2016). Desarrollo Urbano en el Litoral a Escala Mundial. Método de Estudio para su Cuantificación. *Revista de Estudios Andaluces*. 33 (1), 64-83.
5. Andrés, M., Barragán, J. M., & Sanabria, J. G. (2017). Relationships between coastal urbanization and ecosystems in Spain. *Cities*, 68, 8-17.
6. Angeoletto, F., Essy C., Sanz, J. P. R., da Silva, F. F., Albertin, R. M., & Santos, J. W. M. C. (2015). Ecología urbana: La ciencia interdisciplinaria del planeta ciudad. *Desenvolvimento em Questão*, 13(32), 6-20.
7. Araújo, L., Silva, M. F. S., Gomes, D. D. N., Sousa, M. B., Mayo, S. J., & de Andrade, I. M. (2018). Structure of a disturbed mangrove in the Rio Parnaíba delta, Piauí, northeast Brazil. *Feddes Repertorium*, 129(2), 75-91.
8. Barragán, J. M., & De Andrés, M. (2016). Expansión urbana en las áreas litorales de América Latina y Caribe. *Revista de Geografía Norte Grande*, (64), 129-149.

9. Benavides-Varela, C., Samper-Villarreal, J., & Cortés, J. (2016). Cambios en la cobertura de manglares en Bahía Culebra, Pacífico Norte de Costa Rica (1945-2010). *Revista de Biología Tropical*, 64(3), 955-964.
10. Blanco Libreros, J. F., Londoño Mesa, M. H., Correa Arango, I. D., Bernal Franco, G. R., Osorio Arias, A. F., Polanía Vorenberg, J. H., ... & Quan Young, L. I. (2016). Expedición Caribe sur: antioquia y Chocó costeros. *Comisión Colombiana del Océano*.
11. Blanco-Libreros, J.F, & Castaño, M.C. (2012). Efecto de la conversión del manglar a potrero sobre la densidad y tallas de dos gasterópodos en el delta del río Turbo (golfo de Urabá, Caribe colombiano). *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1707-1719.
12. Blanco-Libreros, J.F, & Estrada-Urrea, E.A. (2015). Mangroves on the edge: Anthrome-dependent fragmentation influences ecological conditions (Turbo, Colombia, Southern Caribbean). *Diversity*, 7 (3): 206-228.
13. Blanco-Libreros, J.F, (2016). Cambios globales en los manglares del golfo de Urabá (Colombia): entre la cambiante línea costera y la frontera agropecuaria en expansión. *Actualidades Biológicas*, 38(104), 53-70.
14. Blanco-Libreros, J.F., Estrada, E.A., Ortiz, LF, Urrego, L.E. (2012). Ecosystem- wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. *ISRN Ecology*.
15. Blanco-Libreros, J.F., Taborda-Marín, A., Amortegui-Torres, V., Arroyave-Rincón, A., Sandoval, A., Estrada, E. A., & Narváez, A. V. (2013). Deforestación y sedimentación en los manglares del Golfo de Urabá. Síntesis de los impactos sobre la fauna macrobéntica e íctica en el delta del río Turbo. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 19-36.
16. Branoff, B. L. (2017). Quantifying the influence of urban land use on mangrove biology and ecology: A meta-analysis. *Global ecology and biogeography*, 26(11), 1339-1356.

17. Clarke, K.R. and Gorley, R.N. (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). PRIMER-E, Plymouth.
18. Cortés Castillo, D. V. (2010). Flora y vegetación asociada a un gradiente de salinidad en el sector de bahía Cispatá (Córdoba-Colombia) (Doctoral dissertation).
19. Crane, J. (2015). Fiddler crabs of the world: Ocypodidae: genus Uca (Vol. 1276). Princeton University Press.
20. Cuartas, P. A. Q., & Baena, J. A. P. (2008). Aporte al conocimiento de los macroinvertebrados asociados a las raíces del mangle (*Rizophora mangle*) en la cienaga la boquilla, municipio de san onofre, sucre. *Gestión y Ambiente*, 11(3).
21. Cuatrecasas, J. (1958). Introducción al estudio de los manglares. *Botanical Sciences*, (23), 84-98.
22. DeCandido, R., Adrianna, A. Muir, & Gargiullo, M. B. (2004). A First Approximation of the Historical and Extant Vascular Flora of New York City: Implications for Native Plant Species Conservation. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 131(3), 243–251.
23. Gaxiola, J. M. D. (2011). Una revisión sobre los manglares: características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico: caso sistema lagunar de Topolobampo. *Ra Ximhai: revista científica de sociedad, cultura y desarrollo sostenible*, 7(3), 355-369.
24. Gentry, A. H. (1993). Field guide to the families and genera of woody plants of northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru), with supplementary notes on herbaceous taxa. Conservation International.
25. Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756-760.
26. Gutiérrez, F. D. P., Lasso, C. A., Baptiste, M. P., Duarte-Sánchez, P., & Díaz, A. M. (2012). VI. Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos,

- crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*.
27. Hendrickx, M.E. (1995 a). Anomuros. 539-564 p. In: *Guia FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-Oriental*. Vol. I. Plantas e invertebrados. 646 p.
28. Hendrickx, M.E. (1995 b). Camarones. 417-537cp. In: *Guia FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-Oriental*. Vol. I. Plantas e invertebrados. 646 p.
29. Hirales-Cota, M., Espinoza-Avalos, J., Schmook, B., Ruiz-Luna, A., & Ramos-Reyes, R. (2010). Agentes de deforestación de manglar en Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, sureste de México. *Ciencias Marinas*, 36(2), 147-159.
30. Inglis, G. J., & Kross, J. E. (2000). Evidence for systemic changes in the benthic fauna of tropical estuaries as a result of urbanization. *Marine Pollution Bulletin*, 41, 367– 376
31. Kon, K., Kurokura, H. & Tongnunui, P. (2011). Influence of a microhabitat on the structuring of the benthic macrofaunal community in a mangrove forest. *Hydrobiologia*. 671, 205–216
32. Krebs, J. M., McIvor, C. C., & Bell, S. S. (2014). Nekton community structure varies in response to coastal urbanization near mangrove tidal tributaries. *Estuaries and Coasts*, 37, 815– 831.
33. Lasso, C. A., Morales-Betancourt, M. A., Vera-Ardila, M. L., & Linares, E. L. (2019). XVII. Moluscos dulceacuícolas de Colombia
34. Lee, S. Y., Dunn, R. J. K., Young, R. A., Connolly, R. M., Dale, P. E. R., Dehayr, R., ... & Welsh, D. T. (2006). Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*, 31(2), 149-163.

35. Lim, H. C., & Sodhi, N. S. (2004). Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning*, 66, 199– 215
36. Mackin-Rogalska, R., Pinowski, J., Solon, J., & Wojcik, Z. (1988). Changes in vegetation, avifauna, and small mammals in a suburban habitat. *Polish Ecological Studies*, 14, 293-330.
37. Maeso, R. P. H., & Hidalgo, E. C. (2020). Desafíos emergentes de la distribución de la población urbana y rural en el mundo: una panorámica mundial y europea del crecimiento urbano. *História e Economia*, 24(1), 21-37.
38. Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. 19-47p. Springer, Boston, MA.
39. McDonnell, M. J., Pickett, S. T., & Pouyat, R. V. (1993). The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. In *Humans as components of ecosystems*. 175-189.
40. McIntyre, N. E. (2000). Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the entomological society of America*, 93(4), 825-835.
41. McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.
42. Metcalfe, K. N., & Glasby, C. J. (2008). Diversity of Polychaeta (Annelida) and other worm taxa in mangrove habitats of Darwin Harbour, northern Australia. *Journal of Sea Research*, 59(1-2), 70-82.
43. Mohd-Taib, F.S., Mohd-Saleh, W., & Asyikha, R. (2020). Effects of anthropogenic disturbance on the species assemblages of birds in the back mangrove forests. *Wetlands Ecol Manage* 28, 479–494.

44. Molina, E. (2009). Dinámica de los manglares de Bahía Portete, Alta Guajira a escala de paisaje y su relación con variables climáticas asociadas al cambio climático global y regional. Magíster en Bosques y Conservación Ambiental. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín (70 pp.)
45. Mosquera, E., Blanco-Libreros, J. F., & Riascos, J. M. (2023). Are urban mangroves emerging hotspots of non-indigenous species? A study on the dynamics of macrobenthic fouling communities in fringing red mangrove prop roots. *Biological Invasions*, 25(3), 787-800.
46. Ortiz, L.F. & Blanco-Libreros, J.F. (2012). Distribución de los gasterópodos del manglar, *Neritina virgínea* (Neritidae) y *Littoraria angulifera* (Littorinidae) en la Ecorregión Darién, Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 219-232.
47. Padilla, J. M. G., & Palacio, J. (2008). Macroinvertebrados asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en las bahías Turbo y El Uno, Golfo de Urabá (Caribe Colombiano). *Gestión y ambiente*, 11(3), 55-66.
48. Paquin, L. J., Bourgeois, B., Pellerin, S., Alard, D., & Poulin, M. (2021). Native plant turnover and limited exotic spread explain swamp biotic differentiation with urbanization. *Applied Vegetation Science*, 24(1), e12550.
49. Pérez, J. U., & Giraldo, L. E. U. (2009). Gestión ambiental de los ecosistemas de manglar. Aproximación al caso colombiano. *Gestión y Ambiente*, 12(2), 57-72
50. Poveda, B.G & Avilés, A.P. (2018). Situación de los manglares de la ciudad de Guayaquil - provincia del Guayas - Ecuador, *Revista DELOS Desarrollo Local Sostenible*. 11(31), 2-16.
51. Ramos, J., Boto, M., Blanco-Libreros, J. F., & Riascos, J. M. (2021). The Mangrove Periwinkle *Littoraria angulifera* (Mollusca: Littorinidae) in the Urabá Gulf (Colombian Caribbean): Finding Ways in an Urbanizing Coast? *Frontiers in Marine Science*, 8, 641567.

52. Ricklefs, R. E., & Latham, R. E. (1993). Global patterns of diversity in mangrove floras. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. University of Chicago Press, Chicago, 215-229.
53. Rojas, C., Sepúlveda-Zúñiga, E., Barbosa, O., Rojas, O., & Martínez, C. (2015). Patrones de urbanización en la biodiversidad de humedales urbanos en Concepción metropolitana. *Revista de Geografía Norte Grande*, (61), 181-204.
54. Saad, L.O., Cunha, C.M. & Colpo, K.D. (2019) How mollusk assemblages respond to different urbanization levels: characterization of the malacofauna in subtropical Brazilian mangroves. *Mar Biodiv* 49, 989–999.
55. Sánchez, Y. G., Ortega, G. R., Martín, E. E., Sancho, A. L. A., Solano, J. A. V., & Chacón, L. V. (2022). Estructura vegetal y flora asociada del manglar de Mata de Limón, Puntarenas, Costa Rica. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 14(1), 51-64.
56. Santangelo, J. S., Ness, R. W., Cohan, B., Fitzpatrick, C. R., Innes, S. G., Koch, S., ... & Lampei, C. (2022). Global urban environmental change drives adaptation in white clover. *Science*, 375(6586), 1275-1281.
57. Sekovski, I., Newton, A., & Dennison, W. C. (2012). Megacities in the coastal zone: Using a driver-pressure-state-impact-response framework to address complex environmental problems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96, 48-59.
58. Shih, H. T., Ng, P. K., Davie, P. J., Schubart, C. D., Türkay, M., Naderloo, R., ... & Liu, M. Y. (2016). Systematics of the family Ocypodidae Rafinesque, 1815 (Crustacea: Brachyura), based on phylogenetic relationships, with a reorganization of subfamily rankings and a review of the taxonomic status of *Uca* Leach, 1814, sensu lato and its subgenera. *Raffles Bulletin of Zoology*, 64.
59. Standley, L. A. (2003). Flora of Needham, Massachusetts—100 years of floristic change. *Rhodora*, 354-378.

60. Stiepani, J., Gillis, L. G., Chee, S. Y., Pfeiffer, M., & Nordhaus, I. (2021). Impacts of urbanization on mangrove forests and brachyuran crabs in Penang, Malaysia. *Regional Environmental Change*, 21(3), 69.
61. Urrego, L. E., Molina, E. C., & Suárez, J. A. (2014). Environmental and anthropogenic influences on the distribution, structure, and floristic composition of mangrove forests of the Gulf of Urabá (Colombian Caribbean). *Aquatic Botany*, 114, 42-49.
62. Urrego, Ligia E., Correa-Metrio, Alexander, & González-Arango, Catalina. (2018). Colombian Caribbean mangrove dynamics: anthropogenic and environmental drivers. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 70(1), 133-145. <https://doi.org/10.18268/bsgm2018v70n1a8>
63. Vilarly, S., & Polania, J. (2002). Mollusc fauna of the mangrove root-fouling community at the Colombian Archipelago of San Andrés and Old Providence. *Wetlands Ecology and Management*, 10(3), 273-282.