

ARTÍCULO / ARTICLE

Presencia de residuos marinos en bosques de manglar con diferentes grados de intervención antrópica en el Pacífico colombiano

Presence of marine debris in mangrove forests with different degrees of anthropogenic intervention in the Colombian Pacific

Ingrid Arboleda¹

0000-0002-5569-9686

ijarboledam@unal.edu.co

Andrés Molina²

0000-0003-1954-4393

aemolinas@unal.edu.co

Guillermo Duque³

0000-0002-2468-529X

gduquen@unal.edu.co

1. Estudiante de Maestría en Ingeniería Ambiental. Grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Palmira, Colombia.
2. Profesor Asociado. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira- Facultad de Ingeniería y Administración, Palmira, Colombia.
3. Profesor Titular. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira- Facultad de Ingeniería y Administración, Palmira, Colombia.

Recibido / Received: 29/04/2024

Aceptado / Accepted: 26/06/2025

Citación / Citation: Arboleda, I.; Molina, A.; Duque, G. Presencia de Residuos Marinos en Bosques de Manglar con Diferentes Grados de Intervención Antrópica en el Pacífico colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 55(1): 89-107

RESUMEN

Los residuos marinos generan impactos sobre los ecosistemas de bosque de manglar que son vulnerables por sus adaptaciones morfológicas; estas adaptaciones, facilitan la deposición de materiales flotantes. En este estudio se determinó la variabilidad en la abundancia y tipos de residuos marinos en bosques de manglar en relación con el grado de influencia antrópica en las bahías de Buenaventura y Málaga, ubicadas en el Pacífico colombiano. Los muestreos se realizaron en cuatro bosques de manglar, usando transectos y cuadrantes de 1 m². Los residuos se clasificaron con base en las categorías de la OSPAR y los tipos de plástico se clasificaron de acuerdo con su uso (turismo, hogar y misceláneos). Adicionalmente, se aplicaron dos índices, el Índice de Costa Limpia (CCI) y el Índice de Abundancia de Plástico (PAI). La mayor cantidad de residuos marinos se encontró en los manglares de Buenaventura (9280,1 g). El plástico fue el tipo de residuo predominante, con 77% del total de residuos recolectados. La mayor parte de los residuos encontrados según su uso estuvieron relacionados con el turismo. Según el Índice de Costa Limpia y el Índice de Abundancia de Plástico, todos los manglares estudiados se clasifican en las categorías de contaminación más altas. Finalmente, los manglares de la bahía de Buenaventura presentaron una mayor abundancia de residuos marinos (38,7 ítems/m²) evidenciando que estos bosques de manglar ubicados cerca de la ciudad son susceptibles a una mayor contaminación en comparación a zonas protegidas, como en el caso de Bahía Málaga (34,2 ítems/m²).

Palabras clave: Contaminación marina, Bahía de Buenaventura, Bahía Málaga, *Rhizophora mangle*, desechos marinos.

ABSTRACT

Marine debris generates impacts on mangrove forest ecosystems that are vulnerable due to their morphological adaptations, which facilitate the deposition of floating materials. This study determined the variability in the abundance and types of marine debris in mangrove forests in relation to the degree of anthropogenic influence in Buenaventura Bay and Malaga Bay, located in the Colombian Pacific. Sampling was carried out in four mangrove forests, using transects and 1 m² quadrats. Waste was classified based on OSPAR categories and plastic types were classified according to their use (tourism, household and others). Additionally, two indices were applied, the Clean Coast Index (CCI) and the Plastic Abundance Index (PAI). The highest number of marine debris was found in the mangroves of Buenaventura Bay (9280,1 g). Plastic was the predominant type of waste, with 77% of the total waste collected. Most of the waste found by use was related to tourism. According to the Clean Coast Index and the Plastic Abundance Index, all the mangroves studied are classified in the highest pollution categories. Finally, Buenaventura Bay presented a higher abundance of marine debris (38,7 items/m²) showing that the mangrove forests located near the city are susceptible to higher pollution compared to protected areas, as in the case of Malaga Bay (34,2 items/m²).

Key words: Marine pollution, Buenaventura Bay, Málaga Bay, *Rhizophora mangle*, marine debris.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la contaminación marina asociada a residuos sólidos ha ganado relevancia, siendo considerada como una de las problemáticas ambientales más preocupantes (UNEP, 2021, Cerri *et al.*, 2025), registrándose un aumento en la producción de plástico de aproximadamente 17% anual (620% entre 1975 y 2012) (Jambeck *et al.*, 2015). Actualmente, se estima que en los ecosistemas marinos se pueden depositar cerca de ocho millones de toneladas métricas de residuos cada año (Ocean Conservancy, 2024), generándose múltiples impactos ecológicos y ambientales (Bappy *et al.*, 2025; Deakin *et al.*, 2025). Adicionalmente, la cantidad de materias primas utilizadas para la fabricación de plástico ha aumentado, generando impactos ambientales adicionales, registrándose un aumento del 4% anual (368 millones de toneladas en 2019) (PlasticsEurope, 2020). En este contexto, se estima que la producción de plásticos para el año 2050 sea de 1100 millones de toneladas (UNEP, 2022).

La contaminación marina por residuos sólidos no está constituida solamente por plásticos, considerándose como desechos marinos a todo material sólido persistente, manufacturado o procesado, descartado, dispuesto o abandonado en el medio marino y costero (Jefitic *et al.*, 2009; Obonaga *et al.*, 2025), incluyendo: telas, espumas, madera procesada, papel, entre otros. Sin embargo, a nivel mundial se ha reportado que la mayor parte de los desechos marinos (60-90%) están constituidos por plásticos (Derraik, 2002; De *et al.*, 2023). Esto también ha sido reportado para Colombia, donde se han encontrado porcentajes de plástico cercanos al 90% en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2025) y en Buenaventura (Sánchez-Giraldo, 2025).

Uno de los ecosistemas más vulnerables a la contaminación por residuos marinos son los bosques de manglar, al presentar adaptaciones morfológicas principalmente en las raíces (Martin *et al.*, 2019; Vorsatz *et al.*, 2025). Los manglares al estar en la zona de transición de ambiente acuático a terrestre y de agua dulce a agua marina, deben soportar fuertes cambios ambientales, desarrollando estructuras adicionales de soporte y adaptaciones fisiológicas (Duke, 2017; Das *et al.*, 2025; Mendes *et al.*, 2025). Así mismo, las estructuras de soporte relacionadas con el desarrollo de las raíces facilitan la acumulación de sedimentos y de biomasa viva, y previenen la erosión costera por la atenuación de las olas (Romañach *et al.*, 2018). Por este mismo mecanismo posiblemente

INTRODUCTION

In recent decades, marine pollution associated with solid waste has gained relevance, being considered one of the most concerning environmental issues (UNEP, 2021, Cerri *et al.*, 2025), with an increase in plastic production of approximately 17% annually (620% between 1975 and 2012) (Jambeck *et al.*, 2015). Currently, it is estimated that approximately eight million metric tons of waste can be deposited in marine ecosystems each year (Ocean Conservancy, 2024), generating multiple ecological and environmental impacts (Bappy *et al.*, 2025; Deakin *et al.*, 2025). Additionally, the quantity of raw materials used for plastic manufacturing has increased, generating additional environmental impacts, with a recorded annual increase of 4% (368 million tons in 2019) (PlasticsEurope, 2020). In this context, it is estimated that plastic production for the year 2050 will be 1,100 million tons (UNEP, 2022).

Marine pollution by solid waste is not only composed of plastics; marine debris is considered to be any persistent, manufactured, or processed solid material that is discarded, disposed of, or abandoned in the marine and coastal environment (Jefitic *et al.*, 2009; Obonaga *et al.*, 2025), including: fabrics, foams, processed wood, paper, among others. However, it has been reported globally that the majority of marine debris (60-90%) consists of plastics (Derraik, 2002; De *et al.*, 2023). This has also been reported for Colombia, where plastic percentages close to 90% have been found in the Ciénaga Grande de Santa Marta (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2025) and in Buenaventura (Sánchez-Giraldo, 2025).

One of the ecosystems most vulnerable to pollution from marine debris are mangrove forests, as they exhibit morphological adaptations primarily in the roots (Martin *et al.*, 2019; Vorsatz *et al.*, 2025). Mangroves, being in the transition zone from aquatic to terrestrial environments and from freshwater to marine water, must withstand strong environmental changes, developing additional support structures and physiological adaptations (Duke, 2017; Mendes *et al.*, 2025; Das *et al.*, 2025). Likewise, the support structures related to root development facilitate the accumulation of sediments and living biomass, and prevent coastal erosion by attenuating waves (Romañach *et al.*, 2018). Through this same mechanism, they may also possibly retain large amounts of marine debris and act as a sink for other pollutants (Martin *et al.*, 2019; Kesavan *et al.*, 2025; Kiruba-Sankar *et al.*, 2025).

también pueden retener grandes cantidades de residuos marinos y ser sumidero de otros contaminantes (Martin *et al.*, 2019; Kesavan *et al.*, 2025; KirubaSankar *et al.*, 2025).

Teniendo en cuenta que anualmente más de dos millones de toneladas de plásticos ingresan a los ecosistemas marinos desde los ríos (Lebreton *et al.*, 2017) y que en Colombia el consumo anual de plástico por persona es de 24 kg (1250000 ton/año) (Greenpeace, 2018), siendo más de la mitad plásticos de un solo uso, esta problemática es de especial interés para las regiones costeras de Colombia. La contaminación por residuos marinos ha sido registrada principalmente para la zona costera del Caribe colombiano (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018, 2021; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019, 2025); pero se cuenta con poca información para ecosistemas de manglar en Colombia (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019; Riascos *et al.*, 2019; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2025), aunque se tienen registros de contaminación por plásticos (Vásquez-Molano *et al.*, 2021; Vidal *et al.*, 2021; Vivas-Sánchez *et al.*, 2023; Arboleda *et al.*, 2024; Cañón Bastidas *et al.*, 2025) y otros contaminantes (Panesso Guevara, 2017; Molina *et al.*, 2023) en Buenaventura y la zona costera del pacífico colombiano (Mondragón Díaz, 2023). Teniendo en cuenta lo anterior, esta investigación tiene como objetivo determinar la variabilidad en la abundancia y tipos de residuos marinos en bosques de manglar en relación con el grado de influencia antrópica en las bahías de Buenaventura y Málaga, Pacífico colombiano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La presente investigación se realizó en cuatro bosques de manglar ubicados en las bahías de Buenaventura y Málaga, en el departamento del Valle del Cauca, Pacífico colombiano (Figura 1). En el Pacífico colombiano se encuentra la mayor parte de los bosques de manglar de Colombia (38% dentro de áreas de conservación) y están compuestos por las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Conocarpus erectus* (mangle zaragoza), *Rhizophora racemosa* (mangle pava o caballero), *Rhizophora harrisonii* (mangle injerto), *Pelliciera rhizophorae* (mangle piñuelo) y *Mora oleifera* (mangle nato) (Invemar, 2021). Así mismo, las especies *P. rhizophorae* y *M. oleifera* están catalogadas como “Vulnerable-VU” según la Lista

Considering that annually more than two million tons of plastics enter marine ecosystems from rivers (Lebreton *et al.*, 2017) and that in Colombia the annual plastic consumption per person is 24 kg (1'250,000 tons/year) (Greenpeace, 2018), with more than half being single-use plastics, this issue is of special interest to the coastal regions of Colombia. Marine waste pollution has been mainly reported for the coastal zone of the Colombian Caribbean (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018, 2021; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019, 2025); however, there is little information available for mangrove ecosystems in Colombia (Garcés-Ordóñez *et al.*, *et al.*, 2019, 2025; Riascos *et al.*, 2019), although there are records of plastic pollution (Vásquez-Molano *et al.*, 2021; Vidal *et al.*, 2021; Vivas-Sánchez *et al.*, 2023; Arboleda *et al.*, 2024; Cañón Bastidas *et al.*, 2025) and other contaminants (Panesso Guevara, 2017; Molina *et al.*, 2023) in Buenaventura and the coastal zone of the Colombian Pacific (Mondragón Díaz, 2023). Taking the above into account, this research aims to determine the variability in the abundance and types of marine debris in mangrove forests in relation to the degree of anthropogenic influence in the Bay of Buenaventura and Málaga Bay, Colombian Pacific.

MATERIALS AND METHODS

Study Area

The present research was conducted in four mangrove forests located in the bays of Buenaventura and Málaga, in the department of Valle del Cauca, Colombian Pacific (Figure 1). In the Colombian Pacific, most of Colombia's mangrove forests are found (38% within conservation areas) and are composed of the species *Rhizophora mangle* (red mangrove), *Avicennia germinans* (black mangrove), *Laguncularia racemosa* (white mangrove), *Conocarpus erectus* (buttonwood mangrove), *Rhizophora racemosa* (pava or caballero mangrove), *Rhizophora harrisonii* (grafted mangrove), *Pelliciera rhizophorae* (piñuelo mangrove), and *Mora oleifera* (nato mangrove) (INVEMAR, 2021). Likewise, the *P. rhizophorae* and *M. oleifera* are classified as “Vulnerable-VU” according to the IUCN Red List (Duke *et al.*, 2007; Polidoro *et al.*, 2010), due to trade and urbanization issues. Being the dominant species in the Colombian Pacific *R. mangrove*, with abundances exceeding 80% in the study areas.

Bahía Málaga is located in the central region of the Pacific coast of Colombia (3° 56' - 4° 05' N; 77° 19' - 21' W), approximately 36

Roja de IUCN (Duke *et al.*, 2007; Polidoro *et al.*, 2010), debido a problemas de comercio y urbanización. Siendo la especie dominante en el Pacífico colombiano *R. mangle*, con abundancias superiores al 80% en las zonas de estudio.

Bahía Málaga está situada en la región central de la costa pacífica de Colombia (3° 56' - 4° 05' N; 77° 19' - 77° 21' W), aproximadamente 36 km al norte del puerto de Buenaventura y tiene un área aproximada de 136 km² en la parte marino-costera. Se caracteriza por poseer varios biotopos localizados en forma dispersa en toda su longitud, tales como: bosques de manglar, playas arenosas, playas rocosas, acantilados terciarios, entre otros (Invermar *et al.*, 2006). Esta bahía se encuentra dentro del Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga, el cual posee una extensión de 471 km² con ecosistemas de bosque muy húmedo tropical, playas, acantilados, islas y el cuerpo de agua con fondos marinos blandos y rocosos. En cuanto a las condiciones climáticas, presenta un clima cálido con lluvia permanente todo el año, temperatura entre 18 y 25 °C y temperatura superficial del agua de 27 °C (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2010).

En Málaga se estudiaron los bosques de manglar de La Barra y La Sierpe (Figura 1). El manglar de La Barra está expuesto a una mayor presión antrópica por el turismo y por su cercanía a centros poblados más grandes. El manglar de La Sierpe está ubicado en la parte interna de la bahía y tiene una menor presión antrópica, pese a estar en una zona con valor para el turismo. En la parte externa de la bahía se encuentran manglares de franja y en la parte interna manglares riverieños (Lucero *et al.*, 2012).

La Bahía de Buenaventura es un sistema estuarino ubicado en la región central del Pacífico colombiano (03° 56' - 03° 52' N; 77° 01' - 77° 16' O) y es uno de los puertos más importantes del país. Tiene un área aproximada de 682 km², con una forma angosta y alargada, con presencia de sedimentos como gravas, arenas y lodos (Otero, 2005). En esta bahía desembocan los ríos Dagua y Anchicayá (POT, 2001). La mayor parte de la población costera se encuentra en el casco urbano de Buenaventura y en los caseríos de Pianguita y Punta Soldado (Invermar, 2015).

km north of the port of Buenaventura and has an approximate area of 136 km² in the marine-coastal part. It is characterized by having several biotopes located in a scattered manner throughout its length, such as: mangrove forests, sandy beaches, rocky beaches, tertiary cliffs, among others (INVEMAR *et al.*, 2006). This bay is located within the Uramba Bahía Málaga National Natural Park, which covers an area of 471 km² with ecosystems of very humid tropical forest, beaches, cliffs, islands, and a body of water with soft and rocky sea beds. Regarding the climatic conditions, it has a warm climate with permanent rain throughout the year, temperatures between 18 and 25 °C, and a surface water temperature of 27 °C (National Natural Parks of Colombia, 2010).

In Bahía Málaga, the mangrove forests of La Barra and La Sierpe were studied (Figure 1). The mangrove of La Barra is exposed to greater anthropic pressure due to tourism and its proximity to larger populated centers. The mangrove of La Sierpe is located in the inner part of the bay and experiences less anthropic pressure, despite being in an area valuable for tourism. On the outer part of the bay, fringe mangroves are found, and on the inner part, riverine mangroves (Lucero *et al.*, 2012).

The Bay of Buenaventura is an estuarine system located in the central region of the Colombian Pacific (03° 52' - 56' N; 77° 01' - 16' W) and is one of the most important ports in the country. It has an approximate area of 682 km², with a narrow and elongated shape, featuring sediments such as gravel, sand, and mud (Otero, 2005). In this bay, the Dagua and Anchicayá rivers flow into it (POT, 2001). Most of the coastal population is located in the urban area of Buenaventura (the main port of the Colombian Pacific), and in the villages of Pianguita and Punta Soldado (Invermar, 2015).

En Buenaventura la temperatura superficial del mar es de 28,2 °C (Otero, 2005), y es uno de los lugares más húmedos del mundo (Cantera y Blanco, 2001) con precipitación anual promedio de 6508 mm (Lobo-Guerrero, 1993). De enero a junio se presenta un periodo de lluvias bajas (estación seca), con precipitación promedio mensual de 200 a 500 mm y de julio a diciembre, una temporada de lluvia altas, con precipitación promedio mensual de 500 a 700 mm (Molina *et al.*, 2020). En Buenaventura se evaluaron los bosques de Pianguita y Comba (Figura 1). El manglar de Pianguita está expuesto a una mayor influencia antrópica al estar cerca al centro poblado y presentar signos de deforestación. Por su parte, el manglar de Comba no es frecuentado por personas, por lo que se podría esperar una menor influencia antrópica.

In Buenaventura, the sea surface temperature is 28.2 °C (Otero, 2005), and it is one of the most humid places in the world (Cantera and Blanco, 2001) with an average annual precipitation of 6508 mm (Lobo-Guerrero, 1993). From January to June, there is a period of low rainfall (dry season), with an average monthly precipitation of 200 to 500 mm, and from July to December, a season of high rainfall, with an average monthly precipitation of 500 to 700 mm (Molina *et al.*, 2020). In Buenaventura, the forests of Pianguita and Comba were evaluated (Figure 1). The Pianguita mangrove is exposed to greater anthropogenic influence due to its proximity to the populated center and shows signs of deforestation. For its part, the Comba mangrove is not frequented by people, so one might expect a lesser anthropogenic influence.

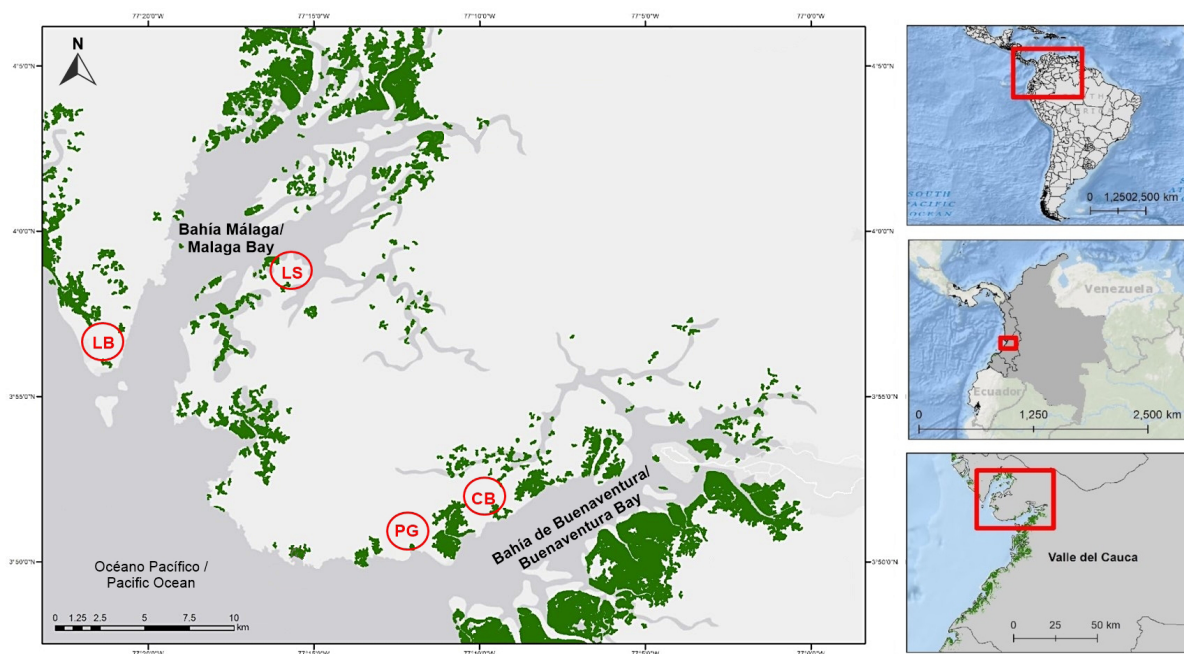


Figura 1. Puntos de muestreo en los bosques de manglar en la bahía de Buenaventura (Pianguita – PG; Comba - CB) y en Bahía Málaga (La Barra – LB; La Sierpe – LS). Fuente: Propia.

Figure 1. Sampling points in the mangrove forests in Buenaventura Bay (Pianguita – PG; Comba - CB) and in Málaga Bay (La Barra – LB; La Sierpe – LS). Source: Own.

Fase de campo

Las muestras de residuos marinos se recolectaron haciendo una adaptación de las metodologías propuestas por Cheshire *et al.* (2009), Lippiatt *et al.* (2013) y Jeyasanta *et al.* (2020). Las muestras se colectaron en cuatro manglares en marea baja, en época de lluvia (octubre) del 2019. Se seleccionó esta época para el muestreo por ser un periodo de alta afluencia turística asociado al avistamiento de ballenas yubarta, por lo que representa

Field phase

The marine debris samples were collected by adapting the methodologies proposed by Cheshire *et al.* (2009), Lippiatt *et al.* (2013) and Jeyasanta *et al.* (2020). The samples were collected in four mangroves at low tide, during the rainy season (October) of 2019. This period was selected for sampling because it is a time of high tourist influx associated with humpback whale watching, which represents a high anthropogenic influence in the region. To ensure

una alta influencia antrópica en la región. Para garantizar una estimación confiable de los residuos marinos se usaron transectos de 100 m de largo y 10 m de ancho (1000 m²), ubicados sobre la línea de marea alta, en zonas de los bosques de manglar con poca afluencia de la comunidad. Las muestras se tomaron en tres cuadrantes de 1 m², ubicados aleatoriamente dentro de los transectos. Dentro de cada cuadrante se recogieron todos los residuos marinos (RM) (incluyendo residuos peligrosos) con un tamaño >5 mm, usando pinzas o manualmente dependiendo del tamaño y características del residuo. La recolección incluyó residuos encontrados hasta los 5 cm de profundidad. Todos los residuos colectados en cada cuadrante fueron guardados en bolsas etiquetadas para su transporte a laboratorio.

Fase de laboratorio

Los RM recolectados se lavaron con agua limpia para eliminar la suciedad y la arena, y se secaron a temperatura ambiente por 24 horas para evitar alteraciones en la masa de los residuos (Adnan *et al.*, 2015; Sánchez-Giraldo, 2025). Posteriormente, cada ítem de los RM se contó, se pesó con una balanza analítica (precisión de 0,0001 g) y se clasificó con base en las categorías de la guía para el monitoreo de residuos marinos en las playas del área marítima (OSPAR, 2010; Lippiatt *et al.*, 2013).

Análisis de datos

Para evaluar cambios en la acumulación de desechos marinos se realizaron análisis Permanova, para cada uno de los diferentes tipos de desechos, teniendo como fuente de variación los bosques de manglar muestreados ($p < 0,05$). Los análisis se hicieron con datos transformados con raíz cuadrada, 10000 iteraciones y pruebas de Monte Carlo (MC) cuando fue necesario, usando el software PRIMER 7. Adicionalmente, para la categorización de los diferentes manglares estudiados y la comparación con otras zonas, se aplicaron dos índices, el Índice de Costa Limpia (CCI) y el Índice de Abundancia de Plástico (PAI).

Índice de costa limpia

El CCI propuesto por Alkalay *et al.* (2007), se sugiere como una herramienta para la evaluación de la limpieza de zonas costeras (Ecuación 1.). Este índice mide los RM como un indicador de limpieza de las zonas costeras de una manera fácil, evitando sesgos por parte del evaluador.

a reliable estimation of marine debris, transects of 100 m in length and 10 m in width (1000 m²) were used, located along the high tide line, in areas of mangrove forests with little community influx. The samples were taken in three 1 m² quadrants, randomly located within the transects. Within each quadrant, all marine debris (MD) (including hazardous waste) larger than 5 mm was collected, using tweezers or manually depending on the size and characteristics of the debris. The collection included waste found up to 5 cm deep. All the waste collected in each quadrant was stored in labeled bags for transport to the laboratory.

Laboratory phase

The collected RM were washed with clean water to remove dirt and sand, and dried at room temperature for 24 hours to avoid alterations in the mass of the residues (Adnan *et al.*, 2015; Sánchez-Giraldo, 2025). Subsequently, each item of the marine debris was counted, weighed with an analytical balance (precision of 0.0001 g), and classified based on the categories of the guide for monitoring marine debris on beaches in the maritime area (OSPAR, 2010; Lippiatt *et al.*, 2013).

Data analysis

To evaluate changes in the accumulation of marine debris, PERMANOVA analyses were conducted for each of the different types of debris, using the sampled mangrove forests as the source of variation ($p < 0.05$). The analyses were conducted with square root transformed data, 10,000 iterations, and Monte Carlo (MC) tests when necessary, using the PRIMER 7 software. Additionally, for the categorization of the different mangroves studied and the comparison with other areas, two indices were applied: the Clean Coast Index (CCI) and the Plastic Abundance Index (PAI).

Clean Coast Index

The Clean Coast Index (CCI) proposed by (Alkalay *et al.*, 2007) is suggested as a tool for evaluating the cleanliness of coastal areas (Equation 1.). This index measures the RM as an indicator of coastal area cleanliness in an easy way, avoiding biases from the evaluator.

Ecuación 1.

$$CCI = \frac{\sum \text{Items de residuos marinos} / \text{Marine debris items}}{\text{Área total del transecto} / \text{Total transect area}} * k$$

Por razones estadísticas (Alkalay *et al.*, 2007) definió k=20 como constante. Los resultados obtenidos con este índice facilitan la categorización de la playa y permite entender la complejidad de la zona respecto a la contaminación por RM.

0-2: Muy limpio, no se ven residuos marinos

2-5: Limpio: no se ven residuos marinos en un área grande

5-10: Moderado: se pueden detectar algunas piezas de residuos marinos

10-20: Sucio: hay muchos residuos marinos en la orilla

>20: Extremadamente sucio: la mayor parte de la playa está cubierta por residuos marinos

Índice de abundancia de plástico

Se empleó el índice de abundancia de plástico (PAI), desarrollado por Rangel-Buitrago *et al.* (2021) que evalúa la presencia de plástico en zonas costeras, calculando la relación existente entre la cantidad de plástico y la cantidad total de residuos recolectados (Ecuación 2).

Ecuación 2.

$$PAI = \frac{\frac{\sum \text{Items de residuos plásticos recolectados} / \text{Items of plastic waste collected}}{\log 10 \sum \text{Total de items de residuos marinos} / \text{Total marine debris items}}}{\text{Área} / \text{Area}} * 20$$

Donde PAI es el número de residuos plásticos por metro cuadrado, considerando la relación existente entre los plásticos y el log10 de todos los elementos recolectados a lo largo del área de muestreo. El PAI permite la categorización en términos de presencia plástica de acuerdo con las siguientes cinco clases:

0: Ausencia (no hay presencia de plásticos)

0.1 – 1: Abundancia baja (algunos plásticos están en el área de muestreo)

1.1 – 4: Abundancia moderada (se ven cantidades considerables de plásticos)

Equation 1.

For statistical reasons [Alkalay *et al.*, \(2007\)](#) defined k=20 as a constant.

The results obtained with this index facilitate the categorization of the beach and allow for an understanding of the complexity of the area regarding RM pollution.

0-2: Very clean, no marine debris visible

2-5: Clean: no marine debris is visible in a large area

5-10: Moderate: some pieces of marine debris can be detected

10-20: Dirty: there is a lot of marine debris on the shore

>20: Extremely dirty: most of the beach is covered by marine debris

Plastic Abundance Index

The Plastic Abundance Index (PAI) was used, developed by ([Rangel-Buitrago *et al.*, 2021](#)), which evaluates the presence of plastic in coastal areas by calculating the ratio between the amount of plastic and the total amount of waste collected (Equation 2).

Equation 2.

Where PAI is the number of plastic residues per square meter, considering the existing relationship between plastics and the log10 of all elements collected throughout the sampling area. The PAI allows categorization in terms of plastic presence according to the following five classes:

0: Absence (no presence of plastics)

0.1 – 1: Low abundance (some plastics are in the sampling area)

1.1 – 4: Moderate abundance (considerable amounts of plastics are visible)

- 8: High abundance (there is a lot of plastic in the sampling area)

– 8: Abundancia alta (hay muchos plásticos en el área de muestreo)

>8: Abundancia muy alta (la mayor parte del área de muestreo tiene plásticos)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se recolectó un total de 438 ítems de residuos marinos, con una masa de 9762,3 g, en las dos bahías (Buenaventura y Málaga), agrupados en ocho tipos de acuerdo con la clasificación de la [OSPAR \(2010\)](#): plástico, metal, caucho, vidrio, madera, tela, peligroso y otros; este último tipo corresponde a residuos ordinarios como cabello, algodón, fibras naturales y tapabocas, los cuales no se encuentran dentro de las categorías de la guía para el monitoreo de la basura marina en las playas del área marítima.

El plástico fue el tipo de residuo marino más abundante, con 339 ítems/m² (77%) de la totalidad de los ítems encontrados. El segundo tipo de desecho más abundante fue la tela con 45 ítems/m² (10%), mientras que la madera, el vidrio, el metal, el caucho y los otros, suman 51 ítems/m², representando solo el 12%. Adicionalmente, dentro del muestreo se presentaron en total 3 ítems/m² de residuos peligrosos, representando el 1% (jeringa, pañal usado y un canalizador médico); estos residuos, según la [OSPAR \(2010\)](#), se reconocen como residuos médicos y sanitarios, mientras que en la legislación colombiana (Resolución 1164/2022 y Resolución 591/2024) este tipo de residuos se clasifican como peligrosos. Por otro lado, el tipo de residuo que representó la mayor cantidad en masa fue la tela con 4086,9 g (41,9%), seguido por la madera con 2269,8 g (23,2%) y el plástico con 2164,3 g (22,2%). La masa de los demás tipos de residuos fue de 1241,3 g, equivalentes al 12,7%.

La cantidad de residuos marinos en número de ítems y masa fue significativamente diferente entre las bahías ($p(\text{PERM}) < 0,05$), siendo mayor en Buenaventura con $38,7 \pm 10,3$ ítems/m² (promedio $\pm$ desviación estándar) y $1546,7 \pm 1132,2$ g; y menor en Bahía Málaga con $34,2 \pm 31,5$ ítems/m² y $80,4 \pm 82,8$ g. Por otra parte, se encontraron diferencias significativas entre los bosques de manglar ($p(\text{PERM}) < 0,05$) en número de ítems y masa ([Figuras 2 y 3](#)). La Sierpe presentó una mayor cantidad de ítems ($7,06 \pm 3,4$ ítems/m²), seguido de Comba ($5,75 \pm 5,5$ ítems/m²), Pianguita ($3,94 \pm 1,2$ ítems/m²) y La Barra ($1,5 \pm 0,7$ ítems/m²). En cuanto a la masa de los residuos, la mayor acumulación se registró en Comba ($293,4 \pm 238,3$ g), seguido de Pianguita ($93,3 \pm 67,5$ g), La Sierpe ($18,4 \pm 21,6$ g) y La Barra ($1,69 \pm 0,9$ g).

>8: Very high abundance (most of the sampling area has plastics)

RESULTS AND DISCUSSION

A total of 438 marine debris items were collected, with a mass of 9762.3 g, in the two bays (Buenaventura and Málaga), grouped into eight types according to the [OSPAR classification \(2010\)](#): plastic, metal, rubber, glass, wood, fabric, hazardous, and others; this last type corresponds to ordinary waste such as hair, cotton, natural fibers, and face masks, which are not included in the categories of the guide for monitoring marine litter on the beaches of the maritime area.

Plastic was the most abundant type of marine debris, with 339 items/m² (77%) of all the items found. The second most abundant type of waste was fabric with 45 items/m² (10%), while wood, glass, metal, rubber, and others totaled 51 items/m², representing only 12%. Additionally, within the sampling, a total of 3 items/m² of hazardous waste were presented, representing 1% (syringe, used diaper, and a medical cannula); these wastes, according to [OSPAR \(2010\)](#), are recognized as medical and sanitary waste, while in Colombian legislation (Resolution 1164/2022 and Resolution 591/2024), this type of waste is classified as hazardous. On the other hand, the type of waste that represented the largest amount by mass was fabric with 4086.9 g (41.9%), followed by wood with 2269.8 g (23.2%) and plastic with 2164.3 g (22.2%). The mass of the other types of waste was 1241.3 g, equivalent to 12.7%.

The quantity of marine debris in terms of number of items and mass was significantly different between the bays ($p(\text{PERM}) < 0.05$), being higher in Buenaventura with 38.7 ± 10.3 items/m² (mean $\pm$ standard deviation) and 1546.7 ± 1132.2 g; and lower in Bahía Málaga with 34.2 ± 31.5 items/m² and 80.4 ± 82.8 g. On the other hand, significant differences were found between the mangrove forests ($p(\text{PERM}) < 0.05$) in terms of the number of items and mass ([Figures 2 and 3](#)). La Sierpe presented a greater number of items (7.06 ± 3.4 items/m²), followed by Comba (5.75 ± 5.5 items/m²), Pianguita (3.94 ± 1.2 items/m²), and La Barra (1.5 ± 0.7 items/m²). Regarding the mass of the waste, the largest accumulation was recorded in Comba (293.4 ± 238.3 g), followed by Pianguita (93.3 ± 67.5 g), La Sierpe (18.4 ± 21.6 g), and La Barra (1.69 ± 0.9 g).

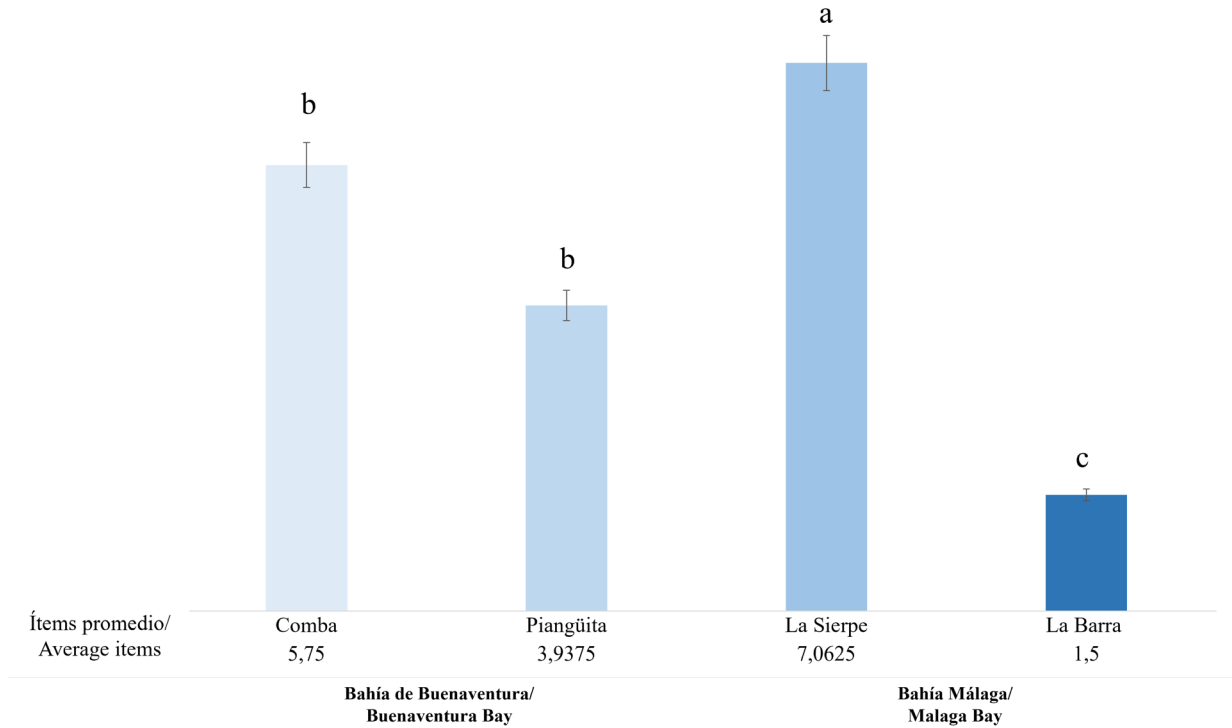


Figura 2. Ítems de los residuos por bosque de manglar (Promedio $\pm$ EE). Las diferencias significativas entre los bosques de manglar se representan con letras minúsculas; Permanova [p(PERM)< 0,05].

Figure 2. Items of waste per mangrove forest (Average $\pm$ SE). Significant differences between mangrove forests are represented with lowercase letters; Permanova [p(PERM)< 0.05].

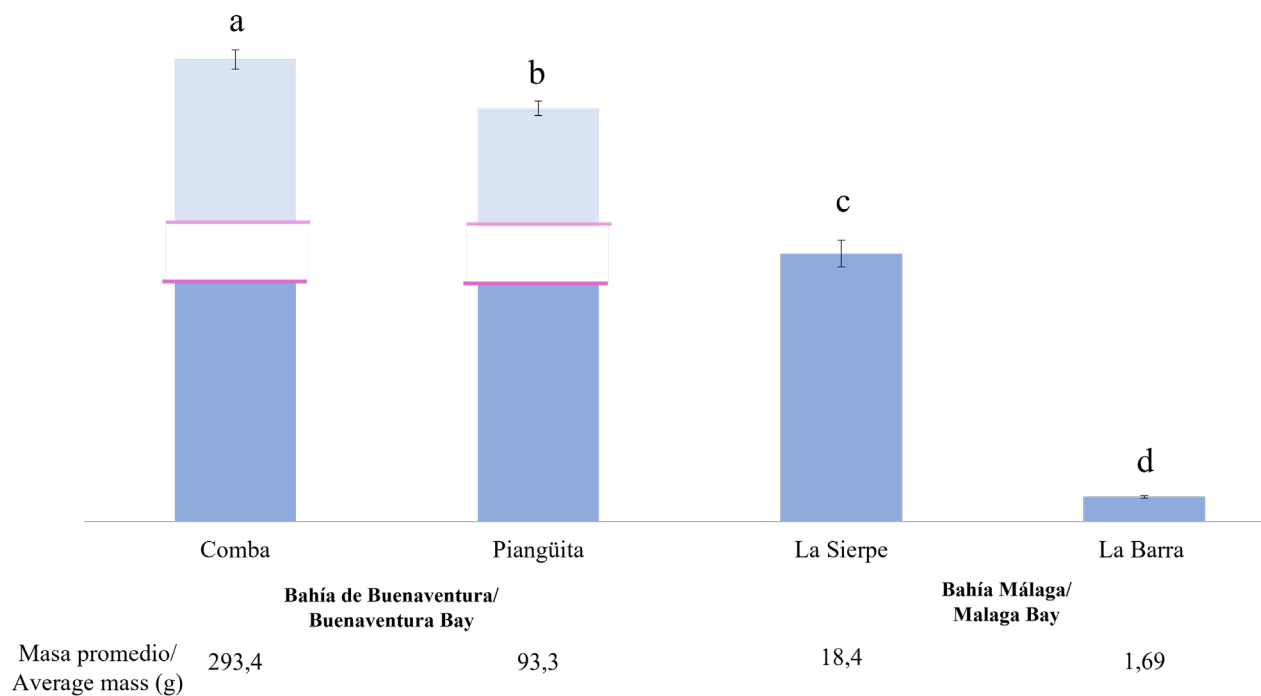


Figura 3. Masa (g) de los residuos por bosque de manglar (Promedio $\pm$ EE). Las diferencias significativas entre los bosques de manglar se representan con letras minúsculas; Permanova [p(PERM)< 0,05].

Figure 3. Mass (g) of waste by mangrove forest (Mean $\pm$ SE). Significant differences between mangrove forests are represented by lowercase letters; Permanova [p(PERM)< 0.05].

Se evidenció una mayor variedad de desechos marinos en los manglares de Pianguita y Comba en la Bahía de Buenaventura, encontrándose todos los tipos de residuos. Mientras que, en la Bahía Málaga, en el manglar de La Barra se encontraron solo dos tipos de residuos, (plástico y tela); y en el manglar de La Sierpe solo un tipo de residuo (plástico) (Tabla 1).

Tabla 1. Tipo de residuos en bosques de manglar en la bahía de Buenaventura y Bahía Málaga (media $\pm$ DE).

Tipo de Residuo /Waste type	Bahía de Buenaventura /Buenaventura Bay				Bahía Málaga /Málaga Bay			
	Comba		Pianguita		La Barra / The Barra		La Sierpe /The Sierpe	
	Ítems promedio / Average items/m ²	Masa promedio / Average mass (g)	Ítems promedio / Average items/m ²	Masa promedio / Average mass (g)	Ítems promedio / Average items/m ²	Masa promedio / Average mass (g)	Ítems promedio / Average items/m ²	Masa promedio / Average mass (g)
Plástico /Plastic	29.5 $\pm$ 16.5	325.9 $\pm$ 61.9	18.5 $\pm$ 0.5	235.2 $\pm$ 153.4	8.5 $\pm$ 1.5	13.1 $\pm$ 2.6	56.5 $\pm$ 9.5	147.2 $\pm$ 61.1
Tela /Fabric	6.5 $\pm$ 4.5	1352.8 $\pm$ 594.9	5.0 $\pm$ 4.0	9.1 $\pm$ 8.9	3.5 $\pm$ 1.5	0.4 $\pm$ 0.3	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Madera /Wood	1.5 $\pm$ 1.5	458.1 $\pm$ 458.1	3.5 $\pm$ 1.5	298.5 $\pm$ 68.7	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Otros /Others	3.0 $\pm$ 0.0	106.3 $\pm$ 0.5	1.5 $\pm$ 0.5	7.9 $\pm$ 7.3	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Vidrio /Glass	4.0 $\pm$ 3.0	28.6 $\pm$ 3.5	0.5 $\pm$ 0.5	163.0 $\pm$ 163.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Metal	0.5 $\pm$ 0.5	0.7 $\pm$ 0.7	1.0 $\pm$ 1.0	1.1 $\pm$ 1.1	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Caucho /Rubber	1.0 $\pm$ 0.0	74.8 $\pm$ 58.1	0.5 $\pm$ 0.5	18.5 $\pm$ 18.5	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Peligroso / Hazardous	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	1.0 $\pm$ 1.0	12.8 $\pm$ 12.8	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0

Los tipos de plástico se clasificaron de acuerdo con su uso (turismo, hogar y misceláneos) para cada uno de los bosques de manglar estudiados. Los vasos desechables, las bolsas de un solo uso, los desechables de icopor, las botellas de gaseosa y los empaques de snack se asociaron con actividades recreativas y turísticas. Los artículos de aseo personal, los empaques de alimentos de la canasta familiar y el menaje plástico, se asoció con artículos del hogar. Los restos de plástico que no son reconocibles por su grado de degradación se clasificaron dentro de la categoría de misceláneos (Figura 4).

En todos los bosques de manglar el turismo fue la actividad generadora de residuos con mayor incidencia, representando en promedio el 50% de los residuos. Los manglares evaluados en la Bahía de Buenaventura presentaron porcentajes similares de residuos asociados al turismo, siendo el segundo tipo de residuo más abundante en Comba, los asociados al hogar y en Pianguita los misceláneos (Figura 4). Por su parte, los manglares evaluados en Bahía Málaga tuvieron tendencias contrastantes. Por un lado, el manglar de La Sierpe, pese a estar ubicado lejos de centros

A greater variety of marine debris was evidenced in the mangroves of Pianguita and Comba in the Bay of Buenaventura, with all types of waste being found. Meanwhile, in Bahía Málaga, in the La Barra mangrove, only two types of waste were found (plastic and fabric); and in the La Sierpe mangrove, only one type of waste (plastic) was found (Table 1).

Table 1. Type of waste in mangrove forests in Buenaventura Bay and Málaga Bay (mean $\pm$ SD).

The types of plastic were classified according to their use (tourism, household, and miscellaneous) for each of the mangrove forests studied. Disposable cups, single-use bags, Styrofoam disposables, soda bottles, and snack packaging were associated with recreational and tourist activities. Personal care items, food packaging from the basic household basket, and plastic tableware were associated with household items. Plastic remnants that are unrecognizable due to their degree of degradation were classified under the miscellaneous category (Figure 4).

In all the mangrove forests, tourism was the activity generating the most waste, accounting for an average of 50% of the waste. The mangroves evaluated in the Bay of Buenaventura showed similar percentages of waste associated with tourism, with the second most abundant type of waste in Comba being household-related, and in Pianguita, miscellaneous waste (Figure 4). For their part, the mangroves evaluated in Bahía Málaga showed contrasting trends. On one hand, the La Sierpe mangrove, despite being located far from populated centers and in a protected area, showed the highest proportion of waste associated with tourism, with more

populados y en un área protegida, fue el que presentó la mayor proporción de residuos asociados al turismo, siendo más de las dos terceras partes de los residuos encontrados, y por otro, el manglar de La Barra pese a ser una zona con fuerte vocación turística, presentó las menores proporciones de residuos asociados al turismo (Figura 4).

En cuanto a los residuos más comunes en el manglar de Comba fueron empaques de icopor, botellas plásticas y vasos desechables, en Pianguita, fueron bolsas de un solo uso (baja densidad) y botellas plásticas, en La Sierpe bolsas de un solo uso (baja densidad) y vasos desechables, y en La Barra, bolsas de un solo uso (baja densidad) (Figura 4). Los residuos más abundantes estuvieron asociados principalmente con actividades turísticas.

than two-thirds of the waste found, and on the other hand, the La Barra mangrove, despite being an area with a strong tourism vocation, showed the lowest proportions of waste associated with tourism (Figure 4).

Regarding the most common waste in the Comba mangrove, they were Styrofoam packaging, plastic bottles, and disposable cups. In Pianguita, they were single-use bags (low density) and plastic bottles. In La Sierpe, single-use bags (low density) and disposable cups, and in La Barra, single-use bags (low density) (Figure 4). The most abundant waste was mainly associated with tourist activities.

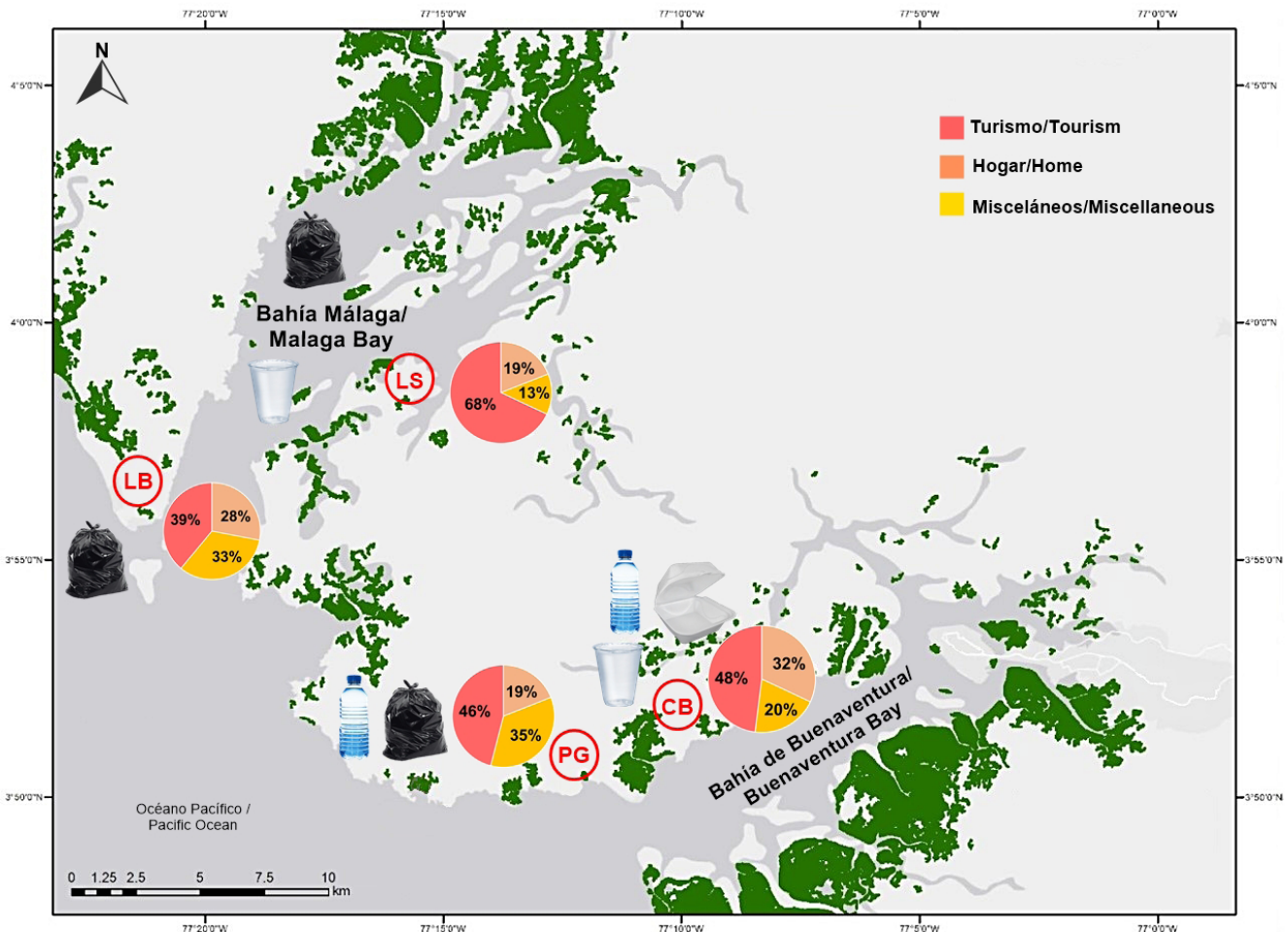


Figura 4. Proporción de los residuos marinos según su uso en los cuatro bosques de manglar evaluados. Los residuos representados con imágenes corresponden a los más abundantes en cada manglar. Fuente: Propia.

Figure 4. Proportion of marine debris according to its use in the four evaluated mangrove forests. The waste represented with images corresponds to the most abundant in each mangrove. (Own source).

Los residuos de plástico estuvieron presentes en todos los bosques de manglar, presentando altas abundancias, 100% para La Sierpe, 78.8% para la Barra, 64.1% para Comba y 58.7% para Pianguita. Finalmente, de acuerdo con los índices CCI y PAI, todos los manglares evaluados se clasifican en las categorías de mayor contaminación, siendo “Extremadamente sucio” según el CCI y con una “Abundancia muy alta” de plásticos según el PAI.

La abundancia promedio de residuos marinos en las bahías de Buenaventura y Málaga (38,7 items/m² y 34,2 items/m², respectivamente), fue mayor en comparación a la isla de Providencia (3,22 elementos/m²) y a la Ciénaga Grande de Santa Marta (0,728 elementos/m²) en el Caribe colombiano (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019; Portz *et al.*, 2022), y similar a la Republica de Mauricio, en el Océano Índico Occidental (40,0 ± 30,5 elementos/m²) (Rambojun *et al.*, 2023). La composición de los desechos marinos en las bahías comprueba que los plásticos constituyen la mayor parte de la basura marina (Riascos *et al.*, 2019). Este resultado concuerda con algunos estudios que han demostrado que el plástico es el tipo de desecho que se retiene en mayor proporción en los bosques de manglar (Ivar do Sul *et al.*, 2014; Dennis Vorsatz *et al.*, 2023). Esto debido posiblemente a las características físicas de los plásticos, que le confieren una menor densidad, como el poliestireno expandido y las películas plásticas, facilitando su desplazamiento e ingreso al manglar mediante procesos ambientales como los vientos y las mareas (Dennis Vorsatz *et al.*, 2023). Además de esto, actualmente el plástico representa del 60 al 80% de la basura marina y el 90% de las partículas flotantes, evidenciando sus lentas tasas de degradación, pudiendo quedar atrapados en las raíces del manglar por cientos de años (Riascos *et al.*, 2019; Xia *et al.*, 2020; Daoud-Taha *et al.*, 2021; Issac y Kandasubramanian, 2021).

Es importante resaltar que en los manglares de la Bahía de Buenaventura se observaron residuos peligrosos con frecuencia, pero ubicados fuera de los cuadrantes muestreados. Estos residuos comprendían baterías usadas, jeringas y medicamentos, los cuales pueden representar tanto riesgos ecológicos como afectaciones para las poblaciones humanas cercanas. Los residuos peligrosos se han reportado en diferentes zonas costeras, siendo un tipo de residuos de especial atención (Chowdhury *et al.*, 2021; Asefi y Attaran-Fariman, 2022). Este tipo de residuos no se encontraron, ni se observaron en los manglares de bahía Málaga, posiblemente por la menor cantidad de habitantes y por la menor descarga de

Plastic waste was present in all mangrove forests, showing high abundances: 100% for La Sierpe, 78.8% for La Barra, 64.1% for Comba, and 58.7% for Pianguita. Finally, according to the CCI and PAI indices, all the evaluated mangroves are classified in the highest contamination categories, being “Extremely dirty” according to the CCI and with a “Very high abundance” of plastics according to the PAI.

The average abundance of marine debris in Buenaventura Bay and Málaga Bay (38.7 items/m² and 34.2 items/m², respectively) was higher compared to Providencia Island (3.22 items/m²) and the Ciénaga Grande de Santa Marta (0.728 items/m²) in the Colombian Caribbean (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019; Portz *et al.*, 2022), and similar to the Republic of Mauritius in the Western Indian Ocean (40.0 ± 30.5 items/m²) (Rambojun *et al.*, 2023).

The composition of marine debris in the bays shows that plastics make up the majority of marine litter (Riascos *et al.*, 2019). This result is consistent with some studies that have shown that plastic is the type of waste most retained in mangrove forests (Ivar do Sul *et al.*, 2014; Dennis Vorsatz *et al.*, 2023). This is possibly due to the physical characteristics of plastics, which give them a lower density, such as expanded polystyrene and plastic films, facilitating their movement and entry into the mangrove through environmental processes like winds and tides (Dennis Vorsatz *et al.*, 2023). In addition to this, plastic currently accounts for 60 to 80% of marine litter and 90% of floating particles, highlighting its slow degradation rates, and it can become trapped in mangrove roots for hundreds of years (Riascos *et al.*, 2019; Xia *et al.*, 2020; Daoud-Taha *et al.*, 2021; Issac and Kandasubramanian, 2021).

It is important to highlight that hazardous waste was frequently observed in the mangroves of the Bay of Buenaventura, but that in the mangroves of the Bay of Buenaventura, hazardous waste was frequently observed, but located outside the sampled quadrants. These wastes included used batteries, syringes, and medications, which can pose both ecological risks and impacts on nearby human populations. Hazardous waste has been reported in different coastal areas, being a type of waste that requires special attention (Chowdhury *et al.*, 2021; Asefi and Attaran-Fariman, 2022). This type of waste was not found or observed in the mangroves of Bahía Málaga, possibly due to the smaller population and the lower discharge of rivers that could contribute this type of waste.

According to the significant statistical differences found between

rios que puedan aportar este tipo de residuos.

De acuerdo con las diferencias estadísticas significativas encontradas entre bahías, es importante resaltar que la bahía de Buenaventura ocupa el cuarto lugar entre los lugares costeros más contaminados del mundo, evidenciando que los bosques de manglar ubicados cerca de la ciudad son susceptibles a una mayor contaminación en comparación a zonas protegidas, como en el caso de bahía Málaga, y que los estuarios muestran un mayor potencial para actuar como trampas de desechos antropogénicos (Riascos *et al.*, 2019).

La gran cantidad de residuos plásticos encontrados en el bosque de manglar de La Sierpe, que en su mayoría lo constituían los desechables, bolsas y empaques de alimentos, relacionados con el turismo y la recreación, concuerda con la mayor cantidad de residuos marinos encontrados en El Morro en la bahía de Tumaco, los cuales correspondían a bolsas y botellas plásticas, alimentos consumidos por los turistas (Preciado y Laarenas, 2020). Esto podría explicarse por el auge del ecoturismo, pese a que, en 2008, Parques Nacionales Naturales de Colombia declara el Parque Natural Regional La Sierpe como área protegida con un total de 25.178 hectáreas (Ladino, 2018). Es importante señalar que en La Sierpe se recolectaron residuos que estaban parcialmente enterrados con más frecuencia que en los otros sitios de muestreo, pudiendo quedar atrapados en las fracciones finas del sedimento, como se ha reportado para otros bosques de manglar (Zhou *et al.*, 2020; Deng *et al.*, 2021; Zamprogno *et al.*, 2021).

Por otro lado, en La Barra, los movimientos de las mareas tienen una influencia directa sobre la línea de costa, depositando residuos sólidos a lo largo de la playa (Restrepo, 2023), no obstante, a pesar de ser una playa potencialmente turística y sufrir los efectos de las mareas (Posso, 2018), la comunidad local ha tomado medidas de manejo para la limpieza de la playa, evitando que los residuos se acumulen de igual manera en el manglar, lo que podría explicar la poca cantidad de residuos encontrados en comparación con La Sierpe.

En el caso de Pianguita, si bien la limpieza de la playa se realiza de manera periódica gracias a su dinámica económica basada en el turismo, su ubicación estratégica en la desembocadura de la bahía (Narváez *et al.*, 2006; Riascos *et al.*, 2019), y la presión de su crecimiento poblacional, podría explicar la acumulación y variedad de los residuos, como los peligrosos. Adicionalmente, en Pianguita

bays, it is important to highlight that Buenaventura Bay ranks fourth among the most polluted coastal areas in the world, indicating that the mangrove forests located near the city are more susceptible to pollution compared to protected areas, such as in the case of Málaga Bay, and that the estuaries show a greater potential to act as traps for anthropogenic waste (Riascos *et al.*, 2019). The large amount of plastic waste found in the mangrove forest of La Sierpe, mostly consisting of disposables, bags, and food packaging related to tourism and recreation, matches the larger quantity of marine debris found in El Morro in the Bay of Tumaco, which consisted of plastic bags and plastic bottles, food consumed by tourists (Preciado and Laarenas, 2020). This could be explained by the rise of ecotourism, despite the fact that in 2008, Colombia's National Natural Parks declared the La Sierpe Regional Natural Park as a protected area with a total of 25,178 hectares (Ladino, 2018). It is important to note that in La Sierpe, waste that was partially buried was collected more frequently than at the other sampling sites, potentially becoming trapped in the fine fractions of the sediment, as has been reported for other mangrove forests (Zhou *et al.*, 2020; Deng *et al.*, 2021; Zamprogno *et al.*, 2021).

On the other hand, in La Barra the movements of the tides have a direct influence on the coastline, depositing solid waste along the beach (Restrepo, 2023). However, despite being a potentially tourist beach and suffering the effects of the tides (Posso, 2018), the local community has taken management measures for cleaning the beach, preventing waste from accumulating in the same way in the mangrove, which could explain the small amount of waste found compared to La Sierpe.

In the case of Pianguita, although the beach is cleaned periodically thanks to its economic dynamics based on tourism, its strategic location at the mouth of the bay (Narváez *et al.*, 2006; Riascos *et al.*, 2019), and the pressure of its population growth, could explain the accumulation and variety of waste, including hazardous ones. Additionally, in Pianguita, the plastic waste found was associated with tourism and miscellaneous use (characterized by fragments). This association with the fragments contributes to the characterization of these environments as "microplastic factories" (Duarte *et al.*, 2023). This is consistent with the results of (Vidal *et al.*, 2021), where a higher concentration of fragments and a greater density of microplastics were presented in the outer estuary of the Bay of Buenaventura, resulting from the fragmentation of larger waste, possibly accumulated over decades in the mangrove forest.

los residuos plásticos encontrados estuvieron asociados al turismo y al tipo de uso misceláneo (caracterizado por fragmentos), esta asociación con los fragmentos contribuye a la caracterización de estos ambientes como “fábricas de microplásticos” (Duarte *et al.*, 2023). Esto concuerda con los resultados de Vidal *et al.*, (2021), donde se presentó una mayor concentración de fragmentos y mayor densidad de microplásticos en el estuario externo de la Bahía de Buenaventura, resultantes de la fragmentación de desechos de mayor tamaño, posiblemente acumulados durante décadas en el bosque de manglar.

Comba presentó la mayor acumulación en masa de desechos marinos, teniendo en cuenta su ubicación en la bahía y su baja población, además de que las actividades turísticas en esta zona son escasas, la gran cantidad de residuos puede relacionarse con la dinámica de las corrientes, ya que por su alta recirculación de agua, impulsada por las mareas (Mouret *et al.*, 2020), recibe una cantidad considerable de basura marina, en este caso proveniente de otras zonas, propiciando su acumulación en los bosques de manglar. La falta de infraestructura adecuada y servicios básicos de saneamiento, junto con la mala gestión de residuos y la falta de conciencia ambiental en las zonas costeras del pacífico, obliga a las poblaciones locales a quemar los residuos o depositarlos directamente en el mar, lo cual podría contribuir con la contaminación observada (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2023).

Finalmente, los ecosistemas de manglar se ven afectados por diferentes tipos de estrés físico y antrópico, sin embargo, se ha evidenciado que el principal factor de alteración son los residuos acumulados en el bosque de manglar, deteriorando la calidad del ecosistema (Preciado y Laarenas, 2020). Es importante establecer acciones encaminadas a la gestión y el manejo adecuado de los residuos en las zonas costeras del Pacífico colombiano, ya que aquí se encuentran ecosistemas estratégicos para la biodiversidad y la conservación, que brindan servicios ecosistémicos fundamentales para las comunidades.

CONCLUSIÓN

En bahía Málaga se encontró una menor cantidad de residuos, 482,2 g en total, ya que es un área marina protegida y posee una baja densidad poblacional, en contraste, la Bahía de Buenaventura presentó una mayor incidencia de basura marina cuya masa fue de 9280,1 g en total, esto debido a su cercanía con los

Comba presentó la largest mass accumulation of marine debris, considering its location in the bay and its low population. Additionally, since tourist activities in this area are scarce, the large amount of waste can be related to the dynamics of the currents. Due to its high-water recirculation, driven by the tides (Mouret *et al.*, 2020), it receives a considerable amount of marine litter, in this case coming from other areas, leading to its accumulation in the mangrove forests. The lack of adequate infrastructure and basic sanitation services, along with poor waste management and a lack of environmental awareness in the Pacific coastal areas, forces local populations to burn waste or dispose of it directly into the sea, which could contribute to the observed pollution (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2023).

Finally, mangrove ecosystems are affected by different types of physical and anthropogenic stress; however, it has been shown that the main factor of alteration is the waste accumulated in the mangrove forest, deteriorating the quality of the ecosystem (Preciado and Laarenas, 2020). It is important to establish actions aimed at the management and proper handling of waste in the coastal areas of the Colombian Pacific, as there are strategic ecosystems for biodiversity and conservation here, which provide essential ecosystem services for the communities.

CONCLUSIONS

In Bahía Málaga, a smaller amount of waste was found, totaling 482.2 g, as it is a protected marine area with a low population density. In contrast, Bahía de Buenaventura showed a higher incidence of marine litter, with a total mass of 9280.1 g. This is due to its proximity to populated centers, rivers, and various human and port activities, exceeding the quantity of marine debris found in Bahía Málaga by 19 times. Plastic was the predominant and ubiquitous type of waste in each of the sampling areas, representing 77% of the total waste by item. Most of the waste found in Comba and La Sierpe was plastic, which could be related to transportation by ocean currents and the rise of ecotourism. In all the mangrove forests, tourism was the activity generating waste with the highest incidence. Finally, according to the CCI and PAI indices, all the evaluated mangroves were classified as “Extremely dirty” with a “Very high abundance” of plastics.

centros poblados, ríos y por las diferentes actividades humanas y portuarias, rebasando en número (19 veces) la cantidad de desechos marinos encontrados en bahía Málaga. El plástico fue el tipo de residuo predominante y ubicuo en cada una de las zonas de muestreo, representando 77% del total de residuos por ítem. La mayor parte de residuos encontrados en Comba y La Sierpe fueron plásticos, lo que podría estar relacionado con el transporte por las corrientes marinas y el auge del ecoturismo. En todos los bosques de manglar el turismo fue la actividad generadora de residuos con mayor incidencia. Finalmente, de acuerdo con los índices CCI y PAI, todos los manglares evaluados se clasificaron como “Extremadamente sucios” con una “Abundancia muy alta” de plásticos.

CONTRIBUCIÓN DE LA AUTORÍA

Ingrid Arboleda: Recolección de muestras, análisis de datos, conceptualización, metodología, escritura, borrador original, revisión y edición. Andrés Molina: Escritura borrador original, conceptualización, análisis de datos, revisión y edición. Guillermo Duque: Conceptualización, muestreo, revisión, adquisición de recursos, administrador del proyecto.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, por su apoyo económico para la realización de esta investigación a través del proyecto “Fortalecimiento de la investigación sobre la contaminación en los ecosistemas costeros del Valle del Cauca” código 60100 y al Grupo de Investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo logístico y en el procesamiento de muestras en laboratorio.

AUTHORSHIP CONTRIBUTION

Ingrid Arboleda: Sample collection, data analysis, conceptualization, methodology, writing, original draft, review, and editing. Andrés Molina: Original draft writing, conceptualization, data analysis, review, and editing. Guillermo Duque: Conceptualization Sampling, review, resource acquisition, project manager.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the National University of Colombia, Palmira Campus, for their financial support in carrying out this research through the project “Strengthening Research on Pollution in Coastal Ecosystems of Valle del Cauca,” code 60100, and the Research Group on Ecology and Aquatic Pollution for logistical support and sample processing in the laboratory.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Adnan, F., Kilip, R., Dezvieo Keniin and Payus, C. (2015). Classification and quantification of marine debris at Teluk Likas, Sabah. *Borneo Science*, [online] 36(1), pp.44–50. Available at: https://www.researchgate.net/publication/303522698_CLASSIFICATION_AND_QUANTIFICATION_OF_MARINE_DEBRIS_AT_TELUK_LIKAS_SABAH [Accessed 1 Jun. 2024].
- Alkalay, R., Pasternak, G. and Zask, A. (2007). Clean-coast index—A new approach for beach cleanliness assessment. *Ocean & Coastal Management*, 50(5-6), pp.352–362. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.10.002>.
- Arboleda, I., Molina, A. and Duque, G. (2024). Influencia de las condiciones ambientales sobre la distribución y tipos de microplásticos en aguas superficiales en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 53(1), pp.65–86. doi:<https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2024.53.1.1268>.
- Asefi, M. and Attaran-Fariman, G. (2022). A Review on the Impact of Environmental Pollution from Municipal Waste Disposal on the Health of Marine Ecosystem of Kharchang Coast, Konarak, Chabahar Bay. *Environment and Water Engineering*, 8(1). doi:<https://doi.org/10.22034/jewe.2021.287149.1570>.
- Bappy, M.M., Rahman, M., Hossain, K., Moniruzzaman, M., Yu, J., Arai, T., Paray, B.A. and Hossain, M.B. (2025). Distribution and retention efficiency of micro- and mesoplastics and heavy metals in mangrove, saltmarsh and cordgrass habitats along a subtropical coast. *Environmental Pollution*, 370, p.125908. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125908>.
- Cañón-Bastidas, J., Molina, A. and Duque, G. (2025). Impact of Microplastic Ingestion on Commercial Fish: A Trophic-Level Analysis. *International Journal of Environmental Research*, 19(4). doi:<https://doi.org/10.1007/s41742-025-00798-4>.
- Cantera, J.R. and Blanco, J.F. (2001). The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. *Ecological Studies*, 144, pp.265–280. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19.
- Cerri, F., Mohamed, S. and Galli, P. (2025). Mangrove forests as a natural trap for marine plastic litter: Insights from the Maldives. *Marine Pollution Bulletin*, 213, p.117677. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117677>.
- Cheshire, A., Adler, E., Barbière, J., Nations, U. and Al, E. (2009). *UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter*. Nairobi: Unep, pp.1–120. <https://www.unep.org/resources/report/unepioc-guidelines-survey-and-monitoring-marine-litter>.
- Chowdhury, H., Chowdhury, T. and Sait, S.M. (2021). Estimating marine plastic pollution from COVID-19 face masks in coastal regions. *Marine Pollution Bulletin*, 168, p.112419. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112419>.
- Daoud-Taha, Z., Amin, R., Anuar, S.T., Nasser, A. and Sohaimi, E.S. (2021). Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of The Total Environment*, [online] 786, p.147466. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147466>.
- Das, N., De, K., Sen, A. and Maiti, B. (2025). Anthropogenic litter pollution in the mangrove blue carbon ecosystem: Unveiling the spatial distribution, composition, source delineation and mitigation measures along the Goa coast, India. *Journal of Hazardous Materials Advances*, [online] 18, p.100679. doi:<https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100679>.
- De, K., Sautya, S., Dora, G.U., Gaikwad, S., Katke, D. and Salvi, A. (2023). Mangroves in the 'Plasticene': High exposure of coastal mangroves to anthropogenic litter pollution along the Central-West coast of India. *Science of The Total Environment*, 858, p.160071. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160071>.
- Deakin, K., Porter, A., Osorio Baquero, A. and Lewis, C. (2025). Plastic pollution in mangrove ecosystems: A global meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*, [online] 218, p.118165. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118165>.
- Deng, H., He, J., Feng, D., Zhao, Y., Sun, W., Yu, H. and Ge, C. (2021). Microplastics pollution in mangrove ecosystems: A critical review of current knowledge and future directions. *Science of The Total Environment*, 753, p.142041. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142041>.
- Dennis Vorsatz, L., Wing, M., Not, C. and Cannicci, S. (2023). Anthropogenic debris pollution in peri-urban mangroves of South China: Spatial, seasonal, and environmental drivers in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 195, pp.115495–115495. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115495>.
- Derraik, J. (2002). The Pollution of the Marine Environment by Plastic debris: a Review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), pp.842–852. doi:[https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00220-5).
- Duarte, L.F. de A., Ribeiro, R.B., Medeiros, T.V. de, Scheppis, W.R. and Gililiani, G.T. (2023). Are mangroves hotspots of marine litter for surrounding beaches? Hydrodynamic modeling and quali-quantitative analyses of waste in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, [online] 67, p.103177. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103177>.
- Duke, N.C. (2017). *Mangrove Floristics and Biogeography Revisited: Further Deductions from Biodiversity Hot Spots, Ancestral Discontinuities, and Common Evolutionary Processes*. In: Rivera-Monroy, V., Lee, S., Kristensen, E., Twilley, R. (eds) ed. *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective*. Springer, Cham., pp.17–53. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_2.
- Duke, N.C., Meynecke, J.-O. ., Dittmann, S., Ellison, A.M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K.C., Field, C.D., Koedam, N., Lee, S.Y., Marchand, C., Nordhaus, I. and Dahdouh-Guebas, F. (2007). A World Without Mangroves? *Science*, 317(5834), pp.41b42b. doi:<https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b>.
- Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V.A., Espinosa-Díaz, L.F. and Canals, M. (2023). Seasonal variation in plastic litter pollution in mangroves from two remote tropical estuaries of the Colombian Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 193, pp.115210–115210. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115210>.
- Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V.A., Granados-Briceño, A.F., Blandón García, L.M. and Espinosa Díaz, L.F. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 145, pp.455–462. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>.
- Garcés-Ordóñez, O., Spence, R., Canals, M. and Thiel, M. (2025). Macrolitter contamination in beach, dune, and mangrove ecosystems on a Caribbean island: A comparative analysis. *Marine Pollution Bulletin*, [online] 213, p.117616. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117616>.
- GREENPEACE (2018). *Mejor sin plásticos*. [online] Greenpeace Colombia. Available at: <https://www.greenpeace.org/colombia/tag/plasticos> [Accessed 28 Jun. 2025].
- INVENMAR (2021). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de publicaciones periódicas*

- No.3. [online] pp.35–103. Available at: <https://www.invemar.org.co/documents/37438/87413/Informe+del+estado+de+los+ambientes+marinos+y+costeros+2020.pdf/15cde098-bb74-a083-1bbc-e6a5f5c8deb0?t=1671633174436> [Accessed 23 Feb. 2024].
- Invemar, Univalle And Inciva (2006). *BIOMÁLAGA: Valoración de la biodiversidad marino-costera de Bahía Málaga (Valle del Cauca), como uno de los instrumentos necesarios para que sea considerada un área protegida*. [online] Cali, Colombia, pp.18–101. Available at: https://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/9860IF_BIOMALAGA2007.pdf [Accessed 28 Jun. 2025].
- Issac, M. and Kandasubramanian, B. (2021). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, [online] 28(16), pp.19544–19562. doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2>.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Silva-Cavalcanti, J.S. and Araújo, M.C.B. (2014). Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Marine Pollution Bulletin*, 78(1-2), pp.252–257. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.011>.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. and Law, K. (2015). Plastic Waste Inputs from Land into the Ocean. *Science*, [online] 347(6223), pp.768–771. doi:<https://doi.org/10.1126/science.1260352>.
- Jeftic, L., Sheavly, S. and Adler, E. (2009). *Marine Litter: A Global Challenge*. [online] Nairobi: United Nations Environment Programme, pp.13–215. Available at: [https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7787-Marine%20Litter_%20A%20Global%20Challenge%20\(2009\)-2009845.pdf?sequence=3&am%3BisAllowed=](https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7787-Marine%20Litter_%20A%20Global%20Challenge%20(2009)-2009845.pdf?sequence=3&am%3BisAllowed=) [Accessed 3 Oct. 2024].
- Jeyasanta, K.I., Sathish, N., Patterson, J. and Edward, J.K.P. (2020). Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 154, p.111055. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111055>.
- Kesavan, S., Martin Xavier, K.A., Nair, M.M., Gurjar, U.R., Sukla, S.P., Jaiswar, A.K., Bhusan, S., Abdul Azeez, S. and Deshmukhe, G. (2025). Assessment of secondary microplastics trapped in mangrove ecosystem of a highly populated tropical megacity, India. *Journal of Hazardous Materials Advances*, [online] 17, p.100587. doi:<https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100587>.
- Kiruba-Sankar, R., Selvam, K., Adamala, S., Saravanan, K., Eswaran, Y., Raj, J.Praveen., Soratur, A. and Ram, M. (2025). First assessment of anthropogenic marine debris (AMD) in the mangroves of Andaman and Nicobar archipelago, Bay of Bengal. *Regional Studies in Marine Science*, [online] 83, p.104091. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104091>.
- Ladino, L. (2018). *En un rincón de la bahía Crónicas de viaje*. [Trabajo de Grado - Pregrado] pp.10–101. Available at: <https://core.ac.uk/download/pdf/185621305.pdf> [Accessed 5 Nov. 2024].
- Lebreton, L.C.M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A. and Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, [online] 8(15611), p.15611. doi:<https://doi.org/10.1038/ncomms15611>.
- Lippiatt, S.M., Opfer, S. and Arthur, C. (2013). Marine Debris Monitoring and Assessment: Recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine Environment. *NOAA Marine Debris Division Silver Spring, MD*, pp.1–82. doi:<https://doi.org/10.25607/obp-727>.
- Lobo-Guerrero, A. (1993). *Hidrología e Hidrogeología de la Región Pacífica Colombiana*. En: Leyva, P. (Ed.). Colombia – Pacífico, Tomo I, Fondo Para La Protección Del Medio Ambiente 'José Celestino Mutis', FEN ed. Bogotá, Colombia, pp.122–134.
- Lucero, C., Cantera, J. and Neira, R. (2025). Pesquería y crecimiento de la piangua (Arcoida: Arcidae) *Anadara tuberculosa* en la Bahía de Málaga del Pacífico colombiano, 2005-2007. *Revista de Biología Tropical*, [online] 60(1), pp.203–217. Available at: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442012000100014 [Accessed 28 Jun. 2025].
- Martin, C., Almahasheer, H. and Duarte, C.M. (2019). Mangrove forests as traps for marine litter. *Environmental Pollution*, 247, pp.499–508. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.067>.
- Mendes, D.S., Paixão, E. de S.M., Silva, J.R.S., Silva-Gomes, J.L. and Fernandes, M.E.B. (2025). Macrolitter pollution in beaches and mangroves on the Brazilian Amazon coast. *Marine Pollution Bulletin*, 215, p.117891. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117891>.
- Molina, A., Duque, G. and Cogua, P. (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(1), pp.1–13. doi:<https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>.
- Molina, A., Duque, G. and Cogua, P. (2023). Effect of environmental variables on mercury accumulation in sediments of an anthropogenically impacted tropical estuary (Buenaventura Bay, Colombian Pacific). *Environmental Monitoring and Assessment*, [online] 195(11), pp.1–17. doi:<https://doi.org/10.1007/s10661-023-11721-9>.
- Mondragón Díaz, L. (2023). *Influencia de la concentración de nutrientes en los sedimentos en la estructura de los bosques de manglar expuestos a diferentes grados de impactos en el Pacífico colombiano*. [Tesis - Maestría] pp.1–100. Available at: <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/85597> [Accessed 9 Apr. 2024].
- Mouret, A., Charbonnier, C., Lécroart, P., Metzger, É., Howa, H., Deflandre, B., Deirmendjian, L. and Anschutz, P. (2020). Biogeochemistry in an intertidal pocket beach. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 243, pp.106920–106920. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106920>.
- Narváez, A., Sánchez, F. and Pinzón, G. (2005). *Alternativa para el desarrollo de la oferta ambiental de pianguita, en la bahía de Buenaventura, pacífico colombiano mediante la aplicación de estrategias de turismo sostenible*. [Trabajo de grado - Pregrado] pp.10–128. Available at: <https://red.uao.edu.co/server/api/core/bitstreams/fb75ba8e-850c-4c51-ae61-02bd1a5e4528/content> [Accessed 13 Jul. 2024].
- Obonaga, L.D., Ortiz, A., Wilke, T. and Riascos, J.M. (2025). Plastic litter is rapidly bioeroded in mangrove forests. *Marine Environmental Research*, 207, p.107027. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107027>.
- Ocean conservancy (2024). *Plastics in the Ocean - Ocean Conservancy*. [online] Ocean Conservancy. Available at: <https://oceanconservancy.org/Trash-Free-Seas/Plastics-in-the-%20Ocean/> [Accessed 28 Jun. 2025].
- OSPAR (2010). *Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area*. [online] OSPAR Commission. Available at: <https://www.ospar.org> [Accessed 28 May 2024].
- Otero, L.J. (2005). Aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional para describir las corrientes y la propagación de la onda de marea en la bahía de Buenaventura. *Boletín Científico CCCP*, 12, pp.9–21. doi:https://doi.org/10.26640/01213423.12.9_21.
- Panesso Guevara, M. (2017). *Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de Buenaventura*. [Trabajo de Grado - Maestría] pp.1–86. Available at: <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/59430>

[Accessed 24 Sep. 2024].

- Parques Nacionales Naturales de Colombia (2010). *Parque Nacional Natural Uramba Bahía Málaga*. [online] Parques Nacionales Naturales de Colombia. Available at: <https://old.parquesnacionales.gov.co/portal/es/ecoturismo/parques/region-pacifico/parque-nacional-%20%20natural-uramba-bahia-malaga/> [Accessed 28 Jun. 2025].
- PlasticsEurope (2020). *Plastics -the Facts 2020 An analysis of European plastics production, demand and waste data*. [online] Brussels, pp.1–64. Available at: https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/09/Plastics_the_facts-WEB-2020_versionJun21_final.pdf [Accessed 15 Mar. 2024].
- Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., Ellison, J.C., Farnsworth, E.J., Fernando, E.S., Kathiresan, K., Koedam, N.E., Livingstone, S.R., Miyagi, T., Moore, G.E., Ngoc Nam, V., Ong, J.E., Primavera, J.H., Salmo, S.G., Sanciango, J.C., Sukardjo, S. and Wang, Y. (2010). The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PLoS ONE*, [online] 5(4), pp.1–10. doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>.
- Portz, L., Manzolli, R.P., Villate-Daza, D.A. and Fontán-Bouzas, Á. (2022). Where does marine litter hide? The Providencia and Santa Catalina Island problem, Seaflower Reserve (Colombia). *Science of The Total Environment*, [online] 813, p.151878. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151878>.
- Posso, J. (2018). *SISEP “Sistema sociodemográfico del Pacífico” prueba piloto: Sistema de información para la actualización de datos socio-demográficos de la comunidad negra de la Barra*. [Trabajo de grado - Pregrado] pp.1–66. Available at: <https://repositorio.unipacifico.edu.co/entities/publication/32a6ad58-c661-4c09-9f9d-23e727cca01f> [Accessed 23 Aug. 2024].
- POT (2001). Plan de Ordenamiento Territorial Buenaventura Valle del Cauca 2001 - 2013: POT Buenaventura Valle del Cauca 2001 - 2013. [online] pp.1–125. doi:<https://repositoriocdm.esap.edu.co/handle/20.500.14471/15615>.
- Preciado, D. and Laarenas, A. (2020). *Contaminación por basura marina y microplásticos en puntos priorizados de suelos de manglar del municipio de San Andrés de Tumaco - Nariño*. [Trabajo de Pregrado] pp.1–24. Available at: <https://repositorio.uniautonoma.edu.co/handle/123456789/336?show=full> [Accessed 12 Sep. 2024].
- Rambojun, S., Ramloll, Y., Mattan-Moorgawa, S. and Appadoo, C. (2023). Are mangroves hotspots for marine litter among selected coastal ecosystems of Mauritius, an oceanic island in Western Indian Ocean? *Regional Studies in Marine Science*, 69, pp.103284–103284. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103284>.
- Rangel-Buitrago, N., Mendoza, A.V., Mantilla-Barbosa, E., Arroyo-Olarte, H., Arana, V.A., Trilleras, J., Gracia, C.A., Neal, W.J. and Williams, A.T. (2021). Plastic pollution on the Colombian central Caribbean beaches. *Marine Pollution Bulletin*, [online] 162, p.111837. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111837>.
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A. and Anfuso, G. (2018). Killing the goose with the golden eggs: Litter effects on scenic quality of the Caribbean coast of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 127, pp.22–38. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.023>.
- Restrepo, D. (2023). *Teledetección aplicada en la evaluación de los cambios ocasionados por la dinámica en la línea de costa y zona de manglar influenciada bajo la desembocadura del río San Juan y la dinámica mareal del pacífico en las veredas Ladrilleros, Juanchaco y La Barra, Buenaventura*. [Trabajo de Grado - Proyecto de investigación] pp.1–135. Available at: <https://repositorio.ucm.edu.co/entities/publication/864d8be2-dbb7-4844-b69d-b06782a90a22> [Accessed 3 Dec. 2024].
- Riascos, J.M., Valencia, N., Peña, E.J. and Cantera, J.R. (2019). Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota. *Marine Pollution Bulletin*, 142, pp.559–568. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.010>.
- Romañach, S.S., DeAngelis, D.L., Koh, H.L., Li, Y., Teh, S.Y., Raja Barizan, R.S. and Zhai, L. (2018). Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. *Ocean & Coastal Management*, 154, pp.72–82. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009>.
- Sánchez-Giraldo, N., Molina, A. and Duque, G. (2025). Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, en el Pacífico Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 54(1), pp.111–130. doi:<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2025.54.1.1328>.
- UNEP (2021). *Marine Litter and Plastic Waste Vital Graphics*. [online] pp.1–77. Available at: <https://wedocs.unep.org/xmlui/bitstream/handle/20.500.11822/36964/VITGRAPH.pdf> [Accessed 24 Nov. 2024].
- UNEP (2022). *Our planet is choking on plastic*. [online] UNEP - UN Environment Programme. Available at: <https://www.recorp.co.nz/our-planet-is-choking-on-plastic> [Accessed 26 Oct. 2024].
- Vásquez, D., Molina, A. and Duque, G. (2021). Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1), pp.27–42. doi:<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1021>.
- Vidal, L., Molina, A. and Duque, G. (2021). Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, [online] 50(2), pp.113–132. doi:<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1032>.
- Vivas-Sánchez, J., Gamboa-García, D.E. and Duque, G. (2023). Ecología trófica y consumo incidental de microplásticos en peces (Sciaenidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 47(184), pp.571–590. doi:<https://doi.org/10.18257/raccefyn.1893>.
- Vorsatz, L.D., So, M.W.K., Cheung, C.O., Not, C. and Cannicci, S. (2025). Anthropogenic marine debris accumulation and its ecological impact on the highly urbanized mangroves of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, [online] 211, p.117447. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117447>.
- Xia, W., Rao, Q., Deng, X., Chen, J. and Xie, P. (2020). Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. *Science of The Total Environment*, 732, p.139065. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>.

Zamprogno, G.C., Caniçali, F.B., dos Reis Cozer, C., Otegui, M.B.P., Graceli, J.B. and da Costa, M.B. (2021). Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. *Science of The Total Environment*, 784, p. 146963. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146963>.

Zhou, Q., Tu, C., Fu, C., Li, Y., Zhang, H., Xiong, K., Zhao, X., Li, L., Waniek, J.J. and Luo, Y. (2020). Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. *Science of The Total Environment*, 703, p. 134807. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134807>.

