

ARTÍCULO / ARTICLE

# Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano

## Marine debris abundance and composition on the beaches of Buenaventura Bay, Colombian Pacific

Nathalia Sánchez-Giraldo<sup>1</sup>

0000-0001-6330-6056  
nasanchezgi@unal.edu.co

Andrés Molina<sup>1</sup>

0000-0003-1954-4393  
aemolinas@unal.edu.co

Guillermo Duque<sup>2</sup> \*

0000-0002-2468-529X  
gduquen@unal.edu.co

1. Grupo de Investigación en Ecología y Contaminación Acuática. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero, vía Candelaria, Palmira, Colombia.
2. Facultad de Ingeniería y Administración. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero, vía Candelaria, Palmira, Colombia.

\* Autor de correspondencia / Corresponding Author

Recibido / Received: 27/06/2024

Aceptado / Accepted: 24/10/2024

Citación / Citation: Sánchez, N.; Molina A.; Duque, G. 2025. Abundancia y composición de residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 54(1): 113-132

### RESUMEN

La contaminación por residuos marinos (RM) ha ido en aumento, afectando los ecosistemas costeros. Este estudio tuvo como objetivo analizar la influencia de la variabilidad ambiental espacial y estacional sobre la densidad, la masa y la composición de los RM, así como evaluar el estado de contaminación en playas de la bahía de Buenaventura en el Pacífico colombiano. Las muestras se colectaron en la zona intermareal de las playas Comba, La Bocana y Pianguita en épocas secas, de transición y lluviosas, usando cuadrantes ubicados aleatoriamente en transectos establecidos. Los RM fueron clasificados con base en los materiales más comunes, y los plásticos se agruparon por polímeros, siendo el poliestireno expandido el de mayor predominancia. La densidad promedio fue de  $17.46 \pm 25.5$  ítems  $m^{-2}$  con los artículos de plástico como los más comunes (96.6 %). Se encontraron diferencias significativas espaciales y temporales, donde la playa La Bocana reportó la mayor contaminación en la época seca ( $78.84 \pm 31.2$  ítems  $m^{-2}$ ). Mediante modelos aditivos generalizados, se observaron correlaciones entre la precipitación, la salinidad, el total de residuos y dos tipos de polímeros. La aplicación de los índices de costa limpia y abundancia de plástico clasificó a las tres playas estudiadas en un estado de limpieza inaceptable. Por lo tanto, estas playas pueden ser vulnerables a un aumento en RM a causa del crecimiento poblacional, el manejo inadecuado de los residuos y la carencia de educación ambiental.

**Palabras claves:** macrolásticos, índice de costa limpia, análisis de densidad, contaminación marina.

### ABSTRACT

Pollution by marine debris (MD) has been increasing, affecting coastal ecosystems. This study aimed to analyze the influence of spatial and seasonal environmental variability on the density, mass, and composition of MD, as well as to assess the pollution status of beaches in the Buenaventura Bay in the Colombian Pacific. Samples were collected in the intertidal zone of the Comba, La Bocana, and Pianguita beaches during dry, transition, and rainy seasons, using quadrants randomly located on established transects. The MD were classified based on the most common materials, and plastics were grouped by polymer types, with expanded polystyrene being the most predominant. The average density was  $17.46 \pm 25.5$  items  $m^{-2}$ , with plastic items being the most common (96.6 %). Significant spatial and temporal differences were found, with La Bocana beach reporting the highest pollution during the dry season ( $78.84 \pm 31.2$  items  $m^{-2}$ ). Using generalized additive models, correlations were observed between precipitation, salinity, total residues, and two polymer types. The application of the clean coast and plastic abundance indices classified all three studied beaches as having unacceptable cleanliness levels. Therefore, these beaches may be vulnerable to an increase in MD due to population growth, inadequate waste management, and the lack of environmental education.

**Keywords:** macroplastics, clean coast index, density analysis, marine pollution.

## INTRODUCCIÓN

El problema de los residuos marinos (RM) es una de las principales problemáticas ambientales en el siglo XXI (PNUMA, 2011). Se considera RM todo material sólido persistente, manufacturado o procesado, que es descartado, dispuesto o abandonado en el medio ambiente marino y costero (PNUMA, 2009). Los plásticos constituyen aproximadamente de 60 a 80 % de los RM en todo el mundo (Derraik, 2002). Se estima que cada año, los océanos reciben alrededor ocho millones de toneladas métricas de residuos plásticos de diversas formas y a través múltiples actividades (Jambeck *et al.*, 2015). Debido a los impactos negativos que generan estas descargas y el incremento de 620 % en la producción de plástico entre 1975 y 2012 (Jambeck *et al.*, 2015), la contaminación marina por plásticos se ha convertido en un problema de preocupación global.

La producción mundial de materias primas utilizadas para la fabricación de plásticos está en constante crecimiento, con un aumento de 3.8 % en 2021, alcanzando un total de 390.7 millones de toneladas anuales (Plastics Europe, 2022). Esta tendencia es inquietante, ya que, si continúa, se estima que para 2050 se alcancen los 2000 millones de toneladas (UNEP, 2016). Por otro lado, se estima que en Colombia el uso de plástico es de 24 kg per cápita por año, lo que implica un volumen anual de consumo de 1 250 000 toneladas, de los cuales los plásticos de un solo uso corresponden aproximadamente a 56 % (Greenpeace, 2018). Infortunadamente, la gestión de los residuos sólidos en las poblaciones costeras del país es inadecuada, siendo alrededor de 65 % depositados en botaderos abiertos o en cuerpos de agua naturales, como ríos, que transportan estos residuos al mar (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017), lo que produce el deterioro en los ecosistemas y el paisaje escénico de las áreas marino-costeras. Si bien la presencia de RM en playas del país ha sido documentada en áreas específicas de la región Caribe (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018, 2020; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019), existe una escasa información sobre esta temática en la costa pacífica.

A su vez, la bahía de Buenaventura es un entorno complejo, biológicamente abundante y dinámico (Day *et al.*, 2013), afectado por factores como la precipitación, las mareas y las descargas fluviales debido a la variabilidad hidroclimática. Estos elementos están influenciados por la desembocadura de los ríos Dagua y Anchicaya, siendo las descargas de arena de los

## INTRODUCTION

Marine debris (MD) is one of the main environmental issues of the 21st century (PNUMA, 2011). MD denotes any persistent solid material, be it manufactured or processed, that is discarded, disposed of, or abandoned in the marine and coastal environment (PNUMA, 2009). Plastics constitute approximately 60 to 80 % of MD worldwide (Derraik, 2002). It is estimated that oceans receive around 8 million metric tons of plastic residues in different forms and as a result of multiple activities (Jambeck *et al.*, 2015). Due to the negative impacts of these discharges and a 620 % increase in the production of plastic from 1975 to 2012 (Jambeck *et al.*, 2015), marine pollution by plastic has become a global concern.

The global production of raw materials used in plastic manufacture is constantly growing, with a 3.8 % increase in 2021, reaching a total 390.7 million tons on an annual basis (Plastics Europe, 2022). This trend is disconcerting since, if it continues, it is estimated that 2000 million tons will be reached by 2050 (UNEP, 2016). On the other hand, it is estimated that, in Colombia, the yearly use of plastic is about 24 kg *per capita*, implying an annual consumption volume of 1 250 000 tons, where single-use plastics correspond to 56 % (Greenpeace, 2018). Unfortunately, solid waste management in the country's coastal populations is inadequate, with about 65 % of the residues disposed of in open dumps or in natural bodies of water such as rivers, which transport these residues into the sea (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2017). This deteriorates the ecosystems and scenic landscape of marine-coastal areas. Although the presence of MD on the beaches of the country has been documented in specific areas of the Caribbean Region (Rangel-Buitrago *et al.*, 2018, 2020; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2019), there is little information on this issue for the Pacific Coast.

Meanwhile, Buenaventura Bay is a complex, biologically abundant, and dynamic environment (Day *et al.*, 2013) that is affected by factors such as precipitation, tides, and fluvial discharges, in light of its hydroclimatic variability. These elements are influenced by the Dagua and Anchicaya River mouths, with the discharge of river sand and sediments from coastal erosion being responsible for the formation of sandy beaches in Buenaventura Bay (Cantera y

ríos y los sedimentos de la erosión costera los responsables de la formación de playas arenosas en la bahía de Buenaventura (Cantera y Blanco, 2001). Las playas objeto de estudio en esta investigación, desempeñan un papel crucial en la protección costera y las oportunidades de recreación. Además, sirven como fuentes de alimentos, materiales y servicios ecosistémicos valiosos para el bienestar humano (Schuhmann y Mahon, 2015).

Históricamente, estos ecosistemas han sido fundamentales para el sector turismo de la región, generando ingresos significativos que representan 10.2 % de los ingresos del municipio de Buenaventura (MinTrabajo y PNUD, 2013), y atrayendo a un número considerable de turistas, con 27 1720 visitantes en 2019 (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2020). Sin embargo, la intensa actividad antropogénica en esta área (Mendoza-González *et al.*, 2012) facilita la liberación de plásticos en el medio marino-costero a través de diversas vías, incluyendo el transporte fluvial y atmosférico, la disposición de residuos directamente en las playas y el mar y las actividades pesqueras (Derraik, 2002).

La pesca representa una importante fuente de residuos marinos que flotan en las zonas costeras y son arrastrados a las playas, lo que destaca la influencia de la proximidad a los caladeros en la cantidad de residuos depositados en estas áreas (Unger y Harrison, 2016). A nivel mundial, se estima que 5.7 % de las redes de pesca, 8.6 % de las trampas y 29 % de los sedales se pierden o se abandonan anualmente en el medio marino (Richardson *et al.*, 2021; Ocean Conservancy, 2022). En un embarcadero costero al sur de Brasil, los resultados sugieren que las actividades de pesca recreativa y artesanal locales son responsables de la mayor parte de los residuos marinos en la parte interna submarina del área de estudio, representando 98 % del total de RM muestreados (Farias *et al.*, 2018).

En la bahía de Buenaventura se ha registrado la presencia de  $359.6 \pm 88.0$  partículas/kg de microplásticos en sedimentos (Vásquez *et al.*, 2021) y de  $521\,275 \pm 103\,671.2$  partículas de microplásticos/km<sup>2</sup> en la superficie del agua en 2019 (Vidal *et al.*, 2021). Estos microplásticos pueden ser un indicador de la contaminación por RM, ya que resultan de la fragmentación de objetos plásticos más grandes (Lehtiniemi *et al.*, 2018) y representan un problema ambiental significativo, debido a que organismos de diferentes niveles tróficos pueden ingerirlos (Taufert-Villarraga *et al.*, 2020), lo que afecta el ecosistema y, en última instancia, la economía local.

Blanco, 2001). The beaches studied in this research play a crucial role in coastal protection and recreation opportunities. In addition, they serve as sources of food, materials, and ecosystem services that are valuable for human well-being (Schuhmann and Mahon, 2015).

Historically, these ecosystems have been fundamental to the region's tourism sector, generating significant revenue, which represents 10.2 % of the income for the municipality of Buenaventura (MinTrabajo and PNUD, 2013), as well as attracting a considerable number of tourists, with 271 720 visitors in 2019 (Cámara de Comercio de Buenaventura, 2020). However, the intense anthropogenic activity in this area (Mendoza-González *et al.*, 2012) facilitates the release of plastics into the marine-coastal environment by different means, including fluvial and atmospheric transport, the direct disposal of waste on the beaches and at sea, and fishing activities (Derraik, 2002).

Fishing constitutes a significant source of MD, which floats in coastal areas and is dragged onto the beaches, highlighting the influence of these areas' proximity to fisheries on the amount of residues deposited (Unger and Harrison, 2016). At a global level, it is estimated that 5.7 % of fishing nets, 8.6 % of traps, and 29 % of fishing lines are lost or abandoned in the marine environment (Richardson *et al.*, 2021; Ocean Conservancy, 2022). At a coastal dock in southern Brazil, the results suggest that local recreational and artisanal fishing is responsible for most of the MD in the inner submarine part of the study area, amounting to 98 % of the total MD sampled (Farias *et al.*, 2018).

In Buenaventura Bay, the presence of  $359.6 \pm 88.0$  microplastic particles/kg of sediments (Vásquez *et al.*, 2021) and of  $521\,275 \pm 103\,671.2$  microplastic particles/km<sup>2</sup> on the surface of the water was recorded in 2019 (Vidal *et al.*, 2021). These microplastics may be indicative of MD pollution, as they result from the fragmentation of larger plastic objects (Lehtiniemi *et al.*, 2018) and represent a significant environmental issue, since they can be ingested by organisms at different trophic levels (Taufert-Villarraga *et al.*, 2020), affecting the ecosystem and, ultimately, the local economy.

La presencia de RM en las playas representa una disminución del valor escénico, que afecta negativamente a la industria del turismo y conlleva riesgos para los usuarios de la playa (Santos Rodrigues *et al.*, 2005; Elías, 2015). Se ha informado que la limpieza es un atributo importante para los usuarios a la hora de elegir playas, lo que significa que la presencia de RM resulta en pérdidas económicas sustanciales de cientos de millones de dólares estadounidenses al año (Ballance *et al.*, 2000; Jang *et al.*, 2014). En respuesta a esto, la implementación del Índice de Costa Limpia (CCI) y el Índice de Abundancia de Plástico (PAI) se han convertido en una herramienta valiosa para evaluar objetivamente el estado de contaminación de los ecosistemas de playa (Alkalay *et al.*, 2007), no solo a nivel nacional, sino también internacional, lo que permite la comparación más efectiva de los resultados entre diferentes costas (Marin *et al.*, 2019; Jeyasanta *et al.*, 2020; Rangel-Buitrago *et al.*, 2021).

En este contexto, la bahía de Buenaventura es una región particularmente vulnerable a este tipo de contaminación por su constante interacción con actividades antropogénicas como el turismo, la pesca, tráfico portuario, entre otros impactos. Estas actividades pueden afectar las comunidades bentónicas (Martínez *et al.*, 2019), macroinvertebrados (Duque *et al.*, 2021) y peces de la bahía (Gamboa-García *et al.*, 2018; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020). En este contexto, el objetivo de esta investigación fue analizar la dinámica espacial y estacional de la acumulación y composición de los residuos marinos y evaluar el estado de contaminación en playas de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano.

## ÁREA DE ESTUDIO

La presente investigación se realizó en tres playas de la bahía de Buenaventura: Comba, La Bocana y Piangüita (Figura 1). La bahía se encuentra ubicada dentro de la Zona de Convergencia Intertropical ( $3^{\circ} 44' - 56' N$  y  $77^{\circ} 01' - 20' W$ ), su ancho varía entre 3.4 km en la entrada del mar y 5.5 km en la parte interna (Otero Díaz, 2005). Las épocas hidroclimáticas en Buenaventura se pueden clasificar como bimodales, con mayores precipitaciones de septiembre a octubre, una época de transición de junio a julio y menores entre febrero y marzo (Cantera y Blanco, 2001; Guzmán *et al.*, 2014).

En cuanto a las playas, Comba es pequeña, desarrollada entre salientes rocosos; no presenta asentamientos humanos, ni

The presence of MD on beaches represents a decrease in scenic value, which negatively affects the tourism industry and implies risks for beach users (Santos Rodrigues *et al.*, 2005; Elías, 2015). It has been reported that cleanliness is an important attribute for users when choosing beaches, meaning that the presence of MD results in substantial economic losses amounting to hundreds of millions of US dollars every year (Ballance *et al.*, 2000; Jang *et al.*, 2014). In response to this, the implementation of the clean coast index (CCI) and the plastic abundance index (PAI) has become a valuable tool to objectively assess the pollution state of beach ecosystems (Alkalay *et al.*, 2007), not only at the national level, but also internationally, which enables a more effective comparison of the results for different coasts (Marin *et al.*, 2019; Jeyasanta *et al.*, 2020; Rangel-Buitrago *et al.*, 2021).

In this context, Buenaventura Bay is a particularly vulnerable region to this type of pollution, given its constant interaction with anthropogenic activities such as tourism, fishing, port traffic, among other impacts. These activities may affect the bay's benthic communities (Martínez *et al.*, 2019), macroinvertebrates (Duque *et al.*, 2019), and fish (Gamboa-García *et al.*, 2018; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020). In this vein, the objective of this research was to analyze the spatial and seasonal dynamics of the accumulation and composition of marine debris, as well as to assess the pollution states of the beaches in Buenaventura Bay in the Colombian Pacific.

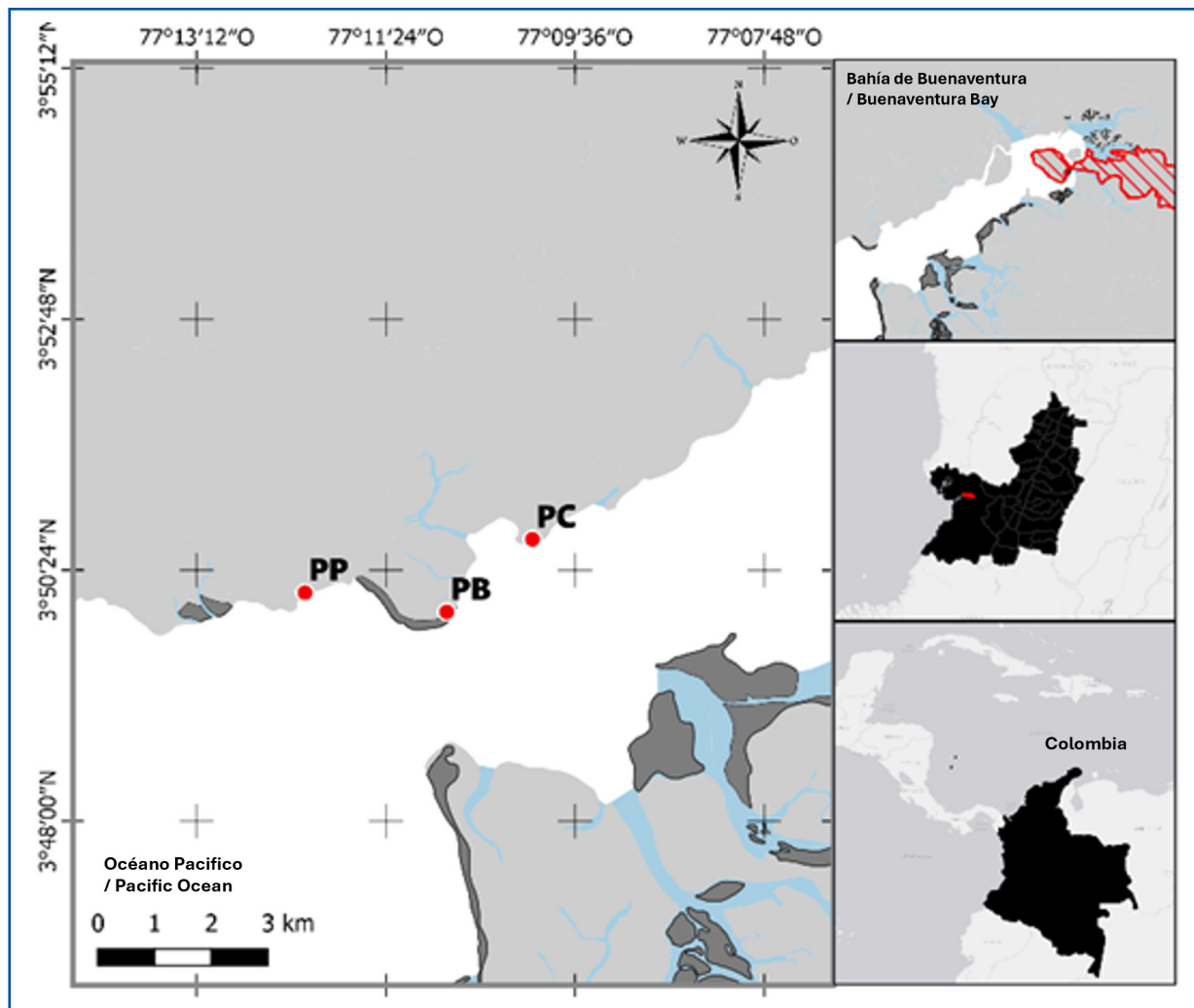
## STUDY AREA

This research was carried out on three beaches of Buenaventura Bay: Comba, La Bocana, and Piangüita (Figure 1). The bay is located within the Intertropical Convergence Zone ( $3^{\circ} 44' - 56' N$  and  $77^{\circ} 01' - 20' W$ ), and its width varies between 3.4 km at the sea entrance and 5.5 km in the inner part (Otero Díaz, 2005). The hydroclimatic periods of Buenaventura can be classified as *bimodal*, exhibiting higher precipitations between September and October, a transition period between June and July, and periods of lower precipitation between February and March (Cantera and Blanco, 2001; Guzmán *et al.*, 2014).

As for the beaches, Comba is small, formed between rocky outcrops. It does not feature human settlements or beach cleaning. La Bocana and Piangüita are sandy beaches located in the township of Bazán. La Bocana has a population of 3258 inhabitants dedicated to socioeconomic activity mainly related to

limpieza de la playa. La Bocana y Pianguita son playas arenosas ubicadas en el corregimiento de Bazán. La Bocana cuenta con una población de 3258 habitantes, los cuales desarrollan actividades socioeconómicas enfocadas principalmente al turismo, seguida por la pesca para comercialización local y elaboración de artesanías por pequeños grupos de artesanos (Escobar, 2009). En cambio, Pianguita con 1187 habitantes, es una comunidad pequeña en donde el turismo es la actividad económica más importante, pues cuenta con áreas de hospedaje, alimentación y transporte para los visitantes (Narváz et al., 2006).

tourism, followed by fishing for local commercialization and the elaboration of crafts by small groups of artisans (Escobar, 2009). On the other hand, Pianguita, with 1187 inhabitants, is a small community whose most relevant economic activity is tourism, as it features lodging, dining, and transport areas for visitors (Narváz et al., 2006).



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio. PP: Playa Pianguita, PB: Playa La Bocana, PC: Playa Comba.

**Figure 1.** Location of the study area. PP: Pianguita Beach, PB: La Bocana Beach, PC: Comba Beach.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Fase de campo

Para mantener estimación confiable de los RM, se colectaron muestras de RM en las tres playas en marea baja, en las épocas seca (marzo), de transición (julio) y de lluvia (octubre) de 2019, para representar la variabilidad hidro climática (precipitación promedio marzo 327 mm, julio 486 mm y octubre 528 mm) (Molina *et al.*, 2023). Se usaron transectos de 100 m de largo y 10 m de ancho (1000 m<sup>2</sup>), ubicados sobre la línea de marea alta, en zonas de las playas donde no se realiza limpieza por parte de la comunidad. Las muestras se tomaron en tres cuadrantes de 0.63 m<sup>2</sup>, ubicados aleatoriamente dentro de los transectos. Dentro de cada cuadrante se recogieron todos los RM (incluyendo residuos peligrosos) con un tamaño > 5 mm, usando pinzas o manualmente dependiendo del tamaño y características del residuo. Todos los residuos colectados en cada cuadrante fueron guardados en bolsas etiquetadas para su transporte a laboratorio. Las muestras se recolectaron haciendo una adaptación de la metodología propuesta por Jeyasanta *et al.* (2020). Adicionalmente, se midió la salinidad en el agua superficial por triplicado frente a cada cuadrante, usando una sonda multiparamétrica YSI 556 MPS.

### Fase de laboratorio

Los RM recolectados se enjuagaron con agua limpia para eliminar la suciedad y la arena y se secaron a temperatura ambiente por 24 h, para evitar alteraciones en el peso de los residuos (Adnan *et al.*, 2015). Posteriormente, cada ítem de 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 los RM en las playas del área marina (Ospar, 2010; Lippiatt *et al.*, 2013).

Los RM que fueron determinados como plástico-poliestireno se clasificaron a su vez por tipo de plástico; para ello como primer paso se revisó el código de identificación presente (ASTM, 2013) (Figura S1a – material suplementario). Cuando no fue posible hacer la identificación mediante el código, debido a que en ocasiones no estaba presente o no era claramente visible, se hizo una identificación mediante pruebas de densidad, según la metodología propuesta por Barnett *et al.* (2021), la cual se basa en las diferencias de densidad de distintas soluciones y de los materiales de los residuos plásticos para su identificación (Tabla 1) (Figura S1b).

## MATERIALS AND METHODS

### Field phase

To maintain a reliable estimation, MD samples were collected from the three beaches during low tide in the dry (March), transition (July), and rainy (October) periods of 2019, in order to represent hydroclimatic variability (average precipitation: 327 mm for March, 486 mm for July, and 528 for October) (Molina *et al.*, 2023). 100 m long, 10 m wide transects were used (1000 m<sup>2</sup>), which were located along the high tide line in zones of the beaches where no cleaning is carried out by the community. The samples were taken in three 0.63 m<sup>2</sup> quadrants randomly located within the transects. In each quadrant, all the MD was collected (including dangerous waste), with a size > 5 mm, using tweezers or manually, depending on the size and characteristics of the debris. All the residues collected from each quadrant were stored in labeled bags for later transport to the laboratory. The samples were collected while following an adaptation of the methodology proposed by Jeyasanta *et al.* (2020). In addition, surface water salinity was measured in triplicate in front of each quadrant by means of a YSI 556 MPS multiparametric probe.

### Laboratory phase

The collected MR were rinsed with clean water to remove dirt and sand, and it was dried at room temperature for 24 h to avoid alterations in the weight of the waste (Adnan *et al.*, 2015). Afterwards, each MD item was counted, weighted with an analytical balance (0.0001 g precision), and classified based on the categories of the guide for monitoring MD in beaches of the marine area (Ospar, 2010; Lippiatt *et al.*, 2013).

The MD deemed to be plastic-polystyrene was in turn classified by plastic type. To this effect, the identification code was checked (ASTM, 2013) (Figure S1a – supplementary material). In case the identification was not possible by using the code, which was sometimes absent or not clearly visible, density testing was conducted, according to the methodology proposed by Barnett *et al.* (2021), which relies on the density differences between the solutions and materials in plastic waste for its identification (Table 1) (Figure S1b).

**Tabla 1.** Densidad de las soluciones y los materiales usados para las pruebas de densidad. Tereftalato de polietileno (PET), polietileno de alta densidad (HDPE), policloruro de vinilo (PVC), polietileno de baja densidad (LDPE), polipropileno (PP), poliestireno expandido (EPS), poliestireno rígido (PS). (Fuente: Scott, 1946; Barnett *et al.*, 2021).

Solución / Solution	Composición de la solución / Solution composition	Densidad solución (g ml <sup>-1</sup> ) / Solution density (g ml <sup>-1</sup> )	Material	Densidad material (g ml <sup>-1</sup> ) / Material density (g ml <sup>-1</sup> )
Agua destilada / Distilled water	100 % H <sub>2</sub> O	0.999	PET	1.34-1.39
			PVC	1.16-1.35
			PS	1.04-1.07
Solución EtOH/H <sub>2</sub> O alta densidad / High-density EtOH/H <sub>2</sub> O solution	39 % EtOH	0.93	HDPE	0.941-0.965
Solución EtOH/H <sub>2</sub> O baja densidad / Low-density EtOH/H <sub>2</sub> O solution	61.5 % EtOH	0.91	LDPE	0.910-0.925
			PP	0.89-0.91
Etanol 96 % / Ethanol 96 %	96 % EtOH	0.79	EPS	0.015-0.050

**Table 1.** Density of the solutions and materials used for density testing. Polyethylene terephthalate (PET), high-density polyethylene (HDPE), polyvinyl chloride (PVC), low-density polyethylene (LDPE), polypropylene (PP), expanded polystyrene (EPS), rigid polystyrene (PS). (Source: Scott, 1946; Barnett *et al.*, 2021).

El procedimiento consistió en añadir, en vasos precipitados, 50 ml de cada una de las cuatro soluciones de etanol y agua, manteniéndolas a una temperatura constante de 25 °C para evitar cambios en la densidad. Posteriormente se agregó un fragmento (de al menos 5 mm) de las muestras a evaluar en cada solución, partiendo de la de mayor densidad a la de menor (**Figura S1b**) y se dejó reposar durante un minuto. Se aseguró que no hubiera burbujas de aire en las soluciones, debido que estas disminuyen la densidad de la solución, lo cual altera la flotabilidad, dando un resultado erróneo. Pasado un minuto se observó si el fragmento seguía flotando o no y se clasificó en un posible material principal. Este proceso se repitió tres veces por cada muestra, para garantizar la confiabilidad de los datos obtenidos (Scott, 1946; Barnett *et al.*, 2021). Los fragmentos que se hundieron en agua destilada fueron clasificados como posiblemente PET o PVC; los que se hundieron en la solución de 39 % EtOH se clasificaron posiblemente como HDPE; los que se hundieron en la solución de 61.5 % EtOH se clasificaron posiblemente como LDPE y los que se hundieron en la solución 96 % EtOH se clasificaron como PP; los que flotaron en todas las soluciones como posiblemente EPS (**Figura S1b**).

### Análisis estadístico

Se realizó Permanova teniendo en cuenta el tipo de residuos para encontrar diferencias significativas entre sitios, épocas y la interacción entre estos factores con un  $p < 0.05$  como diferencia significativa. Adicionalmente, se usaron pruebas Pair Wise test para determinar los grupos que presentaban diferencias. Por medio

The procedure consisted of adding, in beakers, 50 ml of each of the four ethanol and water solutions, maintaining them at a constant temperature of 25 °C in order to avoid changes in density. Afterwards, a fragment (of at least 5 mm) of the samples to be evaluated was added to each solution, starting from the highest-density sample to the lowest-density one (**Figure S1b**), and it was left to settle for one minute. We made sure that there were no air bubbles in the solutions, as they decrease their density, affecting floatability and yielding erroneous results. After one minute, we verified whether or not the fragment was still floating and classified it as a possible main material. This process was repeated thrice for each sample, in order to ensure the reliability of the data obtained (Scott, 1946; Barnett *et al.*, 2021). The fragments that sunk in the distilled water were classified as likely PET or PVC; the ones that sunk in the 39 % EtOH solution were classified as likely HDPE; the ones that sunk in the 61.5 % EtOH solution were classified as likely LDPE; those that sunk in the 96 % EtOH solution were classified as PP; and those that floated in all solutions were likely EPS (**Figure S1b**).

### Statistical analysis

A Permanova was carried out while considering the type of residue in order to find significant differences between sites, periods, and in the interaction between these factors, with  $p < 0.05$  as a significant difference. In addition, pairwise testing was employed to determine which groups exhibited differences. Through a similarity percentage analysis (Simper), we sought to identify which type

de un análisis de porcentaje de similitud (Simper) se buscó que tipo de residuo aportó más en las diferencias presentadas. Los análisis se hicieron con datos sin transformar, usando el software Primer 7. Además, para evaluar la influencia de las variables ambientales precipitación (mm) y salinidad sobre el total de RM en las playas estudiadas se construyeron Modelos Aditivos Generalizados univariados (GAM) usando el software RStudio. Los datos de precipitación fueron obtenidos de los registros de estaciones meteorológicas del Ideam cercanas al sitio de muestreo (<http://dhime.ideam.gov.co>) y de salinidad tomados *in situ* por triplicado frente a cada cuadrante con sonda multiparamétrica YSI 556 MPS.

### Índice de costa limpia

Para la categorización de las diferentes playas estudiadas y poder realizar una comparación con otras áreas, se aplicó el Índice de Costa Limpia (CCI) propuesto por [Alkalay et al. \(2007\)](#), que se sugiere como una herramienta para la evaluación de la limpieza real de la costa (Ecuación 1). Este índice mide los RM como un indicador de limpieza de la playa, de una manera fácil, evitando sesgos por parte del evaluador.

Ecuación 1.

$$CCI = \frac{\sum \text{Items de residuos marinos}}{\text{Área total del transecto}} * k$$

Por razones estadísticas [Alkalay et al. \(2007\)](#) definieron  $k = 20$  como constante.

Los resultados obtenidos con este índice facilitan la categorización de la playa y permiten entender la complejidad del área respecto a la contaminación por RM.

0 - 2: Muy limpio, no se ven RM

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

5 - 10: Moderado: se pueden detectar algunas piezas de RM

10 - 20: Sucio: hay muchos RM en la orilla

20 +: Extremadamente sucio: la mayor parte de la playa está cubierta por RM

### Índice de abundancia de plástico

Además, para las tres playas estudiadas, se empleó el Índice de Abundancia de Plástico (PAI), desarrollado por [Rangel-Buitrago et al. \(2021\)](#), que determina la presencia de ese material en una

of residue contributed the most to the observed differences. The analyses were conducted with raw data, using the Primer 7 software. In addition, to evaluate the influence of environmental variables such as precipitation (mm) and salinity on the total MD on the studied beaches, univariate generalized additive models (GAMs) were built using the RStudio software. Precipitation data were obtained from the records of Ideam meteorological stations near the sampling site (<https://dhime.ideam.gov.co>), and salinity data were collected *in situ* in triplicate in front of each quadrant, using a YSI 556 MPS multiparametric probe.

### Clean coast index

In order to categorize the different beaches studied and be able to make comparisons with other areas, the CCI proposed by [Alkalay et al. \(2007\)](#) was applied. This index is suggested as a tool for assessing the actual cleanliness of a coast (Equation 1), and it measures MD as a beach cleanliness indicator in an easy way, avoiding bias by the evaluator.

Equation 1

$$CCI = \frac{\sum \text{marine debris items}}{\text{Total transect area}} * k$$

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

The results obtained for this index facilitate the categorization of the beach and allow understanding the complexity of the area with regard to MD pollution.

0 - 2: Very clean: no MD visible

2 - 5: Clean: no MD visible in a large area

5 - 10: Moderate: some MD pieces detected

10 - 20: Dirty: a large amount of MD on the shore

20 +: Extremely dirty: most of the beach is covered with MD

### Plastic abundance index

In addition, for the three beaches studied, the PAI was employed. This index was developed by [Rangel-Buitrago et al. \(2021\)](#) and determines the presence of plastic on a beach by calculating the relationship between the amount of plastic and the total amount of waste collected (Equation 2).



playa, calculando la relación existente entre la cantidad de plástico y la cantidad total de residuos recolectados (Ecuación 2).

Ecuación 2

$$PAI = \frac{\sum \text{Items de residuos plásticos recolectados}}{\log_{10} \sum \text{Total de items de residuos marinos}} \cdot \frac{20}{\text{Área}}$$

Donde PAI es el número de residuos plásticos por metro cuadrado, considerando la relación existente entre los plásticos y el  $\log_{10}$  de todos los elementos recolectados a lo largo del área de muestreo. El PAI permite la categorización de la playa 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)

4.1 - 8: Abundancia alta (hay muchos plásticos en el área de muestreo)

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

Las tres playas muestreadas fueron evaluadas y clasificadas en la categoría correspondiente al Índice de Costa Limpia (CCI) e Índice de Abundancia de Plásticos (PAI). El CCI presenta a las tres playas en una clasificación de "Extremadamente sucias".

## RESULTADOS

Se encontró RM a lo largo de la zona intermareal de las tres playas estudiadas, recolectando un total de 297 ítems, equivalentes a 586.17 g, agrupados en cuatro tipologías de compuesto: plástico/poliestireno, caucho, tela y otros. Así mismo, teniendo en cuenta todos los tipos de residuos, se encontraron diferencias significativas entre sitios de muestreo ( $p$  (PERM) = 0.0006) (Tabla 2), siendo La Bocana la playa con mayor densidad de RM ( $32.28 \pm 38.69$  ítems/m<sup>2</sup>), seguida por Pianguita ( $12.7 \pm 14.26$  ítems m<sup>-2</sup>) y finalmente Comba con menores valores ( $7.41 \pm 5.72$  ítems m<sup>-2</sup>) (Figura 2). La densidad de RM presentó diferencias significativas entre épocas hidro climáticas ( $p$  (PERM) = 0.0003), siendo mayor en la época seca ( $38.98 \pm 38.28$  ítems m<sup>-2</sup>), siguiendo la época de lluvia ( $12.06 \pm 5.61$  ítems m<sup>-2</sup>) menor en transición ( $4.94 \pm 4.52$  ítems m<sup>-2</sup>).

Equation 2

$$PAI = \frac{\sum \text{Marine debris items collected}}{\log_{10} \sum \text{Total marine debris items}} \cdot \frac{20}{\text{Area}}$$

where PAI is the number of plastic residues per square meter, considering the relationship between plastics and the  $\log_{10}$  of all the elements collected across the sampling area. The PAI enables the categorization of a beach in terms of the presence of plastic, according to the following five classes:

0: Absence (no plastic present)

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

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

4.1 - 8: High abundance (many plastics in the sampling area)

> 8: Very high abundance (most of the sampling area is covered with plastics)

The three sampled beaches were evaluated and classified into their corresponding CCI and PAI categories. The CCI indicates that the three beaches are 'extremely dirty'.

## RESULTS

MD was found along the intertidal zone of the three studied beaches, collecting a total of 197 items, equivalent to 586.17 g, grouped in four compound typologies: plastic/polystyrene, rubber, fabric, and others. Likewise, considering all the residue types, significant differences between sampling sites were found ( $p$  (PERM) = 0.0006) (Tabla 2), with La Bocana being the beach with the highest MD density ( $32.28 \pm 38.69$  items m<sup>-2</sup>), followed by Pianguita ( $12.7 \pm 14.26$  items m<sup>-2</sup>) and Comba with lower values ( $7.41 \pm 5.72$  items m<sup>-2</sup>) (Figure 2). The MD density exhibited significant differences between hydroclimatic periods ( $p$  (PERM) = 0.0003); it was higher in dry periods ( $38.98 \pm 38.28$  items/m<sup>2</sup>), followed by the rainy period ( $12.06 \pm 5.61$  items m<sup>-2</sup>), and it was the lowest during the transition period ( $4.94 \pm 4.52$  items m<sup>-2</sup>).

**Tabla 2.** Densidad promedio de residuos marinos (ítems m<sup>-2</sup>), en función de las épocas y playas de muestreo. Los resultados de las pruebas *pos hoc* (permanova pair-wise test), cuando se encontraron diferencias significativas, se representan con letras minúsculas (a, b y c). Las áreas con letras diferentes son significativamente diferentes ( $p$  (PERM) < 0.05). Abreviaturas: PET, tereftalato de polietileno; HDPE, polietileno de alta densidad; LDPE, polietileno de baja densidad; PP, polipropileno; EPS, poliestireno expandido.

	Época / Period	Total	PET	HDPE	LDPE	PP	EPS	Otros plásticos / Other plastics	Otros residuos / Other residues
Época / Period	Seca / Dry	35.98 ± 38.2 a	0.35 ± 0.2	1.23 ± 1.2	1.23 ± 1.3	5.29 ± 3.2 a	25.04 ± 32.5 a	2.12 ± 2.8	0.53 ± 0.8
	Transición / Transition	4.94 ± 4.5 c	0.71 ± 0.8	0.53 ± 0	0.18 ± 0.3	1.23 ± 1.7 b	1.94 ± 1.5 c	0.35 ± 0.3	0
	Lluvia / Rainy	11.46 ± 5.6 b	0.71 ± 1.3	0.18 ± 0.3	0.88 ± 0.9	1.41 ± 0.5 b	5.11 ± 2.9 b	0.53 ± 0.9	1.41 ± 0
Playa / Beach	La Bocana	32.28 ± 38.7 a	0.88 ± 1.3	0.35 ± 0.3	1.23 ± 1.3	2.47 ± 2.4	22.93 ± 33.6 a	1.94 ± 2.9	0.53 ± 0.8
	Piangüita	12.70 ± 14.3 b	0.35 ± 0.3	1.06 ± 1.3	0.35 ± 0.6	4.41 ± 3.6	6.0 ± 4.4 b	0	0.53 ± 0.5
	Comba	7.41 ± 5.7 b	0.53 ± 0.9	0.53 ± 0	0.71 ± 0.8	1.06 ± 1	3.17 ± 0.5 b	1.06 ± 0.5	0.88 ± 0.6
La Bocana	Seca / Dry	78.84 ± 31.2 a	0.35 ± 0.9	0.18 ± 0.9	0.88 ± 0.9	1.76 ± 2.4	20.81 ± 24.4 a	1.76 ± 3.3	0.35 ± 0.6
	Transición / Transition	2.65 ± 0.9 c	0	0.18 ± 0.9	0	0.18 ± 0.9	0.35 ± 1.8 c	0.18 ± 0	0
	Lluvia / Rainy	15.34 ± 3.9 b	0.53 ± 0.9	0	0.35 ± 1.5	0.53 ± 0.9	1.76 ± 1.5 b	0	0.18 ± 0.9
Piangüita	Seca / Dry	22.22 ± 24	0	0.88 ± 3.3	0.35 ± 0.9	2.82 ± 8.1	3.17 ± 12.5	0	0.18 ± 0.9
	Transición / Transition	15.87 ± 2.4	0.18 ± 0.9	0.18 ± 0.9	0	1.06 ± 1.5	0.35 ± 1.8	0	0
	Lluvia / Rainy	31.75 ± 2.4	0.18 ± 0.9	0	0	0.53 ± 1.5	2.47 ± 3.9	0	0.35 ± 1.8
Comba	Seca / Dry	20.63 ± 0.9	0	0.18 ± 0.9	0	0.71 ± 0.9	1.06 ± 1.5	0.35 ± 0.9	0
	Transición / Transition	20.63 ± 7.8	0.53 ± 1.6	0.18 ± 0.9	0.18 ± 0.9	0	1.23 ± 6.4	0.18 ± 0.9	0
	Lluvia / Rainy	25.40 ± 8.1	0	0.18 ± 0.9	0.35 ± 1.5	0.35 ± 1.8	0.88 ± 4.5	0	0.53 ± 0.9
Total		17.46 ± 25.5	0.71 ± 1.1	0.65 ± 1.3	0.82 ± 1.1	2.7 ± 3.5	10.9 ± 20.4	1 ± 2.1	0.6 ± 1.2

**Table 2.** Average density of marine debris (items m<sup>-2</sup>) as a function of the sampled periods and beaches. The results of the post hoc tests (perm-ANOVA pairwise test), when significant differences are found, are denoted by lowercase letters (a, b, and c). Areas with different are significantly different ( $p$  (PERM) < 0.05). Acronyms: PET, polyethylene terephthalate; HDPE, high-density polyethylene; LDPE, low-density polyethylene; PP, polypropylene; EPS, expanded polystyrene.

La densidad total de RM fue de 17.46 ± 25.5 ítems m<sup>-2</sup>, con un peso total promedio de 4.92 ± 16.94 g m<sup>-2</sup>. No se encontraron diferencias significativas entre playas para el peso de los residuos marinos (Tabla S1). No obstante, Comba presentó el mayor peso de residuos (6.51 ± 25.09 g m<sup>-2</sup>), seguido por La Bocana (4.82 ± 10.31 g m<sup>-2</sup>) y finalmente Piangüita (3.42 ± 11.38 g m<sup>-2</sup>). Además, en la época de lluvias el peso de los residuos fue mayor (6.19 ± 22.92 g m<sup>-2</sup>), seguida por la época de transición (4.52 ± 16.02 g m<sup>-2</sup>) y por último la época seca que mostró el valor más bajo (4.04 ± 9.24 g m<sup>-2</sup>). La interacción entre los factores época

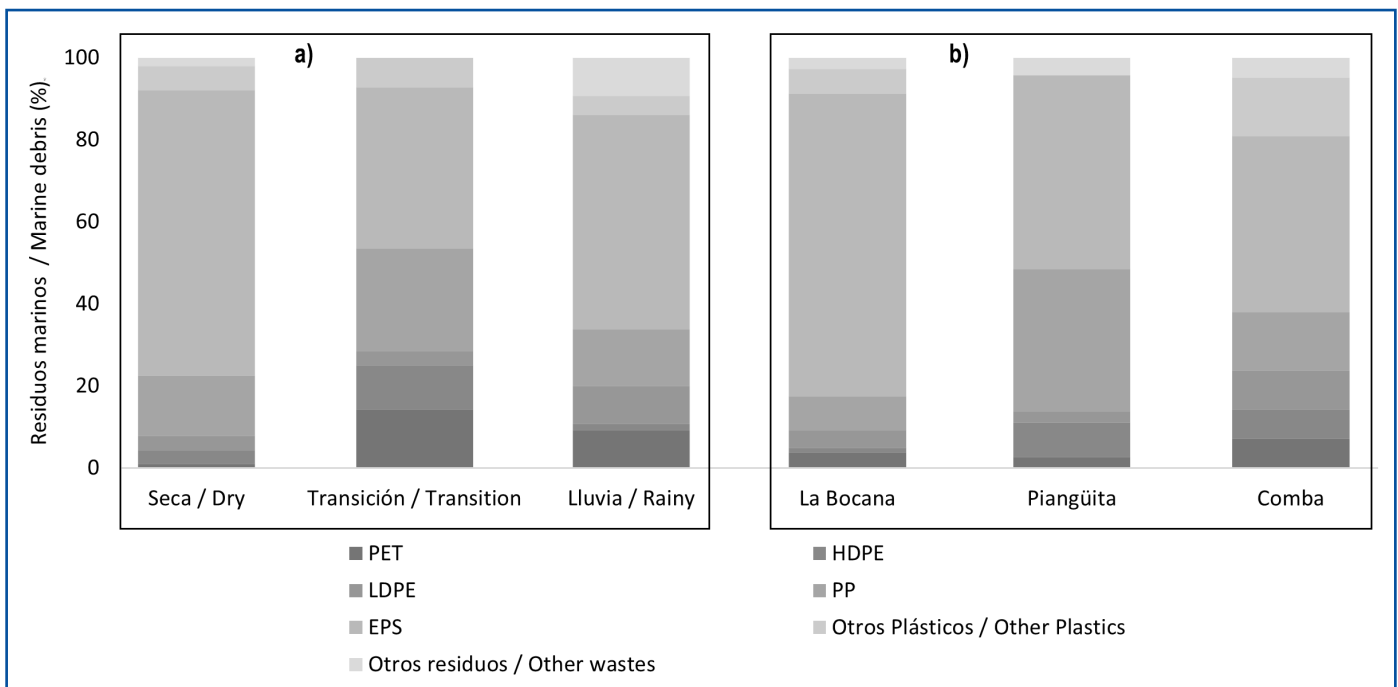
The total MD density was 17.46 ± 25.5 items m<sup>-2</sup>, with an average total weight of 4.92 ± 16.94 g m<sup>-2</sup>. No significant differences were found between beaches for the MD weight (Table S1). Nevertheless, Comba exhibited the largest residues weight (6.51 ± 25.099 g m<sup>-2</sup>), followed by La Bocana (4.82 ± 10.31 g m<sup>-2</sup>) and Piangüita (3.42 ± 11.38 g m<sup>-2</sup>). In addition, during the rainy period, the weight of the residues was higher (6.19 ± 22.92 g m<sup>-2</sup>), followed by the transition period (4.52 ± 16.02 g m<sup>-2</sup>) and the dry period with the lowest value (4.04 ± 9.24 g m<sup>-2</sup>). The interaction between the period and site factors exhibited significant differences

y sitio presentó diferencias significativas en el análisis multivariado ( $p$  (PERM) = 0.0001) (Tabla 2), siendo La Bocana en temporada seca la interacción con mayor densidad de residuos marinos ( $78.84 \text{ ítems m}^{-2}$ ) y La Bocana en temporada de transición fue la de menores valores de densidad ( $2.65 \text{ ítems m}^{-2}$ ).

En la Figura 2 se pudo analizar que el poliestireno expandido (EPS) fue el polímero que tuvo mayor contribución para que se presentaran diferencias entre las tres áreas de estudio (pruebas Simper): La Bocana (73.7 %), Piangüita (47.2 %), Comba (42.9 %) y entre las tres épocas, seca (69.6 %), lluvia (52.3 %) y transición (39.3 %).

in the multivariate analysis ( $p$  (PERM) = 0.0001) (Table 2), with La Bocana during the dry season reporting interaction with the highest MD density ( $78.84 \text{ items m}^{-2}$ ). In addition, during the transition period, this beach showed the lowest density values ( $2.65 \text{ items m}^{-2}$ ).

As shown in Figure 2, it could be determined that expanded polystyrene (EPS) was the polymer with the greatest contribution to the emergence of differences between the three areas of study (Simper tests): La Bocana (73.7 %), Piangüita (47.2 %), and Comba (42.9 %); and between the three periods: dry (69.6 %), rainy (52.3 %), and transition (39.3 %).

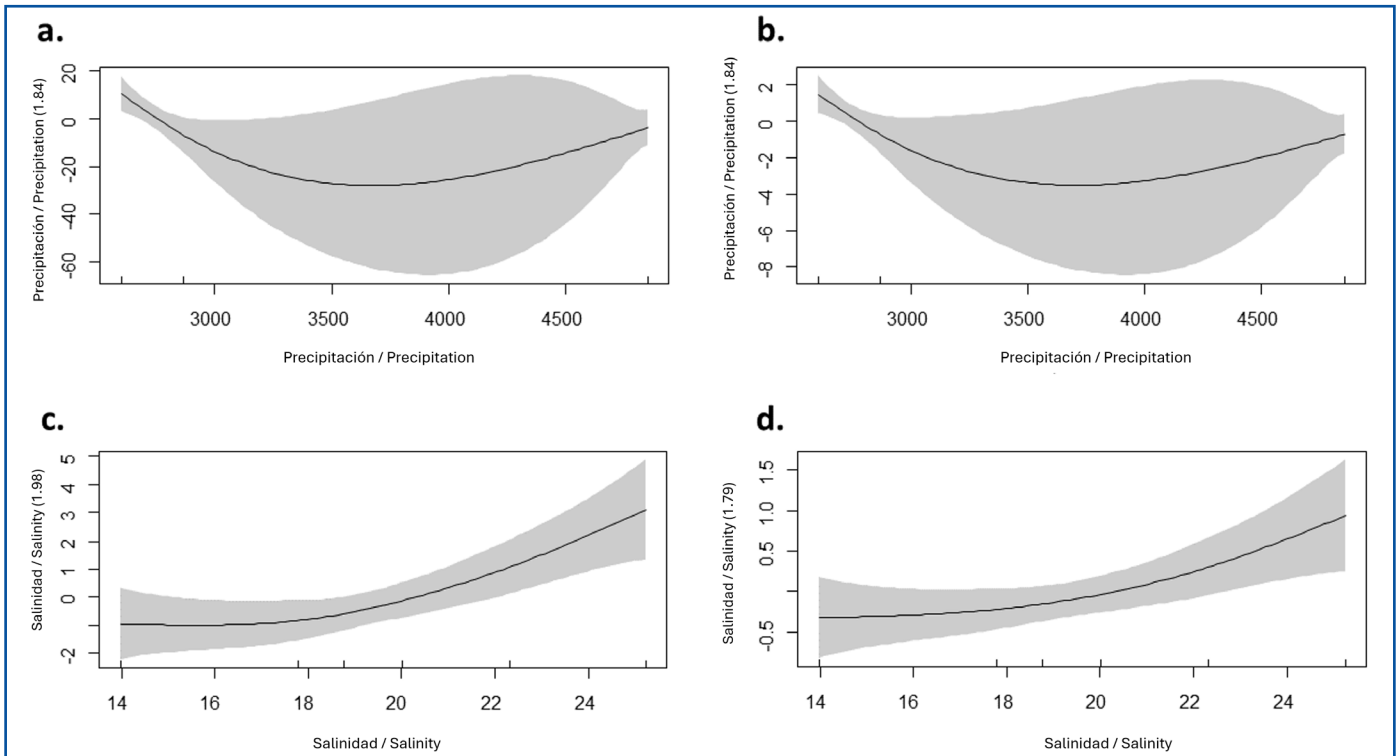


**Figura 2.** Variaciones en la composición de residuos marinos. **a)** Composición de residuos marinos en función de las épocas hidro climáticas; **b)** Composición de residuos marinos en función de las playas estudiadas.

**Figure 2.** Variations in the composition of marine debris. **a)** Composition of marine debris as a function of hydroclimatic epochs; **b)** composition of marine debris as a function of the studied beaches.

La precipitación presentó una correlación significativa no lineal con el total de RM, en la cual se visualiza un aumento en la acumulación al disminuir la precipitación ( $< 3000 \text{ mm}$ ) (Tabla 3, Figura 3a). Así mismo, la precipitación presentó una correlación no lineal con el polipropileno, en la cual se registran las mayores cantidades de este material asociado a precipitaciones bajas ( $< 3000 \text{ mm}$ ) (Tabla 3 y Figura 3b). Por su parte, la salinidad presentó una correlación no lineal con el polipropileno y el polietileno de alta densidad, pudiéndose observar las mayores concentraciones de estos materiales relacionados a salinidades mayores a 20 (Tabla 3, Figuras 3c y 3d).

Precipitation exhibited a significant nonlinear correlation with the total MD; an increase in accumulation was observed as the precipitation increased ( $< 3000 \text{ mm}$ ) (Table 3, Figure 3a). Likewise, precipitation showed a nonlinear correlation with polypropylene, as the largest amounts of this material were seen to be associated with a low precipitation ( $< 3000 \text{ mm}$ ) (Table 3 and Figure 3a). On the other hand, salinity exhibited a nonlinear relationship with polypropylene and high-density polyethylene; the highest concentrations of these materials were seen to be related to salinities above 20 (Table 3, Figures 3c and 3d).



**Figura 3.** Modelos GAM univariados de las correlaciones entre el número de ítems de residuos y variables ambientales. **a)** Precipitación-Total de residuos marinos **b)** Precipitación polipropileno **c)** Salinidad-polipropileno **d)** Salinidad-polietileno de alta densidad. El eje Y muestra los residuos marinos en una función suavizada, relacionada con las variables ambientales evaluadas como salinidad y precipitación. El número en el nombre del eje Y representa el grado del polinomio ajustado por el modelo. Las franjas grises muestran un rango de dos errores estándar.

**Figure 3.** Univariate GAMs of the correlations between the number of waste items and environmental variables. **a)** Precipitation-total marine debris; **b)** precipitation-polypropylene; **c)** salinity-polypropylene; **d)** salinity-high-density polyethylene. The y-axis shows the marine debris in a smoothed function, related to the evaluated environmental variables, *i.e.*, salinity and precipitation. The number in the name of the y-axis represents the degree of the polynomial adjusted by the model. The gray strips show a range of two standard errors.

**Tabla 3.** Correlaciones univariadas entre residuos marinos y las variables ambientales precipitación y salinidad, usando GAM. El edf es el grado del polinomio de la función suavizada.

**Table 3.** Univariate correlations between marine debris and environmental variables (precipitation and salinity), as determined by means of GAMs. edf stands for the degree of the polynomial of the smoothed function.

		edf	R <sup>2</sup> ajustado / Adjusted R <sup>2</sup>	Variación explicada / Explained variance	p-valor / p-value
Total de residuos marinos / Total marine debris	Precipitación / Precipitation	1.88	0.225	28.1 %	0.027
Polipropileno / Polypropylene	Precipitación / Precipitation	1.84	0.209	26.5 %	0.035
Polipropileno / Polypropylene	Salinidad / Salinity	1.98	0.315	36.7 %	0.008
Polietileno de alta densidad / High-density polyethylene	Salinidad / Salinity	1.79	0.201	25.6 %	0.044

Las tres playas de estudio quedaron categorizadas usando los índices CCI y PAI de la siguiente manera, “Extremadamente sucia” y con una “abundancia muy alta” de plásticos, siendo La Bocana la playa con mayores valores de densidad de RM (Tabla 4). Al no encontrar diferencias en los valores del índice para las playas estudiadas, se empleó una adaptación del propuesto por Alkalay et al. (2007) que se puede consultar en el material suplementario.

The three studied beaches were categorized using of the CCI and the PAI as ‘extremely dirty’ and with a ‘very high abundance’ of plastics; with La Bocana being the one with the highest MD density values (Table 4). As no differences in the index values for the studied beaches were found, an adaptation of the proposal by Alkalay et al. (2007) was employed, which may be consulted in the supplementary material.

**Tabla 4.** Clasificación según CCI y PAI a las áreas de estudio.

Sitio / Site	% plástico / % of plastic	% otros residuos / % of other residues	CCI	Tipo CCI / CCI type	PAI	Tipo PAI / PAI type
La Bocana	97.2	2.8	645.5	Extremadamente sucio / Extremely dirty	277.5	Abundancia muy alta / Very high abundance
Piangüita	95.8	4.2	254	Extremadamente sucio / Extremely dirty	131	Abundancia muy alta / Very high abundance
Comba	95.2	4.8	148.1	Extremadamente sucio / Extremely dirty	86.9	Abundancia muy alta / Very high abundance

**Table 4.** CCI and PAI classification of the study areas.

## DISCUSIÓN

Se presentaron variaciones espaciales en la densidad de RM en las playas estudiadas, lo cual puede estar relacionado con la intervención antrópica presente en cada localidad. La Bocana, la playa con mayor número de RM, presenta un asentamiento humano con una población aproximada de 3300 habitantes (Escobar, 2009), en donde se evidencia un manejo inadecuado de los residuos sólidos, debido a que aún se disponen directamente en las playas y cuerpos de agua (Suárez-Manzano y Suárez-Montaño, 2015), lo que fomenta la acumulación de estos residuos a lo largo de la playa. Por su parte, Piangüita es una comunidad pequeña en donde predomina el turismo como la actividad económica más importante, de la que depende gran parte de sus habitantes, quienes se dedican a satisfacer las necesidades de hospedaje, alimentación, transporte, entre otras, de los visitantes (Narváez *et al.*, 2006). Por esta dinámica económica la playa presenta limpiezas periódicas para la comodidad de los turistas reduciendo los residuos presentes en el área.

Por su parte, en Comba la dinámica de acumulación es diferente debido a su geomorfología, al ser una playa pequeña desarrollada entre salientes rocosas y con alta recirculación de agua de mar impulsada por las mareas (Mouret *et al.*, 2020); por ello presenta las menores densidades de RM (Williams y Tudor, 2001). Además, por la poca población asociada, no hay disposición directa de residuos sólidos en esta playa, por lo que los encontrados pueden relacionarse en su mayoría con la dinámica de las corrientes y el transporte de material desde otros puntos.

Se han observado fluctuaciones significativas en la densidad de RM a lo largo de las distintas estaciones del año, destacándose la época seca por presentar la mayor concentración. Esta variación podría atribuirse a las descargas provenientes de los sistemas municipales de aguas pluviales y de los ríos, los cuales presumiblemente tienen un impacto significativo en la acumulación de RM en la bahía

## DISCUSSION

Spatial variations were observed in the MD density of the studied beaches, which may be related to anthropic intervention in each location. La Bocana, the beach with the largest amount of MD, features a human settlement with an approximate population of 3300 inhabitants (Escobar, 2009), where an inadequate management of solid waste was observed; residues were disposed of directly on the beaches and into the bodies of water (Suárez-Manzano and Suárez-Montaño, 2015), promoting their accumulation along the beach. In addition, Piangüita is a small community where tourism predominates as the most important economic activity, on which a great deal of its inhabitants depends, who are dedicated to meeting visitors' lodging, dining, and transport needs, among others (Narváez *et al.*, 2006). Owing to these dynamics, the beach undergoes periodical cleaning aimed at the tourists' comfort, thereby reducing the residues present in the area.

On the other hand, in Comba, the accumulation dynamics are different due to its geomorphology, as it is a small beach formed between rocky outcrops that features a tide-driven high water recirculation (Mouret *et al.*, 2020). Therefore, this beach exhibits the lowest MD densities (Williams and Tudor, 2001). Moreover, given the low population associated with this beach, there is no direct disposal of solid waste, which is why the residues found can be mostly attributed to current dynamics and the transport of materials from other locations.

Significant MD density fluctuations have been observed throughout the different seasons of the year, where the dry period stands out for exhibiting the highest concentration. This variation could be attributed to discharges from municipal storm water systems and rivers, which may have a significant impact on the accumulation of MD in the bay (Pasternak *et al.*, 2021). It is important to point out that the Dagua and Anchicayá Rivers, as

(Pasternak *et al.*, 2021). Es importante señalar que los ríos Dagua y Anchicayá, como afluentes principales, desempeñan posiblemente un papel crucial como vías de ingreso de estos residuos a la bahía (Salazar *et al.*, 2022). Además, el aumento de las precipitaciones puede facilitar la entrada de nuevos residuos al reactivar y arrastrar aquellos acumulados en las cuencas de los ríos, permitiendo su transporte hacia la zona externa del estuario (Ryan, 2020). Durante la temporada seca la disminución del caudal de los ríos reduce la dispersión y el lavado de los RM, lo que a su vez propicia su retención en las zonas costeras, posiblemente explicando las concentraciones más elevadas observadas en dicho período (Kataoka *et al.*, 2015; Lechthaler *et al.*, 2020).

Lo anterior también se evidenció en playas de Costa Rica, donde la menor cantidad de lluvia disminuyó el arrastre de los RM (Damian *et al.*, 2022) y aumentó su acumulación en la costa. Por otro lado, debido al incremento de la acción del oleaje y la inundación en épocas de mayor precipitación, las mareas limpian las playas movilizándolo fuera de ella o empujando los RM más arriba facilitando su almacenaje en las dunas (zona supramareal), lo que disminuye la concentración de RM en el intermareal de la playa en época de lluvia (Golik y Gertner, 1992; Thornton y Jackson, 1998; Smith y Markic, 2013; Thiel *et al.*, 2013). Además, la influencia de los ríos facilita la acumulación de RM como en playas evaluadas en Ecuador (Salazar *et al.*, 2022).

Por su parte, en los materiales el plástico fue el predominante (96.6 %), registrándose proporciones similares a las halladas en Senegal (97.62 %) (Tavares *et al.*, 2020), a lo largo del norte del golfo de México (93 %) (Wessel *et al.*, 2019), en playas del Caribe central colombiano (88.9 %) (Rangel-Buitrago *et al.*, 2020) y en el Pacífico en playas de Ecuador (Salazar *et al.*, 2022). Esto puede deberse al nivel de uso de plástico en el país (24 kg per cápita por año), de los cuales aproximadamente 56 % son de un solo uso (Greenpeace, 2018), que al ser dispuestos de forma inadecuada facilitan su llegada a los ecosistemas costeros, impactándolos de manera directa (Lechthaler *et al.*, 2020). Con relación a los polímeros, el poliestireno expandido (EPS) fue el más común en las diferentes playas y épocas del estudio, lo que se puede deber a su baja densidad (0.015 - 0.050 g/ml) y a ser hidrofóbico, poroso y portador de cargas (Xie *et al.*, 2021), lo que facilita su flotabilidad y su transporte en la superficie del agua de mar, para finalmente acumularse en las zonas intermareales (Zhang, 2017); además se ha registrado como un elemento importante de los RM en todas las

the main tributaries, may play a crucial role as entry pathways for these residues into the bay (Salazar *et al.*, 2022). Moreover, increased precipitation may facilitate the entry of new residues by activating and dragging those accumulated in the river basins, enabling their transport to the outer zone of the estuary (Ryan, 2020). During the dry season, the decreased flow of the rivers reduces the dispersion and washing away of the MD, which in turn promotes its retention in coastal zones, likely explaining the higher concentrations recorded during said period (Kataoka *et al.*, 2015; Lechthaler *et al.*, 2020).

The above was also evidenced in Costa Rican beaches, where the lower rainfall reduced the removal of MD (Damian *et al.*, 2022) and increased its accumulation on the coast. On the other hand, given the increase in the action of the waves and flooding during periods of higher precipitation, the tides clean the beaches, moving the MD outside them or pushing it further up, facilitating its storage in dunes (supralittoral zone), thereby reducing the concentration of MD in the intertidal zone during rainy seasons (Golik and Gertner, 1992; Thornton and Jackson, 1998; Smith and Markic, 2013; Thiel *et al.*, 2013). Moreover, the influence of rivers facilitates the accumulation of MD, as was the case with beaches studied in Ecuador (Salazar *et al.*, 2022).

On the other hand, among the recorded materials, plastic was predominant, with proportions similar to those found in Senegal (97.62 %) (Tavares *et al.*, 2020), along the north of the Gulf of Mexico (93 %) (Wessel *et al.*, 2019), in beaches of the central Colombian Caribbean (88.9 %) (Rangel-Buitrago *et al.*, 2020), and in the Pacific, on beaches of Ecuador (Salazar *et al.*, 2022). This may be due to the use of plastic in the country (24 kg per capita every year), with single-use plastics accounting for approximately 56 % (Greenpeace, 2018). Inadequate disposal facilitates the arrival of these plastics to coastal ecosystems, impacting them directly (Lechthaler *et al.*, 2020). As for polymers, expanded polystyrene (EPS) was the most common in the different beaches and periods studied, which may be due to its low density (0.015 - 0.050 g/ml) and its hydrophobic, porous, and load-bearing nature (Xie *et al.*, 2021), which facilitates its floatability and transport on the seawater surface, leading to its accumulation in intertidal zones (Zhang, 2017). In addition, it has been recorded as an important element in MD of all size classes, including micro- (1-5 mm), meso- (5-25 mm), and macro-residues (> 25 mm) (Rani *et al.*, 2014).

clases de tamaño, incluidas los micro (1 a 5 mm), meso (5 a 25 mm) y macro residuos (> 25 mm) (Rani *et al.*, 2014).

Las correlaciones encontradas entre la precipitación, el polipropileno y el total de RM, se podrían explicar por medio del aumento en el régimen de lluvias el cual puede tener un gran impacto en la acumulación debido a la intensificación del viento, el oleaje y la esorrentía (Smith y Markic, 2013). Sin embargo, esta acumulación es temporal, porque en la temporada de lluvias los residuos acumulados anteriormente pueden ser lavados por el agua de lluvia y la marea y ser depositados de nuevo en el estuario (Kurniawan e Imron, 2019). De modo que se presentan mayores cantidades de polipropileno y el total de RM a precipitaciones bajas (< 3000 mm).

Por otro lado, las correlaciones encontradas entre la salinidad, el polipropileno y el polietileno de alta densidad se podrían deber a la reducción del régimen de lluvias y la esorrentía, lo que incrementa la salinidad (Vijith *et al.*, 2009) y la densidad del agua (Browne *et al.*, 2010). Se favorece así la flotabilidad de estos polímeros que tienen una densidad baja (0.89 - 0.91 g/ml y 0.941 - 0.965 g/ml respectivamente) y flotabilidad alta; por tanto, perduran de forma semipermanente en el medio marino (Nakatani *et al.*, 2021). Puesto que los estuarios son entornos físicos que cambian con relativa rapidez en términos de salinidad (Bakir *et al.*, 2014), también se pueden presentar cambios en el transporte y deposición de residuos en las playas.

Al comparar las concentraciones de RM en playas del estuario de la bahía de Buenaventura (Comba  $7.41 \pm 5.72$  ítems/ m<sup>2</sup>, Pianguita  $12.7 \pm 14.26$  ítems/ m<sup>2</sup> y La Bocana  $32.28 \pm 38.69$  ítems/ m<sup>2</sup>) con las densidades registradas en otras zonas costeras, estas presentan un valor mucho mayor en la densidad de RM comparado con playas del sur de Bali en Indonesia ( $0.356 \pm 0.366$  ítems/ m<sup>2</sup>) (Suteja *et al.*, 2021), playas urbanas en la isla de Palawan en Filipinas ( $2.61$  ítems/ m<sup>2</sup>) (Sajorne *et al.*, 2021) y en playas de Ecuador ( $1.95$  ítems/ m<sup>2</sup>) (Salazar *et al.*, 2022). También en el ámbito nacional los valores del área de estudio superan las cantidades encontradas en playas cercanas a Bocas de Ceniza ( $3.6 \pm 4.5$  ítems/ m<sup>2</sup>) (Rangel-Buitrago *et al.*, 2020) y en las ubicadas en zonas urbanas en Santa Marta ( $11 \pm 11$  ítems/ m<sup>2</sup>) (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020). Por esto se podría sugerir que las playas de Buenaventura tienen un nivel de contaminación alto, relacionado con la cantidad de población asociada y el manejo inadecuado de los residuos, debido a la carencia de sistemas para su correcta disposición y por la ausencia de educación ambiental (Suárez-Manzano y Suárez-Montaño, 2015).

The correlations found between precipitation, polypropylene, and the total MD could be explained by the increase in the rainfall regime, which may significantly impact accumulation due to wind, waves, and runoff intensification (Smith and Markic, 2013). However, this accumulation is temporary, given that, during the rainy season, previously accumulated residues may be washed away by rainwater and the tides, being deposited once again in the estuary (Kurniawan and Imron, 2019). This leads to higher amounts of polypropylene and total MD in the face of low precipitations (< 3000 mm).

The correlations found between salinity, polypropylene, and high-density polyethylene may be due to the rainfall regime and runoff, which increases the salinity (Vijith *et al.*, 2009) and density of water (Browne *et al.*, 2010). This favors the floatability of these polymers, which have low density (0.89 - 0.91 and 0.941 - 0.965 g/ml, respectively) and high floatability; therefore, they linger semi-permanently in marine environments (Nakatani *et al.*, 2021). As estuaries are physical environments that change relatively quickly in terms of salinity (Bakir *et al.*, 2014), changes in the transport and disposal of residues on beaches may also take place.

When comparing the MD concentration of the beaches in the Buenaventura Bay estuary (Comba:  $7.41 \pm 5.72$  items/m<sup>2</sup>; Pianguita:  $12.7 \pm 14.26$  items/m<sup>2</sup>; and La Bocana:  $32.28 \pm 38.69$  items/m<sup>2</sup>) against the densities recorded in other coastal areas, the former show much higher MD density values than the beaches of southern Bali in Indonesia ( $0.356 \pm 0.366$  items/m<sup>2</sup>) (Suteja *et al.*, 2021), the urban beaches of Palawan Island in the Philippines ( $2.61$  items/m<sup>2</sup>) (Sajorne *et al.*, 2021), and beaches in Ecuador ( $1.95$  items/m<sup>2</sup>) (Salazar *et al.*, 2022). In addition, at the national level, the values for the study area exceed the amounts found on beaches close to Bocas de Ceniza ( $3.6 \pm 4.5$  items/m<sup>2</sup>) (Rangel-Buitrago *et al.*, 2020) and on those located in urban areas of Santa Marta ( $11 \pm 11$  items/m<sup>2</sup>) (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2020). According to this, it could be suggested that the beaches of Buenaventura have a high pollution level that is related to the associated population and inadequate waste management, given the lack of systems for correct disposal as well as of environmental education (Suárez-Manzano and Suárez-Montaño, 2015).

The values obtained for the CCI (Table 5) are comparable to those of other places in which it was applied. In Puerto Princesa, Palawan, Philippines, 47.6 % of the sampled beaches are 'extremely dirty' due to the occupation of the island's eastern

Los valores obtenidos por medio del Índice de Costa Limpia (**Tabla 5**) son comparables con otros lugares donde fue aplicado. En Puerto Princesa en Palawan, Filipinas, 47.6 % playas muestreadas se encuentran “Extremadamente sucias” esto debido a la ocupación de residentes en la costa oriental de la isla (91.8 %) por lo que a mayor número de habitantes mayor es la contaminación debido al consumo de productos; además una de las localidades muestreadas se encuentra con el índice más alto (111.25) entre las estudiadas debido a las viviendas informales establecidas (*Sajome et al., 2021*). En playas en el estado de Santa Catarina, Brasil, 28 % de las áreas estudiadas se categorizaron como “Extremadamente sucias”: esto es probablemente explicado por la intensa actividad turística y el nivel de urbanización; además, las playas que presentaban una mayor conservación (28 %) se debía a su menor tamaño (*Marin et al., 2019*). En playas ecuatorianas se evidencian dos “extremadamente sucias” 67.0 para Varadero, 43.1 para Delfín y “moderada” 6.8 para bahía Muyuyo, debido al mal manejo de residuos sólidos municipales y la influencia de actividades pesqueras (*Salazar et al., 2022*).

A nivel nacional, en la región del Caribe colombiano, se observa un aumento significativo en el grado de contaminación de las playas. De un total de veinticinco evaluadas, veinte de ellas se encuentran clasificadas como “Extremadamente sucias”. Este fenómeno podría atribuirse a varias razones, incluyendo la tipología de estas playas, ya que la mayoría de ellas son remotas y, por lo tanto, carecen de operaciones regulares de limpieza. Además, la influencia de las cuencas hidrográficas, como la del río Magdalena y el mar Caribe, desempeña un papel importante al transportar residuos hacia estas playas costeras. Es importante destacar que las dunas, en lugar de cumplir su función natural, a menudo son utilizadas por los habitantes locales como “contenedores de residuos” (*Rangel-Buitrago et al., 2020*), lo que agrava aún más la problemática de contaminación.

Finalmente, al realizar la comparación entre los resultados obtenidos y el índice de abundancia de plástico en otras áreas de estudio se evidencia sobre todo una mayor acumulación de estos residuos plásticos en las playas de la bahía de Buenaventura. Tal es el caso del golfo de Nicoya, donde 50 % de los sitios muestreados registran una “abundancia muy alta” de plásticos, siendo el aporte de los ríos y la disposición inadecuada de los residuos por parte de la comunidad y turistas, las posibles razones de la alta concentración de plásticos en las playas arenosas de Costa Rica (*Sibaja-Cordero y Gómez-Ramírez, 2022*). Un área

coast by residents (91.8 %); the larger the number of inhabitants, the higher the pollution due the consumption of products. In addition, one of the sampled localities reports the highest index (111.25) among those studied, due to the established informal housing (*Sajorne et al., 2021*). In beaches of the state of Santa Catarina, Brazil, 28 % of the studied areas were categorized as ‘extremely dirty’, which is likely caused by intense touristic activity and urbanization levels. Moreover, the higher conservation reported by some beaches (28 %) was due to their smaller size (*Marin et al., 2019*). As for the Ecuadorian beaches, two were ‘extremely dirty’: 67.0 for Varadero and 43.1 for Delfín. In addition, Muyuyo Bay was reported as ‘moderate’ (6.8). This is due to the inadequate management of municipal solid waste and the influence of fishing activities (*Salazar et al., 2022*).

At the national level, in the Colombian Caribbean Region, a significant increase in beach pollution levels is observed. Out of a total of 25 beaches evaluated, 20 have been classified as ‘extremely dirty’. This phenomenon can be attributed to several reasons, including the typology of said beaches, since most of them are remote and therefore lack regular cleaning operations. In addition, the influence of hydrological basins such as those of the Magdalena River and the Caribbean Sea plays an important role, as they transport residues to these beaches. It is worth highlighting that dunes, instead of fulfilling their natural function, are often used by local inhabitants as ‘waste containers’ (*Rangel-Buitrago et al., 2020*), which further complicates pollution issues.

Finally, when comparing the results obtained and the PAIs for other study areas, above all, a greater accumulation of plastic waste is evidenced on the beaches of Buenaventura Bay. Such is the case of the Gulf of Nicoya, where 50 % of the sampled sites report a ‘very high abundance’ of plastics, with the contribution of rivers and inadequate waste disposal by communities and tourists being the likely reasons for the high concentration of plastics on the sandy beaches of Costa Rica (*Sibaja-Cordero and Gómez-Ramírez, 2022*). A protected marine area in Italy was classified as having a ‘high abundance’ of plastics, which are mainly related to residues from bathers and to those thrown or deposited along the basin (*Rizzo et al., 2021*). On beaches of the Moroccan Mediterranean, a ‘very high abundance’ was found, evidencing a summer increase due to the tourist season (*Schwarz et al., 2023*). At the national level, the beaches of the Colombian central Caribbean exhibited a ‘very high abundance’



marina protegida en Italia fue catalogada con “alta abundancia” de plásticos, los cuales están relacionados principalmente con residuos de bañistas y los arrojados o depositados a lo largo de la cuenca (Rizzo *et al.*, 2021); en playas del Mediterráneo marroquí se encontró una “abundancia muy alta” evidenciándose un aumento durante el verano por temporada de turistas (Schwarz *et al.*, 2023). En el ámbito nacional, playas del Caribe central colombiano presentaron en 75 % de las áreas evaluadas una “abundancia muy alta” de plástico, lo que puede deberse a que la mayoría de los residuos sólidos de municipios ubicados a lo largo de la cuenca del río Magdalena son vertidos en el mismo y terminan en playas del Caribe (Rangel-Buitrago *et al.*, 2021).

## CONCLUSIONES

Esta investigación es un panorama general del estado de la contaminación por residuos marinos en playas de la bahía de Buenaventura. Se encontró una densidad promedio general de  $17.46 \pm 25.5$  ítems/m<sup>2</sup> y  $32.8 \pm 11.3$  g/m<sup>2</sup>; la acumulación de RM fue significativamente mayor durante la época seca ( $35.98 \pm 38.2$  ítems m<sup>2</sup>) que en las de transición y lluvias, debido a la disminución de la escorrentía lo que reduce el lavado de los residuos marinos y facilita su acumulación en las zonas costeras. Adicionalmente, la mayor densidad de RM se presentó en la zona intermareal de La Bocana ( $32.28 \pm 38.7$  ítems/ m<sup>2</sup>), dado principalmente a que presenta mayor densidad de población en comparación a las otras playas evaluadas. El plástico fue el material predominante, siendo el poliestireno expandido el polímero con mayor abundancia en cada época y sitio muestreado, puesto que es ampliamente utilizado y su densidad facilita su flotabilidad. Finalmente, las áreas de estudio presentan una zona intermareal extremadamente sucia y con una alta abundancia de plástico siendo La Bocana, la playa donde se presenta con mayor severidad esta condición. Una de las posibles causas de la situación encontrada es el manejo inadecuado de los residuos debido a la carencia de sistemas para su correcta disposición y por la ausencia de educación ambiental. Estos resultados subrayan la necesidad de acciones concretas para abordar la contaminación por RM en la bahía de Buenaventura y promover prácticas más sostenibles en la región.

Se debe señalar que los resultados de esta investigación podrían mejorar con la realización de pruebas químicas que permitan la identificación de los polímeros que conforman los plásticos

de plástico en 75 % de las áreas evaluadas. This may be due to the fact that most of the solid waste from the municipalities located along the Magdalena basin is discharged into the river, which ends up in Caribbean beaches (Rangel-Buitrago *et al.*, 2021).

## CONCLUSION

This research provides an overview of the state of pollution by marine debris on beaches of Buenaventura Bay. An average general density of  $17.46 \pm 25.5$  items/m<sup>2</sup> and  $32.8 \pm 11.3$  g/m<sup>2</sup> was found. The accumulation of MD was significantly higher during the rainy season ( $35.98 \pm 38.2$  items m<sup>2</sup>) than in the transition and rainy periods due to decreased runoff, which reduces the washing away of MD and facilitates its accumulation in coastal areas. In addition, the highest MD density was recorded in the intertidal zone of La Bocana ( $32.28 \pm 38.7$  items/m<sup>2</sup>), which is mainly due to its higher population density in comparison with the other beaches evaluated. Plastic was the predominant material, with expanded polystyrene exhibiting the greatest abundance in every season and sampled site, as it is a widely used material and its density facilitates its floatability. Finally, the studied areas report extremely dirty intertidal zones with a high abundance of plastic. This issue is most severe on La Bocana beach. One of the possible causes of this situation is the inadequate management of residues, given the lack of systems for correct disposal as well as of environmental education. These results underscore the need for concrete action to address pollution by MD in Buenaventura Bay and promote more sustainable practices in the region.

It should be pointed out that the results of this research could be improved by conducting chemical tests that allow identifying the polymers that make up the plastics found, as the methodology employed has limitations related to its accuracy, especially when dealing with mixtures of several polymers. In addition, the discussion of the results could be improved with quantitative information on the production and collection of waste on the studied beaches and its potential sources.

The results obtained may serve as a starting point for the comprehensive monitoring of MD along the beaches of the Colombian Pacific. In addition, it is crucial to investigate the sources and dynamics of MD while relating environmental variables in other environments such as rivers, mangroves, or marine bottoms with regard to fishing and industrial practices.

encontrados, ya que la metodología empleada tiene limitaciones en cuanto a su exactitud, especialmente cuando se trata de mezclas de varios polímeros. Adicionalmente, se podría mejorar la discusión de los resultados con información cuantitativa de la producción, recolección de residuos en las playas estudiadas y posibles fuentes.

Los resultados obtenidos pueden servir como punto de partida para un seguimiento exhaustivo a los RM a lo largo de playas del Pacífico colombiano. Además, es crucial investigar las fuentes y dinámicas de los RM, relacionando variables ambientales en otros entornos como ríos, manglares o fondos marinos relacionado las prácticas pesqueras e industriales. Asimismo, es de suma importancia identificar nuevas metodologías para analizar los tipos de polímeros plásticos presentes en estos residuos relacionado a las prácticas pesqueras.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia por financiar esta investigación a través del proyecto “Fortalecimiento a la investigación sobre ecosistemas costeros del Valle del Cauca” código Hermes 60100 y al grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo en campo y laboratorio.

Likewise, it is paramount to identify new methodologies for analyzing the plastic polymer types present in these residues.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Universidad Nacional de Colombia for funding this research through the project titled *Strengthening research on coastal ecosystems in Valle del Cauca*, with Hermes code 60100. They also thank the Water Ecology and Pollution research group for their support in the field and the laboratory.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Abude, R. R. S., M. Augusto, R.S. Cardoso and T. M. B. Cabrini. 2021. Spatiotemporal variability of solid waste on sandy beaches with different access restrictions. *Mar. Pollut. Bull.*, 171: 1-11.
- Adnan, F. A. F., R. Kilip, D. Keniin and C. Payus. 2015. Classification and quantification of marine debris at Teluk Likas, Sabah. *Borneo Science*, 36(1): 44–50.
- Alkalay, R., G. Pasternak and A. Zask. 2007. Clean-coast index-A new approach for beach cleanliness assessment. *Ocean. Coast. Manag.*, 50: 352–362.
- ASTM. 2013. Guiding the plastics recycling value chain. ASTM D7611, 4. <https://www.kleertech.com/wp-content/uploads/2019/11/ASTM-7611-13.pdf>
- Bakir, A., S.J.Rowland and R.C.Thompson. 2014. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 140: 14–21.
- Ballance, A., P.G.Ryan and J.K. Turpie. 2000. How much is a clean beach worth? The impact of litter on beach users in the Cape Peninsula, South Africa. *S. Afr. J. Sci.*, 96: 210–213.
- Barnett, S., R.Evans, B.Quintana, A.Miliou and G.Pietrolungo. 2021. An environmentally friendly method for the identification of microplastics using density analysis. *Environ. Toxicol. Chem.*, 40: 3299-3305.
- Browne, M. A., T.S.Galloway and R.C.Thompson. 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environ. Sci.Technol.*, 44(9): 3404–3409.
- Cámara de Comercio de Buenaventura. 2020. Balance 2020 Sector turístico de Buenaventura. [https://www.ccbun.org/images/multimedia/20201231\\_informe\\_no\\_05\\_balance\\_2020\\_sector\\_turistico\\_de\\_buenaventura.pdf](https://www.ccbun.org/images/multimedia/20201231_informe_no_05_balance_2020_sector_turistico_de_buenaventura.pdf)
- Cantera, J. R. and J.F.Blanco. 2001. The estuary ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, 144: 265–280.
- Castro-Jiménez, J., D. González-Fernández, M. Fournier, N. Schmidt and R. Sempéré. 2019. Macro-litter in surface waters from the Rhone River: Plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 146: 60–66.
- Damian, M., A. Harris, J.Aussage and G.S. Fraser. 2022. Seasonal deposition of marine debris on an important marine turtle nesting beach in Costa Rica. *Mar. Pollut. Bull.*, 177: 113525.
- Day, J. W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp and A.Yáñez-Arancibia. 2013. Estuarine ecology. In *Estuarine Ecology*, 66: 1987-1988.
- Derraik, J. G. B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 44: 842–852.
- Duque, G., D.E. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2020. Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Envi. Sci. Pollut. Res.*, 27: 25740–25753.
- Duque, G., D.E. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2022. Influence of water quality on the macroinvertebrate community in a tropical estuary (Buenaventura Bay). *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 8: 796–812.

- Elías, R. 2015. Mar del plástico: una revisión del plástico en el mar. *Rev. Invest. Desarr. Pesq.*, 27: 83–105.
- Escobar, A. M. 2009. Terminal turístico y productivo para el desarrollo sostenible en La Bocana. Tesis Arq., Univ. Javeriana, Bogotá. 37 p.
- Farias, E. G., P.R. Preichardt and D.V. Dantas. 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environ. Sci. Poll. Res.*, 25: 16246-16253.
- Gamboa-García, D. E., G. Duque y P. Cogua. 2018. Dinámica de la estructura y composición de macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales en la bahía de Buenaventura. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 47: 67–83.
- Garcés-Ordoñez, O., V.A. Castillo-Olaya, R. Rueda, M.A. Ríos, M. Bayona, F. Molina y M.I. Escobar. 2017. Diagnóstico de residuos microplásticos en las zonas marinas de Colombia. *Invemar y MinAmbiente, Formulación de lineamientos, medidas de conservación, manejo y uso de ecosistemas marinos y costeros, con la intención de apoyar acciones de fortalecimiento en la gestión ambiental de las zonas costeras de Colombia*, 108-166.
- Garcés-Ordóñez, O., V.A. Castillo-Olaya, A.F. Granados-Briceño, L.M. Blandón García and L.F. Espinosa Díaz. 2019. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.*, 145: 455–462.
- Garcés-Ordóñez, O., L.F. Espinosa Díaz, R. Pereira Cardoso and M. Costa Muniz. 2020. The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.*, 160: 111558.
- Golik, A. and Y. Gertner. 1992. Litter on the Israeli coastline. *Mar. Environ. Res.*, 33: 1–15.
- Greenpeace. 2018. Colombia, mejor sin plástico. Campaña plásticos. [http://greenpeace.co/pdf/reporte\\_plasticos.pdf](http://greenpeace.co/pdf/reporte_plasticos.pdf)
- Guzmán, D., J.F. Ruizy M. Cadena. 2014. Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través análisis de componentes principales (ACP) *Ideam*, 1–55.
- Jambeck, J. R., R. Geyer, C. Wilcox, T.R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan and K.L. Law. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Mar. Pollut.*, 347: 768–770.
- Jang, Y. C., S. Hong, J. Lee, M.J. Lee and W.J. Shim. 2014. Estimation of lost tourism revenue in Geoje Island from the 2011 marine debris pollution event in South Korea. *Mar. Pollut. Bull.*, 81: 49–54.
- Jeyasanta, K. I., N. Sathish, J. Patterson and J.K.P. Edward. 2020. Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Mar. Pollut. Bull.*, 154: 111055.
- Kataoka, T., H. Hinata and S. Kato. 2015. Backwash process of marine macroplastics from a beach by nearshore currents around a submerged breakwater. *Mar. Pollut. Bull.*, 101: 539–548.
- Kurniawan, S. B. and M.F. Imron. 2019. Environmental technology and innovation seasonal variation of plastic debris accumulation in the estuary of Wonorejo River, Surabaya, Indonesia. *Environ. Technol. Innov.*, 16: 100490.
- Lebreton, L. C. M., J. Van Der Zwet, J.W. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady and J. Reisser. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Comm.*, 8: 1–10.
- Lechthaler, S., K. Waldschläger, G. Stauch and H. Schüttrumpf. 2020. The way of macroplastic through the environment. *Environments*, 7: 73.
- Lehtiniemi, M., S. Hartikainen, P. Näkki, J. Engström-Öst, A. Koistinen and O. Setälä. 2018. Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. *Food Webs*, 16: 6.
- Lippiatt, S., S. Opfer and C. Arthur. 2013. Marine debris monitoring and assessment: Recommendations for monitoring debris trends in the marine environment. *NOAA Techn. Mem.*, 46: 88.
- Marin, C. B., H. Niero, I. Zinnke, M.A. Pellizzetti, P.H. Santos, A.C. Rudolf, M. Beltrão, D de S. Waltrick and M. Polette. 2019. Marine debris and pollution indexes on the beaches of Santa Catarina State, Brazil. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 31: 100771.
- Martínez, Ó. D., A.E. Molina y G. Duque. 2019. Influencia de la materia orgánica en la abundancia de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Ciencias del Mar Una Mirada desde la Universidad Nacional de Colombia.*, 139–164.
- Mendoza-González, G., M.L. Martínez, D. Lithgow, O. Pérez-Maqueo and P. Simonin. 2012. Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. *Ecol. Econ.*, 82: 23–32.
- MinTrabajo y PNUD. 2013. Perfil productivo municipio Buenaventura. Ministerio de Trabajo, 114 p. [https://issuu.com/pnudcol/docs/perfil\\_productivo\\_municipio\\_buenave](https://issuu.com/pnudcol/docs/perfil_productivo_municipio_buenave)
- Molina, A., G. Duque and P. Cogua. 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar. Biodivers.*, 50: 1–13.
- Molina, A., G. Duque and P. Cogua. 2023. Effect of environmental variables on mercury accumulation in sediments of an anthropogenically impacted tropical estuary (Buenaventura Bay, Colombian Pacific). *Environ. Monit. Assess.*, 195(11): 1–17.
- Mouret, A., C. Charbonnier, P. Lacroart, E. Metzger, H. Howa, B. Deflandre, L. Deirmendjian and P. Anschutz. 2020. Biogeochemistry in an intertidal pocket beach. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 243: 106920.
- Nakatani, H., T. Muraoka, Y. Ohshima and S. Motokucho. 2021. Difference in polypropylene fragmentation mechanism between marine and terrestrial regions. *SN. Appl. Sci.*, 3:773
- Narváez, A., F.J. Sánchez y G.G. Pinzón. 2006. 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. Tesis Adm. Amb., Univ. Aut. Occidente, Cali. 128 p.
- Ocean Conservancy. 2022. The impact of fishing gear as a source of marine plastic pollution. *Ocean conservancy.*, 8p. [https://oceanconservancy.org/wp-content/uploads/2022/06/UNEAA5.2\\_GGGI.pdf](https://oceanconservancy.org/wp-content/uploads/2022/06/UNEAA5.2_GGGI.pdf)
- Ospar. 2010. Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the Ospar Maritime Area. *Ospar Commission*, 1: 1- 84.
- Otero Díaz, 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. *Bol. Cient. CCCP*, 12: 9–21.
- Pasternak, G., C.A. Ribic, E. Spanier and D. Zviely. 2021. Stormwater systems as a source of marine debris: a case study from the Mediterranean coast of Israel. *J. Coast. Conserv.*, 25: 1–9.
- Plastics Europe. 2022. Plastics – the Facts 2022. *Plastic Europe.*, 84 p. <https://plasticseurope.org/es/knowledge-hub/plasticos-situacion-en-2022/>.
- PNUMA. 2009. Marine litter: A global challenge marine litter : Nairobi Unep. 232 p.
- Rangel-Buitrago, N., J.D. Castro-Barros, C. A. Gracia, J.D.V. Villadiego and A.T. Williams. 2018. Litter impacts on beach/dune systems along the Atlantic Department, the Caribbean coastline of Colombia. *Mar. Pollut. Bull.*, 137: 35–44.

- Rangel-Buitrago, N., A. Vélez Mendoza, E. Mantilla-Barbosa, H. Arroyo-Olarte, V.A. Arana, J. Trilleras, A. Gracia C., W.J. Neal and A.T. Williams. 2021. Plastic pollution on the Colombian central Caribbean beaches. *Mar. Pollut. Bull.*, 162: 111837.
- Rangel-Buitrago, N., A. Vélez-Mendoza, A. Gracia C. and W.J. Neal. 2020. The impact of anthropogenic litter on Colombia's central Caribbean beaches. *Mar. Pollut. Bull.*, 152: 110909.
- Rani, M., W.J. Shim, G.M. Han, M. Jang, Y.K. Song and S.H. Hong. 2014. Hexabromocyclododecane in polystyrene based consumer products: An evidence of unregulated use. *Chemosphere*, 110: 111–119.
- Richardson, K., C. Wilcox, J. Vince and B.D. Hardesty. 2021. Challenges and misperceptions around global fishing gear loss estimates. *Mar. Pol.*, 129, 104522.
- Rizzo, A., N. Rangel-Buitrago, A. Impedovo, G. Mastronuzzi, G. Scardino and G. Scicchitano. 2021. A rapid assessment of litter magnitudes and impacts along the Torre Guaceto marine protected area (Brindisi, Italy). *Mar. Poll. Bull.*, 173, 112987.
- Ryan, P. G. 2020. The transport and fate of marine plastics in South Africa and adjacent oceans. *S. Afr. J. Sci.*, 116: 1–9.
- Sajorne, R. E., H.P. Bacosa, G.D.B. Cayabo, L.B. Ardines, J.D.C. Sumeldan, J.M. Omar and L.A. Creencia. 2021. Plastic litter pollution along sandy beaches in Puerto Princesa, Palawan Island, Philippines. *Mar. Pollut. Bull.*, 169: 112520.
- Salazar, J. A., R. González, A.L. Navarrete, P. Calle, J.J. Alava and G.A. Domínguez. 2022. A temporal assessment of anthropogenic marine debris on sandy beaches from Ecuador's southern coast. *Front. Mar. Sci.*, 9, 977650.
- Santos Rodrigues, I., A.C. Friedrich and F. Prado Barretto. 2005. Overseas garbage pollution on beaches of northeast Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 778–782.
- Schuhmann, P. W. and R. Mahon. 2015. The valuation of marine ecosystem goods and services in the Caribbean: A literature review and framework for future valuation efforts. *Ecosyst. Serv.*, 11: 56–66.
- Schwarz, A. E., S.M.C. Lensen, E. Langeveld, L.A. Parker and J.H. Urbanus. 2023. Plastics in the global environment assessed through material flow analysis, degradation and environmental transportation. *Sci. Total Env.*, 875, 162644.
- Scott, T. 1946. Refractive index of ethanol-water mixtures and density and refractive index of ethanol-water- ethyl ether mixtures. *J. Phys. Chem.*, 1:406–412.
- Sibaja-Cordero, J. A. and E.H. Gómez-Ramírez. 2022. Marine litter on sandy beaches with different human uses and waste management along the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Mar. Pollut. Bull.*, 175: 113392.
- Smith, S. D. A. and A. Markic. 2013. Estimates of marine debris accumulation on beaches are strongly affected by the temporal scale of sampling. *PLoS ONE*, 8: 83694.
- Suárez-Manzano, H. y G. Suárez-Montaño. 2015. Propuesta para la elaboración de una política pública para el manejo y aprovechamiento de los residuos sólidos en el distrito de Buenaventura, Valle del Cauca. Tesis Maestría en Gobierno. Univ Icesi, Cali. 28 p.
- Suteja, Y., A.S. Atmadipoera, E. Riani, I.W. Nurjaya, D. Nugroho and A.I.S. Purwiyanto. 2021. Stranded marine debris on the touristic beaches in the south of Bali Island, Indonesia: The spatiotemporal abundance and characteristic. *Mar. Pollut. Bull.*, 173: 113026.
- Tafurt-Villarraga, D., A. Molina y G. Duque. 2020. Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados (Pleuronectiformes: Achiridae) en la bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 68:1055-1068.
- Tavares, D. C., J.F. Moura, A. Ceesay and A. Merico. 2020. Density and composition of surface and buried plastic debris in beaches of Senegal. *Sci. Total. Environ.*, 737:139633.
- Thiel, M., I.A. Hinojosa, L. Miranda, J.F. Pantoja, M.M. Rivadeneira and N. Vázquez. 2013. Anthropogenic marine debris in the coastal environment: A multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Mar. Pollut. Bull.*, 71: 307–316.
- Thornton, L. and N. L. Jackson. 1998. Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline, Cliffwood Beach, New Jersey, USA. *Mar. Pollut. Bull.*, 36: 705–711.
- UNEP. 2016. Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Unger, A. and N. Harrison. 2016. Fisheries as a source of marine debris on beaches in the United Kingdom. *Mar. Pollut. Bull.*, 107(1), 52-58.
- Vásquez, D., A. Molina y G. Duque. 2021. Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50: 27-42.
- Vidal, L., A. Molina y G. Duque. 2021. Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 50:113-132.
- Vijith, V., D. Sundar and S.R. Shetye. 2009. Time-dependence of salinity in monsoonal estuaries. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 85: 601–608.
- Wessel, C., K. Swanson, T. Weatherall and J. Cebrian. 2019. Accumulation and distribution of marine debris on barrier islands across the northern Gulf of Mexico. *Mar. Pollut. Bull.*, 139: 14–22.
- Williams, A. T. and D.T. Tudor. 2001. Litter burial and exhumation: Spatial and temporal distribution on a cobble pocket beach. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 1031–1039.
- Xie, Q., H. Li, L. Lin and Z. L. J. H. X. Xu. 2021. Characteristics of expanded polystyrene microplastics on island beaches in the Pearl River Estuary : abundance , size , surface texture and their metals-carrying capacity. *Ecotoxicology*, 30: 1632-1643.
- Zhang, H. 2017. Transport of microplastics in coastal seas. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 199: 74–86.

