



## Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano

### Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific

Daniela Vásquez-Molano<sup>1</sup>, Andres Molina<sup>2</sup> y Guillermo Duque<sup>3\*</sup>

0000-0001-5306-5906

0000-0003-1954-4393

0000-0002-2468-529X

1. Grupo de Investigación Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Carrera 32 Chapinero- vía Candelaria, Palmira, Colombia. [davasquezmo@unal.edu.co](mailto:davasquezmo@unal.edu.co)
  2. Grupo de Investigación Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe. Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR, Atte. Invemar, Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero, Rodadero, Santa Marta, Colombia. [aemolinas@unal.edu.co](mailto:aemolinas@unal.edu.co)
  3. Facultad de Ingeniería y Administración, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Colombia. [gduquen@unal.edu.co](mailto:gduquen@unal.edu.co)\*
- \* Autor de correspondencia

#### RESUMEN

El aumento de la producción, consumo y la inadecuada disposición de plásticos, han generado una acumulación de estos en los ecosistemas marinos, los cuales se han convertido en importantes sumideros de microplásticos (< 5 mm). El objetivo de esta investigación fue determinar diferencias espaciales y temporales en distribución, densidad, y tipo de microplásticos en los sedimentos de la Bahía de Buenaventura. Para esto, se tomaron muestras de sedimento en el estuario interno, cercano a los ríos, y externo, con mayor influencia marina. Las muestras se tomaron en las épocas seca, de transición y de lluvia para los años 2015 y 2019. Los microplásticos fueron extraídos mediante el método de separación por densidad; cada partícula fue clasificada y medida por microscopía óptica. La densidad fluctuó entre 11 y 1 354 partículas/kg, con promedios de  $194,9 \pm 51,3$  y  $359,6 \pm 88,0$  partículas/kg para los años 2015 y 2019, respectivamente, mostrando un incremento de 84,4 %. El estuario interno presentó mayor densidad en ambos años y las fibras constituyeron la forma más común de partículas: 63,7 % en 2015 y 56,03 % en 2019. La presencia y creciente acumulación de microplásticos genera riesgos y efectos adversos para las comunidades marinas; adicionalmente podría comprometer la seguridad alimentaria de las poblaciones humanas costeras.

**PALABRAS CLAVE:** Microplásticos; Contaminación de sedimentos; Contaminación marina; Estuarios; Impacto ambiental.

#### ABSTRACT

The increase in production, consumption and inadequate disposition of plastics has generated an accumulation of these elements in marine ecosystems, which have become important microplastics sinks (< 5 mm). The objective of this research was to determine the temporal and spatial differences in the density, distribution, and type of microplastics in the sediments of Buenaventura Bay. For this purpose, sediment samples were collected in the internal estuary (close to the rivers) and in the external estuary (with a greater marine influence). Samples were obtained in the dry, transition, and rainy season for the years 2015 and 2019. Microplastics were extracted by density separation method, each particle was classified and measured by optical microscopy. Density ranged from 11 to 1,354 particles/kg, with averages of  $194.9 \pm 51.3$  and  $359.6 \pm 88.0$  particles/kg for the years 2015 and 2019, respectively, reporting an increase of 84.4 %. The internal estuary presented a higher density in both years and the fibers constituted the most common form of microplastic particles, with 63.7 % for 2015 and 56.03 % for 2019. The presence and increasing accumulation of microplastics generates risks and adverse effects for the marine communities; additionally it could compromise the food safety for coastal human populations.

**KEYWORDS:** Microplastics; Sediment contamination; Marine contamination; Estuaries; Environmental impact.

## INTRODUCCIÓN

Los microplásticos son pequeñas piezas de plástico con tamaño inferior a 5 mm, que podrían ser producidas intencionalmente (microplásticos primarios) para ser utilizadas en productos de consumo o abrasivos o resultantes de la fragmentación de objetos plásticos más grandes (microplásticos secundarios), los cuales son considerados como contaminantes altamente persistentes y dañinos para los organismos (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Auta *et al.*, 2017; Prata *et al.*, 2019). Algunos plásticos no son eliminados por los sistemas de gestión de residuos y entran en los ríos y el océano, los cuales junto a los plásticos descargados directamente a cuerpos de agua, generan vertimientos al océano estimados entre 5 y 13 millones de toneladas cada año (Matsuguma *et al.*, 2017). Los residuos plásticos se encuentran distribuidos de manera heterogénea en ecosistemas marinos en todo el mundo, tales como islas oceánicas, polos y profundidades marinas, impulsados por corrientes oceánicas, vientos, salidas del río y deriva (Cole *et al.*, 2011). Mientras que los microplásticos primarios son fabricados para tener un tamaño microscópico, los microplásticos secundarios se forman por la fragmentación a partir de artículos plásticos más grandes (Lehtiniemi *et al.*, 2018), debido a la meteorización continua (radiación UV y erosión física) en el medio marino (Saley *et al.*, 2019). El pequeño tamaño de los microplásticos hace que sean fácilmente ingeridos por una amplia gama de especies marinas, desde invertebrados planctónicos, peces hasta grandes mamíferos (Karbalaie *et al.*, 2019; Tafurt, 2020).

Los microplásticos presentan diferentes grados de flotabilidad, la mayoría (polietileno y polipropileno) son menos densos que el agua del mar y tienden a flotar sobre la superficie del océano, mientras que los más densos tienen el potencial de hundirse y llegar a los fondos marinos. Los microplásticos flotan son colonizados por microorganismos que forman biopelículas, que aumentan la densidad y reducen su flotabilidad, siendo un mecanismo importante para su asentamiento desde la columna de agua hasta el fondo marino (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Wessel *et al.*, 2016; Auta *et al.*, 2017; Matsuguma *et al.*, 2017). Así mismo, microplásticos ligeros pueden formar aglomerados, facilitando la transferencia vertical de los mismos a las profundidades y fondos marinos (Peng *et al.*, 2020). Se ha registrado que, con el tiempo, las partículas de microplásticos acumuladas en los sedimentos pueden ser resuspendidas a causa de la bioturbación, tormentas, eventos de surgencia o actividades como dragado, y sufrir cambios en sus características físicas (tamaño, forma y densidad) (Carbery *et al.*, 2018; Molina *et al.*, 2020).

## INTRODUCTION

Microplastics are little, smaller than 5 mm in size plastic pieces that could be intentionally produced (primary microplastics) for use in consumption or abrasive products, or resulting from the fragmentation of bigger plastic products (secondary microplastics), considered as highly persistent and harmful pollutants for organisms (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Auta *et al.*, 2017; Prata *et al.*, 2019). Some plastics are not eliminated by waste management systems and they get into the rivers and the sea, which along with plastics directly discharged to water bodies, produce an estimate between 5 and 13 million tons of dumping to the sea every year (Matsuguma *et al.*, 2017). Plastic wastes are heterogeneously distributed in marine ecosystems worldwide, such as oceanic islands, poles, and marine depths, driven by oceanic currents, wind, river outflows, and drifts (Cole *et al.*, 2011). While primary microplastics are manufactured to have microscopic size, secondary microplastics are formed by fragmentation of bigger plastic objects (Lehtiniemi *et al.*, 2018) due to continuous weathering (UV radiation and physical erosion) in the sea environment (Saley *et al.*, 2019). The small size of microplastics makes them easily ingested by a wide range of marine species from planktonic invertebrates, fish, up to big mammals (Karbalaie *et al.*, 2019; Tafurt, 2020).

Microplastics show different buoyancy degrees, most of them (polyethylene and polypropylene) are less dense than seawater and tend to float on the sea surface, while the densest could sink and get to the seabeds. Floating microplastics are colonized by microorganisms forming biofilms that increase density and decrease buoyancy, being an important mechanism for them to settle from the water column to the seabed (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Wessel *et al.*, 2016; Auta *et al.*, 2017; Matsuguma *et al.*, 2017). Likewise, light microplastics could form agglomerates facilitating their vertical transfer to the sea depths and seabeds (Peng *et al.*, 2020). It has been recorded that, over time, microplastic particles accumulated in sediments could be resuspended due to bioturbation, storms, upwelling events, or activities such as dredging, and undergo changes in their physical characteristics (size, shape, density) (Carbery *et al.*, 2018; Molina *et al.*, 2020).

Microplastics represent a significant environmental problem because their small size and density make them accessible for ingestion by many organisms at different trophic levels (Reed *et al.*, 2018; Tafurt, 2020). Pelagic and demersal filterers, suspension feeders and benthic deposit

Los microplásticos representan un problema ambiental significativo, debido a que su reducido tamaño y densidad los hacen accesibles para la ingestión por muchos organismos de diferentes niveles tróficos (Reed *et al.*, 2018; Tafurt, 2020). Entre los organismos vulnerables a la ingestión se encuentran los filtradores tanto pelágicos como demersales, suspensivos y depositivos bentónicos, macroinvertebrados, peces, reptiles y mamíferos, los cuales los ingieren de forma directa o a través de la ingestión de otros organismos (Guzzetti *et al.*, 2018; Reed *et al.*, 2018).

Algunos de los efectos adversos de este material en organismos incluyen lesiones internas y externas, alteración de la alimentación, retraso del crecimiento y reducción de la fertilidad (de Sá *et al.*, 2018). Así mismo, los microplásticos pueden ser un vector de compuestos tóxicos (contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados) en organismos marinos por los aditivos químicos añadidos al plástico durante su fabricación y tienden a absorber y acumular contaminantes del agua circundante, proceso que se ve favorecido por su forma y tamaño, que le dan una gran relación superficie/volumen. Los microplásticos presentan también una alta probabilidad de lixiviación de aditivos plásticos que pueden inducir efectos tóxicos en la biota acuática (Wang *et al.*, 2019b; Zhang *et al.*, 2020a; Gamboa-García *et al.*, 2020). Debido a lo anterior, los microplásticos no solo causan daños mecánicos a los organismos, sino que también, pueden introducir compuestos contaminantes a través de la red trófica (Guo y Wang, 2019).

Los sedimentos pueden actuar como fuente y sumidero de microplásticos y ejercer un rol importante en la regulación de la distribución de tal contaminante en ambientes marinos, donde la concentración de microplásticos presentes proporciona un parámetro indicativo del nivel de contaminación (Yao *et al.*, 2019). En el fondo marino, los microplásticos contaminados entran en contacto con sedimentos no contaminados, creando un gradiente de concentración que permite la desorción de contaminantes a la materia orgánica del sedimento (Cole *et al.*, 2011).

En 2010 entre 4,8 y 12,7 millones de toneladas métricas de residuos plásticos llegaron a los océanos y se estima que 5 trillones de piezas plásticas están flotando actualmente en el mar (Wessel *et al.*, 2016). La Bahía de Buenaventura es un estuario vulnerable a este tipo de contaminación y sus comunidades de bentos, macroinvertebrados y peces (Gamboa *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020) podrían ser afectadas por la ingestión de microplásticos (Tafurt, 2020). El objetivo de la presente investigación fue determinar la distribución, densidad, y tipo

feeders, macroinvertebrates, fish, reptiles, and mammals are found among the ingestion-vulnerable organisms, which ingest them either directly or through ingesting other organisms (Guzzetti *et al.*, 2018; Reed *et al.*, 2018).

Some of the adverse effects of this material on organisms include internal and external injuries, feeding alteration, growth retardation, and fertility reduction (de Sá *et al.*, 2018). Likewise, microplastics can be a vector for toxic compounds (persistent organic pollutants and heavy metals) in marine organisms because of the chemical additives added to the plastic during its manufacture, and they tend to absorb and accumulate pollutants from the surrounding water, a process favored by their shape and size, which give them great surface/volume ratio. Microplastics show also a high probability of leaching plastics additives that can induce toxic effects in the aquatic biota (Wang *et al.*, 2019b; Zhang *et al.*, 2020a; Gamboa-García *et al.*, 2020). Due to this, microplastics do not only cause mechanical damage to organisms, but they also can introduce polluting compounds through the trophic network (Guo and Wang, 2019).

Sediments could act as source and sinkhole for microplastics and play an important role in the distribution regulation of that pollutant in marine environments, where the concentration of present microplastics provides an indicative parameter of the pollution level (Yao *et al.*, 2019). On the sea bed, polluted microplastics get in touch with nonpolluted sediments, creating a concentration gradient that allows the desorption of pollutants to the sediment's organic matter (Cole *et al.*, 2011).

Between 4.8 and 12.7 million metric tons of plastic waste arrived in the ocean in 2010, and it is estimated that 5 trillion plastic pieces are currently floating on the sea (Wessel *et al.*, 2016). Buenaventura Bay is a vulnerable estuary to this type of pollutant, and their communities of benthos, macroinvertebrates, and fish (Gamboa *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2019; Duque *et al.*, 2020; Molina *et al.*, 2020) could be affected by ingestion of microplastics (Tafurt, 2020). The objective of this research was to determine the distribution, density, and type of microplastics in sediments in the Buenaventura Bay estuary, Colombian Pacific, comparing two sites of the estuary in three climatic seasons in years 2015 and 2019.

## STUDY AREA

The study area is the Buenaventura Bay estuary, located between latitudes 03°44'N and 03°56'N, and

de microplásticos en sedimentos del estuario de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano, comparando dos sitios del estuario, en tres épocas climáticas en los años 2015 y 2019.

## ÁREA DE ESTUDIO

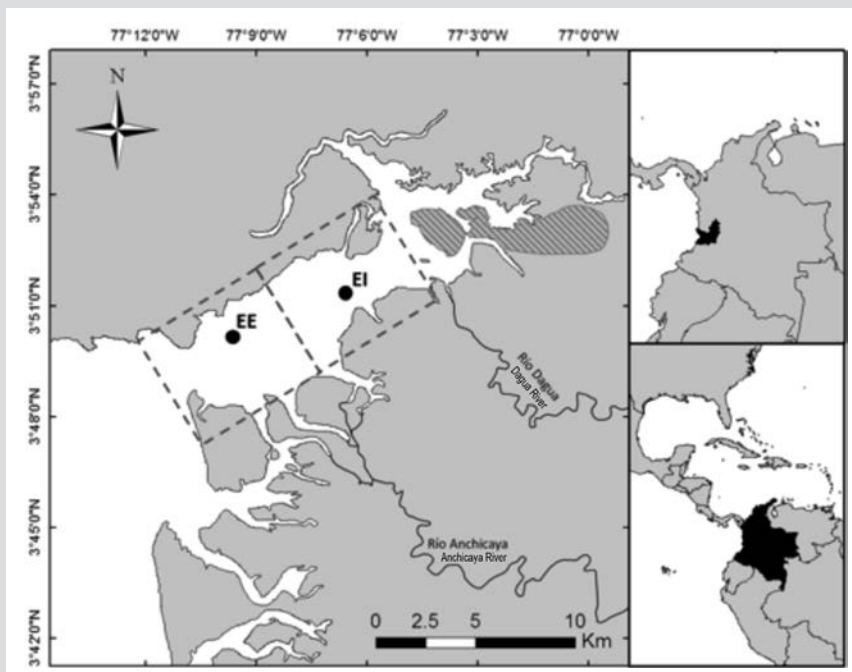
El área de estudio corresponde al estuario Bahía de Buenaventura, ubicada entre latitudes 03°44'N y 03°56'N, y longitudes 77°01'W y 77°20'W (Figura 1). Su ancho oscila entre 5,5 km en la parte interna y 3,4 km en la parte externa (entrada del estuario), con forma angosta y alargada (Otero, 2005). El clima del Pacífico colombiano está altamente influenciado por las migraciones de la zona de convergencia intertropical y la proximidad a la cordillera de los Andes, resultando ser una de las regiones más húmedas del mundo (precipitación aproximada de 6 980 mm año<sup>-1</sup>). Tiene dos picos de precipitación, uno menor en abril-mayo y el principal en septiembre-noviembre (Lobo-Guerrero, 1993), y dos épocas de menos lluvias o “secas” en diciembre-marzo (principal) y junio-agosto (transición). Por otra parte, las temperaturas son superiores a 24°C (Palacios *et al.*, 2019) y una humedad relativa entre el 80 y 95 % (Lobo-Guerrero, 1993). El ecosistema de la Bahía de Buenaventura tiene un alto nivel de intervención antrópico, al albergar una población de 300 000 habitantes (DANE, 2019) y el puerto más importante de Colombia (Vega *et al.*, 2019).

longitudes 77°01'W and 77°20'W (Figure 1). Its width ranges from 5.5 km in the internal part and 3.4 km in the external part (estuary entrance), with narrow and elongated shape (Otero, 2005). The climate of the Colombian Pacific is highly influenced by migrations of the Intertropical Convergence Zone and the proximity to the Andean mountain range, making it one of the most humid areas in the world (approximate rainfall of 6,980 mm year<sup>-1</sup>). It has two rainfall peaks, a minor one during April-May and the main one during September-November (Lobo-Guerrero, 1993), and two lesser rainfall or “dry” seasons during December-March –the main one– and June-August –the transition one. On the other hand, temperatures are greater than 24 °C (Palacios *et al.*, 2019) and relative humidity between 80 % and 95 % (Lobo-Guerrero, 1993). The Buenaventura Bay ecosystem has a high level of anthropic intervention, harbors a population of 300,000 inhabitants (DANE, 2019), and it is the most important Colombia’s seaport (Vega *et al.*, 2019).

## MATERIALS AND METHODS

### Sampling design

36 samples of sediment were collected in 6 samplings, carried out during April, July, and November



**Figura 1.** Área de estudio. Bahía de Buenaventura. EI: estuario interno y EE: Estuario externo.

**Figure 1.** Study Area. Buenaventura Bay. EI: internal estuary and EE: external estuary.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Diseño de muestreo

Se colectaron 36 muestras de sedimento en 6 muestreos, realizados en los meses de abril, julio y noviembre del año 2015 y marzo, junio y octubre del año 2019, correspondientes a los periodos climáticos predominantes en la región [época seca (marzo-abril), época de transición (junio-julio) y época de lluvia (octubre-noviembre)]. En cada muestreo se tomaron tres muestras de sedimento en cada una de las áreas de muestreo, cerca de puntos específicos que permiten la comparación de las muestras (EI, EE; Figura 1), a una profundidad promedio de  $2,1 \pm 0,6$  m. El área estuario interno (EI), con muestras colectadas cerca de  $77^{\circ}6'33,1''$ W y  $03^{\circ}50'51,5''$ N, corresponde a la zona del estuario con mayor influencia de los ríos, mientras que el área de estuario externo (EE), con muestras colectadas cerca de  $77^{\circ}9'35,9''$ W y  $03^{\circ}50'58,7''$ N, se caracteriza por tener mayor influencia marina (Gamboa *et al.*, 2018) (Figura 1). Las muestras se colectaron usando un corer de 50,8 mm de diámetro interno, tomando los primeros 5 cm de sedimento y posteriormente se almacenaron y refrigeraron.

### Separación e identificación de microplásticos

La separación de los microplásticos del sedimento se hizo mediante la adaptación de diferentes metodologías (Masura *et al.*, 2015; Invemar, 2017a). Las muestras se inspeccionaron para asegurar tamaños de materiales (sedimento y microplásticos) menores a 5 mm. Las muestras de sedimento se secaron a  $90^{\circ}\text{C}$  en un horno Memmet 30-750 durante 24 horas y posteriormente se pesaron en una balanza analítica Adam SPB 723e, registrando el peso seco total. Así mismo, para la separación de los microplásticos por densidad, se utilizó una solución salina compuesta por 300 ml de agua destilada y 90 g de sal marina, para lograr una densidad aproximada de 1,6 g/ml. Para facilitar la correcta disolución, se agitó a 600 rpm y  $60^{\circ}\text{C}$  durante 10 minutos en una plancha con agitador Heidolph PT1000 medium; posteriormente se filtró en un tamiz metálico de 125  $\mu\text{m}$  para eliminar partículas de sal de tamaños superiores. Luego, al vaso de precipitados que contenía la muestra, se le añadió la solución salina y se agitó a 600 rpm por 10 minutos, para ser depositada a un Cono Imhoff de 1 L de capacidad; después de 30 minutos de separación por densidad, se almacenó el material sobrenadante (que contiene microplásticos y material vegetal) y se secó a  $90^{\circ}\text{C}$  durante 24 horas para determinar la masa de sólidos totales.

Debido al alto contenido de material vegetal presente en las muestras del sobrenadante, se oxidaron mediante el uso de hipoclorito de sodio al 14,54 %; se añadió 20 ml de hipoclorito a cada muestra con los sólidos recolectados y se dejó oxidando

2015, and March, June, and October 2019 corresponding to the predominant climatic seasons in the area [dry season (March-April), transition season (June-July), and rainy season (October-November)]. In each sampling, three samples of sediment were collected in each of the sampling areas, close to specific spots that allow the comparison between samples (EI, EE; Figure 1), at an average depth of  $2.1 \pm 0.6$  m. The internal estuary area (EI), with samples collected close to  $77^{\circ}6'33.1''$  W and  $03^{\circ}50'51.5''$  N, corresponds to the estuary area most influenced by the rivers, while the external estuary area (EE), with samples collected close to  $77^{\circ}9'35.9''$ W and  $03^{\circ}50'58.7''$ N, is characterized by having greater marine influence (Gamboa *et al.*, 2018) (Figure 1). Samples were collected using a 50.8 mm internal diameter corer, taking the first 5 cm of sediment and then storing and refrigerating them.

### Separation and identification of microplastics

Different methodologies were adapted to carry out the separation of microplastics from the sediment (Masura *et al.*, 2015; INVEMAR, 2017a). Samples were inspected to ensure materials size (sediment and microplastics) lower than 5 mm. Sediment samples were dried at  $90^{\circ}\text{C}$  in a Memmet 30-750 oven for 24 hours and then they were weighted in an Adam SPB 723e analytical scale, recording the total dry weight. Likewise, for the separation of microplastics by density, a saline solution made up of 300 ml of distilled water and 90 g of marine salt was used to achieve an approximate density of 1.6 g/ml. To facilitate proper dissolution, it was stirred at 600 rpm and  $60^{\circ}\text{C}$  for 10 minutes in a Heidolph PT1000 medium shaking plate; then it was later filtered using a 125  $\mu\text{m}$  metallic sieve to eliminate higher size salt particles. Then, the saline solution was added to the beaker containing the sample and it was stirred at 600 rpm for 10 minutes, to deposit it in a 1L capacity Imhoff cone; after 30 minutes of separation by density, the supernatant material (containing microplastics and vegetal material) was stored and dried at  $90^{\circ}\text{C}$  for 24 hours to determine the total solids mass.

Due to the high content of vegetal material in the supernatant samples, they were oxidized using 14.54 % sodium hypochlorite; 20 ml of hypochlorite were added to each sample with the collected solids and it was left oxidizing from 24 to 48 hours, as necessary. At the end of the oxidation time, the resultant material (microplastics) was cleaned using distilled water and a 125  $\mu\text{m}$  metallic micro sieve; the clean material was transferred to dry it at  $80^{\circ}\text{C}$  for 24 hours, so determining the microplastics

de 24 o 48 horas, según fuera necesario. Al finalizar el tiempo de oxidación, se limpió el material resultante (microplásticos) usando agua destilada y un microtamiz metálico de 125  $\mu\text{m}$ ; se transfirió el material limpio a un recipiente para secarlo a 80°C durante 24 horas, determinando así el peso de los microplásticos. La identificación de los microplásticos se llevó a cabo mediante el uso del microscopio ZEISS AxioCam, donde las partículas fueron visualizadas y fotografiadas con la cámara digital y el software del microscopio. Las partículas microplásticas fueron clasificadas según su forma y se midieron sus respectivos tamaños con la regla del software del microscopio. Las formas se clasificaron como fibras, fragmentos y pellets, mientras que los tamaños se agruparon en un rango entre 150 y 3 200  $\mu\text{m}$ .

Para reducir el riesgo de contaminación cruzada en el laboratorio, cada elemento usado fue previamente lavado y sellado cuando contenía la muestra. Para minimizar la sobreestimación de microplásticos, especialmente de las fibras, se realizaron pruebas de elasticidad con pinzas (para fibras cuyo tamaño lo permitiera). Y en segundo lugar, con el estereoscopio y el microscopio se visualizaron las partículas, eliminando las que presentaran estructuras similares a las vegetales.

### Análisis estadístico

Para determinar las diferencias significativas se realizaron Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA), en el que los valores de significancia [p(PERM)] se hallaron utilizando 9 999 permutaciones, aceptando el valor  $\alpha < 0,05$  como una diferencia estadísticamente significativa. Así mismo, se realizaron análisis Pair-Wise Test (pruebas *pos hoc*) para identificar grupos significativamente diferentes (Walters y Coen, 2006; Clarke *et al.*, 2014; Anderson, 2017; Ribeiro *et al.*, 2019). Finalmente, se usaron análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) con índice de distancia euclidiana y a dos vías, para evaluar similitudes entre tipos de microplásticos, áreas de estudio y épocas de los años 2015 y 2019 (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; Krishnapriya *et al.*, 2019; Sañé *et al.*, 2019).

## RESULTADOS

Los tipos de microplásticos encontrados para los años en estudio (2015 y 2019) fueron fibras, fragmentos y pellets (Figura 2). Se encontró un promedio de microplásticos de  $277,3 \pm 52,1$  partículas/kg (promedio  $\pm$  error estándar), donde predominaron las fibras con  $162,9 \pm 34,3$  partículas/kg, seguido por los fragmentos y pellets, con  $95,3 \pm 26,3$  y  $20,1 \pm 6,5$  partículas/kg respectivamente. En cuanto a los tamaños registrados, las fibras presentaron una longitud promedio de

weight. The identification of microplastics was carried out using the ZEISS AxioCam microscope, where particles were viewed and photographed with the digital camera and the microscope software. The microplastic particles were classified according to their shape, and their respective sizes were measured with the microscope software rule. The shapes were classified as fibers, fragments, and pellets, while sizes were grouped within a range from 150 and 3,200  $\mu\text{m}$ .

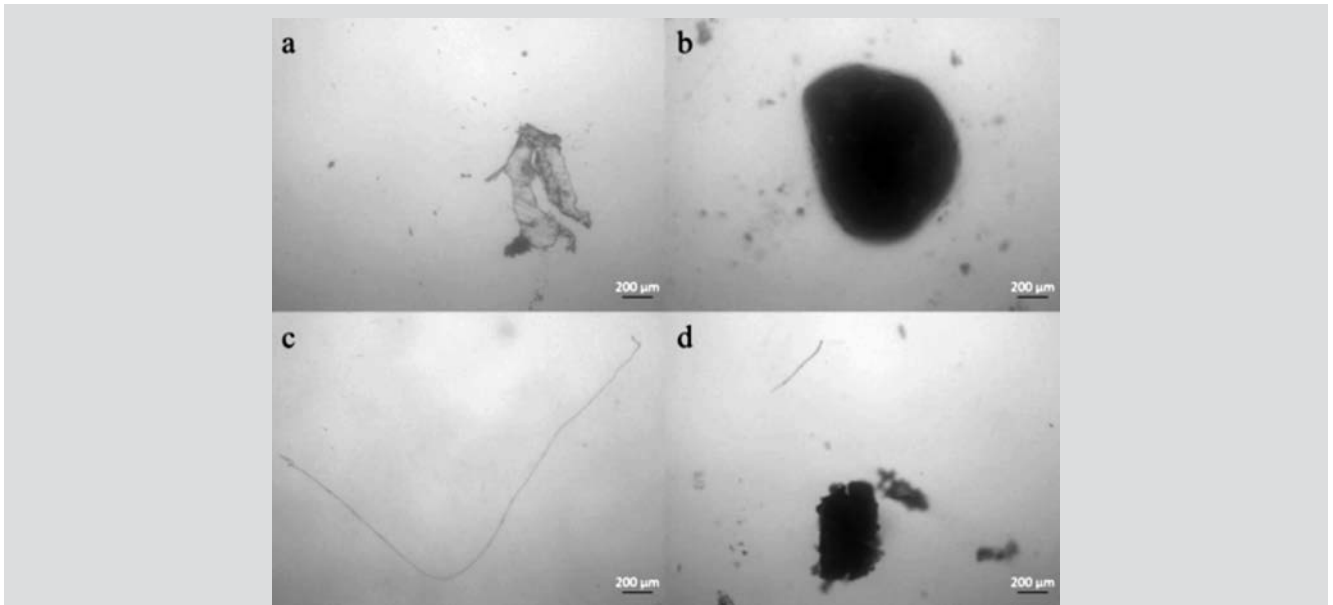
To reduce the risk of cross-contamination in the laboratory, each element used was previously washed and sealed while containing the sample. To minimize microplastics overestimation, especially fibers, elasticity tests were carried out using clamps (for fibers which size would allow it). And in the second place, the particles were viewed through the stereoscope and the microscope, eliminating those showing similar structures to vegetal ones.

### Statistical Analysis

Permutational Multivariate Analyses of Variance (PERMANOVA) were carried out to determine the significant differences, where significance values [p(PERM)] were found using 9,999 permutations, accepting value  $\alpha < 0.05$  as a statistically significant difference. Likewise, Pair-Wise Test (*pos hoc* tests) were carried out to identify significantly different groups (Walters y Coen, 2006; Clarke *et al.*, 2014; Anderson, 2017; Ribeiro *et al.*, 2019). Finally, percentage similarity analyses (SIMPER) with two-way Euclidean distance index were used to evaluate similitudes between types of microplastics, study areas and seasons in years 2015 and 2019 (Clarke, 1993; Clarke *et al.*, 2014; Krishnapriya *et al.*, 2019; Sañé *et al.*, 2019).

## RESULTS

The types of microplastics found for the study years (2015 and 2019) were fibers, fragments, and pellets (Figure 2). An average of  $277.3 \pm 52.1$  particles/kg (average  $\pm$  standard error) was found, where fibers predominated with  $162.9 \pm 34.3$  particles/kg, followed by fragments and pellets, with  $95.3 \pm 26.3$  and  $20.1 \pm 6.5$  particles/kg respectively. Regarding recorded sizes, fibers showed an average length of  $1253.1 \pm 132.7$   $\mu\text{m}$ , fragments measured an average of  $929.1 \pm 123.7$   $\mu\text{m}$ , and pellets  $671.7 \pm 123.2$   $\mu\text{m}$ ; likewise, it was noticed that the size of all found particles fell in a range of 150 to 3,200  $\mu\text{m}$  (Table 1). About



**Figura 2.** Tipos de microplásticos encontrados en las muestras de sedimento. a) fragmento; b) pellet; c) fibra; d) fragmento y fibra

**Figure 2.** Types of microplastics found in the sediment samples. a) fragment; b) pellet; c) fiber; d) fragment and fiber.

1253,1 ± 132,7 µm, los fragmentos midieron en promedio 929,1 ± 123,7 µm y los pellets 671,7 ± 123,2 µm; así mismo, se encontró que el tamaño de las todas las partículas encontradas estuvo en un rango de 150 a 3 200 µm (Tabla 1). De las épocas evaluadas, la época de transición presentó la mayor cantidad de microplásticos (425,7 ± 130,6 partículas/kg), mientras que la menor cantidad se evidenció en la época seca (132,0 ± 30,3 partículas/kg). Por otra parte, la mayor cantidad de microplásticos se presentó en el estuario interno (302,2 ± 84,5) (Tabla 2).

the evaluated periods, the transition one showed the largest quantity of microplastics (425.7 ± 130.6 particles/kg), while the lowest quantity was found in the dry season (132.0 ± 30.3 particles/kg). On the other hand, the greatest amount of microplastics was found in the internal estuary (302.2 ± 84.5) (Table 2).

**Tabla 1.** Tamaños (Promedio ± EE) y rangos de los tipos de microplásticos para los años 2015, 2019 y ambos años.

**Table 1.** Sizes (Average ± SE) and ranges of the types of microplastics for years 2015, 2019, and both years.

Año / Year		Fragmento / Fragment (µm)	Fibra / Fiber (µm)	Pellet (µm)
2015	Promedio / Average	744.07 ± 116.7	1189.81 ± 178.0	879.15 ± 131.13
	Mínimo / Minimum	150	246.9	633.3
	Máximo / Maximum	1733.3	2383.3	1200
2019	Promedio / Average	1215.11 ± 240.78	1329.93 ± 204.56	395.1 ± 70.32
	Mínimo / Minimum	700	317.5	316.6
	Máximo / Maximum	3200	2833.3	535.4
Ambos años / Both years	Promedio / Average	929.1 ± 123.7	1253.1 ± 132.7	671.7 ± 123.2
	Mínimo / Minimum	150	246.9	316.6
	Máximo / Maximum	3200	2883.3	1200

Para el año 2015, los microplásticos encontrados en sedimento presentaron diferencias significativas en las épocas de estudio [p(PERM) = 0,037], cuya mayor cantidad se registró

By 2015, microplastics found in sediment showed significant differences in the study seasons [p(PERM) = 0.037], which largest amount occurred in the

en la época de lluvia con  $362,0 \pm 116,2$  partículas/kg y la menor en época de transición, con  $95,4 \pm 33,0$  partículas/kg (Tabla 2). El estuario interno mostró variaciones en la acumulación de microplásticos entre las épocas evaluadas, sin diferencias significativas [ $p(\text{PERM}) > 0,05$ ], donde la menor densidad se originó en la época seca con un promedio de  $53,6 \pm 13,9$  partículas/kg y la mayor en la época de lluvia con un promedio de  $488,6 \pm 225,4$  partículas/kg. Por otra parte, el estuario externo presentó una mayor acumulación de microplásticos en la época de lluvia, seguida por la época seca y de transición, con promedios de  $235,3 \pm 25,7$ ,  $201,5 \pm 114,3$  y  $25,7 \pm 8,9$  partículas/kg, respectivamente.

Para el estuario en general se registró un promedio de  $194,9 \pm 51,3$  partículas/kg, en el cual predominó la presencia de fibras ( $124,2 \pm 41,6$  partículas/kg), seguida por fragmentos ( $62,4 \pm 16,8$  partículas/kg) y pellets ( $8,3 \pm 4,1$  partículas/kg). En cuanto a la cantidad total de microplásticos, se estimó en el estuario interno y externo de la Bahía de Buenaventura, un total de  $3509,5$  partículas/kg para el año 2015, con promedios para el estuario interno y externo de  $235,8 \pm 92,4$  y  $154,2 \pm 46,9$  partículas/kg respectivamente.

Las mayores contribuciones en las diferencias de la distribución de microplásticos fueron aportadas por las fibras en época seca (54,19 %) y en época de lluvia (86,29 %), y por los fragmentos en época de transición (55,66 %) (SIMPER). Las fibras fueron el elemento de mayor concentración en la época seca y de lluvia para las dos zonas del estuario, seguido por los fragmentos para el estuario interno y externo en la época de lluvia (Figura 3a y 3b); los pellets presentaron poca ocurrencia para las tres épocas en el estuario externo, estando presentes únicamente para la época seca en el estuario interno. Con respecto al tamaño de los microplásticos, las longitudes promedio de las fibras fueron  $1189,81 \pm 178,0$   $\mu\text{m}$  y los fragmentos presentaron un tamaño promedio de  $744,07 \pm 116,7$   $\mu\text{m}$  (Tabla 1).

**Tabla 2.** Densidad de microplásticos por épocas y zonas de estuario para el año 2015, 2019 y ambos años según su clasificación (Promedio  $\pm$  EE). Los resultados de la prueba Permanova pair-wise test se representan con letras [ $p(\text{PERM}) < 0,05$ ], para los tipos de microplásticos que presentaron diferencias significativas.

Año / Year			Fragmento / Fragment	Fibra / Fiber	Pellet	Total
2015	Época / Season	Seca / Dry	$47.3 \pm 29.0$	$69.6 \pm 35.6$ ab	$10.6 \pm 7.4$	$127.5 \pm 61.2$ ab
		Transición / Transition	$47.8 \pm 27.6$	$43.7 \pm 24.7$ b	$3.9 \pm 2.4$	$95.4 \pm 33.0$ b
		Lluvia / Rain	$92.2 \pm 32.1$	$259.4 \pm 101.0$ a	$10.4 \pm 10.4$	$362.0 \pm 116.2$ a
	Zona / Zone	Interno / Internal	$67.9 \pm 26.9$	$163.0 \pm 79.0$	$4.9 \pm 4.9$	$235.8 \pm 92.4$
		Externo / External	$57.0 \pm 21.8$	$85.4 \pm 27.1$	$11.7 \pm 6.8$	$154.2 \pm 46.9$

rainy season with  $362.0 \pm 116.2$  particles/kg and the lowest one in the transition season, with  $95.4 \pm 33.0$  particles/kg (Table 2). The internal estuary showed variations in the accumulation of microplastics between the evaluated seasons, with no significant differences [ $p(\text{PERM}) > 0.05$ ], where the lowest density occurred in the dry season with an average of  $53.6 \pm 13.9$  particles/kg and the highest one in the rainy season with an average of  $488.6 \pm 225.4$  particles/kg. On the other hand, the external estuary presented higher accumulation of microplastics in the rainy season, followed by the dry and transition seasons, with averages of  $235.3 \pm 25.7$ ,  $201.5 \pm 114.3$  and  $25.7 \pm 8.9$  particles/kg, respectively.

For the estuary in general, an average of  $194.9 \pm 51.3$  particles/kg was recorded, where the presence of fibers predominated ( $124.2 \pm 41.6$  particles/kg), followed by fragments ( $62.4 \pm 16.8$  particles/kg), and pellets ( $8.3 \pm 4.1$  particles/kg). Regarding the total amount of microplastics, a total of  $3509.5$  particles/kg was estimated in the internal and external estuary of the Buenaventura Bay for the year 2015, with averages of  $235.8 \pm 92.4$  and  $154.2 \pm 46.9$  particles/kg for the internal and external estuary respectively.

The largest contributions in the differences of the microplastics distribution were made by fibers in the dry season (54.19 %) and in the rainy season (86.29 %), and by fragments in the transition season (55.66 %) (SIMPER). Fibers were the element with the greatest concentration in the dry season and the rainy season in the two areas of the estuary, followed by fragments in the internal and external estuary in the rainy season (Figure 3a y 3b); pellets showed low occurrence for the three seasons in the external estuary, being present only for the dry season in the internal estuary. Regarding microplastics size, fibers' average lengths were  $1189.81 \pm 178.0$   $\mu\text{m}$  and fragments showed an average size of  $744.07 \pm 116.7$   $\mu\text{m}$  (Table 1).

**Table 2.** Microplastics density by seasons and estuary areas for the year 2015, 2019 and both years according to their classification (Average  $\pm$  SE). Permanova pair-wise test results are shown with letters [ $p(\text{PERM}) < 0.05$ ], for the types of microplastics showing significant differences.



Año / Year			Fragmento / Fragment	Fibra / Fiber	Pellet	Total
2019	Época / Season	Seca / Dry	32.0 ± 20.5	81.6 ± 23.2 b	22.9 ± 8.2	136.5 ± 17.1 b
		Transición / Transition	273.2 ± 131.1	433.6 ± 114.6 a	49.1 ± 33.3	755.9 ± 174.1 a
		Lluvia / Rain	79.3 ± 28.7	89.3 ± 10.4 b	23.9 ± 12.6	186.5 ± 32.7 b
	Zona / Zone	Interno / Internal	86.8 ± 44.3	247.5 ± 94.4	38.4 ± 22.7	368.6 ± 143.8
		Externo / External	169.6 ± 89.5	155.6 ± 55.1	25.5 ± 8.2	350.7 ± 110.7
Ambos años / Both years	Época / Season	Seca / Dry	39.7 ± 17.1	75.6 ± 20.3	16.7 ± 5.6	132.0 ± 30.3 b
		Transición / Transition	160.5 ± 72.3	238.7 ± 81.1	26.5 ± 17.3	425.7 ± 130.6 a
		Lluvia / Rain	85.7 ± 20.6	174.3 ± 54.8	17.2 ± 8.0	274.2 ± 63.3 a
	Zona / Zone	Interno / Internal	77.3 ± 25.2	205.3 ± 60.6	21.6 ± 12.0	302.2 ± 84.5
		Externo / External	113.3 ± 46.7	120.5 ± 31.0	18.6 ± 5.4	252.4 ± 63.0

Por otra parte, para el año 2019, se presentaron diferencias significativas entre épocas [ $p(\text{PERM}) = 0,007$ ], donde la mayor cantidad de microplásticos se registró en la época de transición ( $755,9 \pm 174,1$  partículas/kg) y la menor en las épocas seca y de lluvia, con promedios de  $136,5 \pm 17,1$  y  $186,5 \pm 32,7$  partículas/kg, respectivamente (Tabla 2). El estuario interno tuvo una mayor presencia de microplásticos en la época de transición ( $763,4 \pm 354,7$  partículas/kg), seguida por la época de lluvia ( $191,0 \pm 63,9$  partículas/kg) y seca ( $151,3 \pm 27,4$  partículas/kg). De manera similar, el estuario externo evidenció una acumulación promedio de  $748,4 \pm 160,3$  partículas/kg en la época de transición,  $181,9 \pm 35,4$  partículas/kg en época de lluvia y finalmente,  $121,7 \pm 22,0$  partículas/kg en época seca.

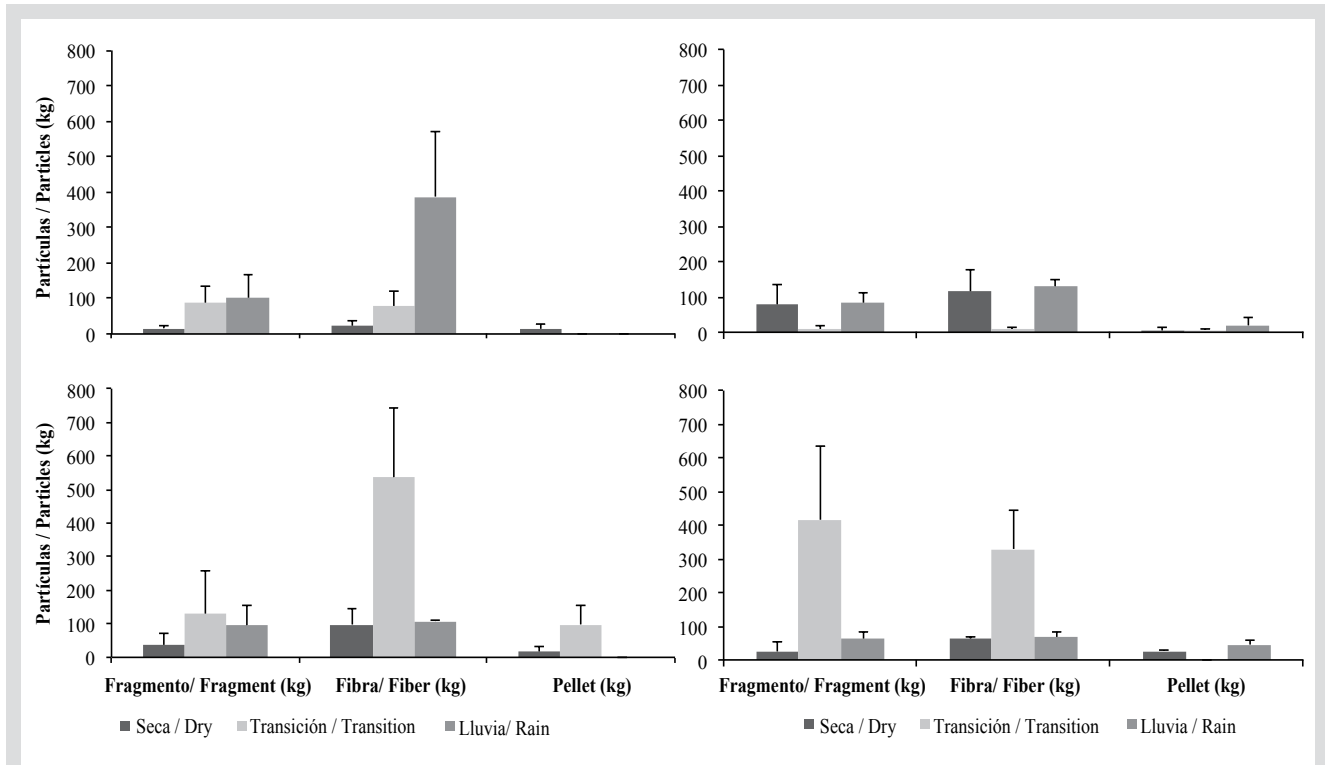
Se encontró un promedio para este año de  $359,6 \pm 88,0$  partículas/kg, de las cuales  $201,5 \pm 54,2$  partículas/kg correspondieron a fibras,  $128,2 \pm 49,5$  partículas/kg a fragmentos y  $31,9 \pm 11,8$  a pellets. La cantidad total estimada de microplásticos para ambas zonas del estuario, fue de  $6473,3$  partículas/kg. Para este año, las mayores densidades se presentaron en la época de transición para ambas zonas y todos los tipos de microplásticos, a excepción de los pellets en el estuario externo. La segunda mayor densidad de partículas se presentó en época de lluvia en ambas zonas del estuario, a excepción de los pellets en el estuario interno, donde hubo ausencia de los mismos. Las fibras correspondieron al microplástico de mayor presencia para las dos zonas del estuario y todas las épocas evaluadas, salvo en el caso de la época de transición en el estuario externo; no obstante, los fragmentos presentaron mayor acumulación en la época de transición del estuario externo (Figura 3c y d).

Se encontraron diferencias significativas en la densidad de microplásticos entre las épocas [ $p(\text{PERM}) = 0,007$ ]; mientras

On the other hand, by 2019 there were significant differences between seasons [ $p(\text{PERM})=0.007$ ], where the largest amount of microplastics occurred in the transition season ( $755.9 \pm 174.1$  particles/kg) and the lowest in the dry and rainy seasons, with averages  $136.5 \pm 17.1$  and  $186.5 \pm 32.7$  particles/kg, respectively (Table 2). The internal estuary showed larger presence of microplastics in the transition season ( $763.4 \pm 354.7$  particles/kg), followed by the rainy season ( $191.0 \pm 63.9$  particles/kg) and the dry season ( $151.3 \pm 27.4$  particles/kg). Likewise, the external estuary showed an average accumulation of  $748.4 \pm 160.3$  particles/kg in the transition season,  $181.9 \pm 35.4$  particles/kg in the rainy season and finally,  $121.7 \pm 22.0$  particles/kg in the dry season.

An average of  $359.6 \pm 88.0$  particles/kg, was found for this year,  $201.5 \pm 54.2$  particles/kg of which corresponded to fibers,  $128.2 \pm 49.5$  particles/kg to fragments and  $31.9 \pm 11.8$  to pellets. The estimated total amount of microplastics for both areas of the estuary was  $6473.3$  particles/kg. This year, the highest densities occurred in the transition season for both areas and all types of microplastics, except pellets in the external estuary. The second highest particle density occurred in the rainy season in both areas of the estuary, except pellets in the internal estuary, where they were absent. Fibers corresponded to the microplastic with the highest occurrence for both areas of the estuary and all the evaluated seasons, except for the transition season in the external estuary; however, fragments showed higher accumulation in the transition season in the external estuary (Figure 3c and d).

There were significant differences in the microplastics density among seasons [ $p(\text{PERM}) = 0.007$ ]; sampling sites and the interaction between seasons and



**Figura 3.** Densidad de microplásticos según su clasificación (Promedio  $\pm$  EE). a) estuario interno (EI) en el año 2015; b) estuario externo (EE) en el año 2015; c) estuario interno (EI) en el año 2019; d) estuario externo (EE) en el año 2019.

**Figure 3.** Microplastics density according to their classification (Average  $\pm$  SE). a) internal estuary (EI) in the year 2015; b) external estuary (EE) in the year 2015; c) internal estuary (EI) in the year 2019; d) external estuary (EE) in the year 2019.

los lugares de muestreo y la interacción de épocas y sitios de muestreo no presentaron diferencias [p(PERM) = 0,895 y p(PERM) = 0,997, respectivamente].

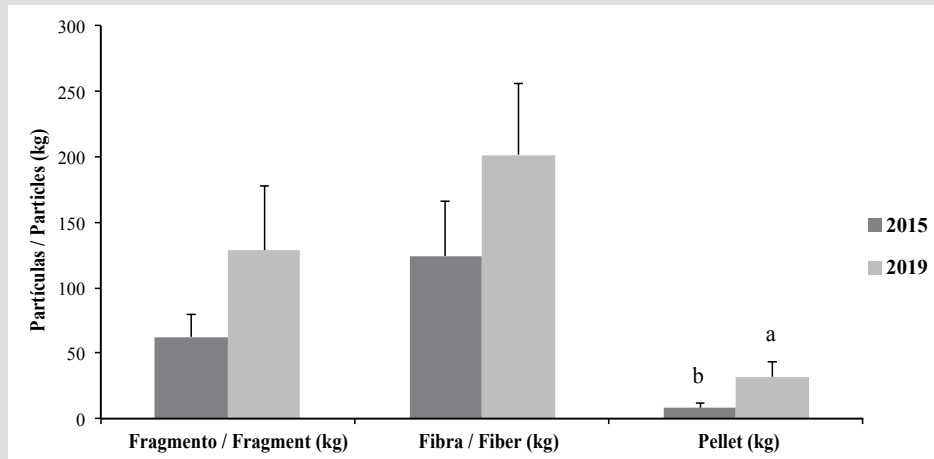
En relación a los tamaños de los microplásticos para el año 2019, las fibras presentaron un tamaño promedio mayor, seguido por los fragmentos y pellets (Tabla 1). Las mayores contribuciones en la diferencia de distribución de microplásticos fueron aportadas por las fibras en la época seca (52,46 %) y por fragmentos en época de transición (54,69 %) y lluvia (75,54 %) (SIMPER).

Al evaluar las diferencias entre años, se registró un aumento significativo en la densidad promedio y total de microplásticos de 2015 a 2019 [p(PERM)= 0,038]. Tanto los fragmentos, fibras y pellets presentaron una mayor cantidad acumulada de partículas en el sedimento para el año 2019 (Figura 4), los pellets correspondieron al material que más aumentó respecto a la cantidad encontrada en 2015, seguido de los fragmentos y las fibras, con un incremento de 284,8 %, 105,3 % y 62,2 %, respectivamente. Para ambos años evaluados, las fibras fueron las más abundantes.

sampling sites showed no differences [p(PERM)=0.895 and p(PERM)=0.997, respectively].

Regarding the size of microplastics by 2019, fibers showed greater average size, followed by fragments and pellets (Table 1). The largest contributions in the microplastics' distribution difference was made by fiber in the dry season (52.46 %) and by fragments in the transition season (54.69 %) and rainy season (75.54 %) (SIMPER).

When evaluating the differences between years, a significant increase was noticed in the average and total density of microplastics from 2015 to 2019 [p(PERM)= 0.038]. Fragments, fibers and pellets showed larger accumulated amount of particles in the sediment for 2019 (Figure 4), being pellets the material that increased most with respect to the amount found in 2015, followed by fragments and fibers with increases of 284.8 %, 105.3 % and 62.2 %, respectively. For both evaluated years, fibers were the most abundant.



**Figura 4.** Densidad de los tres tipos de microplásticos registrados para los años 2015 y 2019 (Promedio  $\pm$  EE). Los resultados de la prueba permanova pair-wise test se representan con letras [p(PERM)<0.05].

**Figure 4.** Density of the three types of microplastics recorded for years 2015 and 2019 (Average  $\pm$  SE). Permanova pair-wise test results are shown with letters [p(PERM)<0.05].

## DISCUSIÓN

La contaminación por microplásticos en sedimentos de la bahía de Buenaventura mostró un incremento de 84,4 % en el promedio de partículas/kg en el año 2019, comparado con el 2015; lo cual puede ser atribuido a la inadecuada disposición de elementos plásticos (macro y/o microplásticos) en zonas circundantes a la bahía como ríos, playas y el mar, donde el sedimento es sumidero de tales contaminantes (Zhang *et al.*, 2020a), y a la lenta degradación de estos residuos, que conllevan un aumento gradual de residuos plásticos en diferentes ambientes marinos (Cole *et al.*, 2011; Gideon y Faggio, 2019). En general, los microplásticos cuantificados en la Bahía de Buenaventura se encuentran dentro de los rangos de densidad registrados por diversos investigadores alrededor del mundo (Tabla 3); mientras que, en Colombia, no se encontraron datos publicados de microplásticos en sedimentos submareales.

El promedio de partículas microplásticas encontradas en el estuario para el 2019 ( $359,6 \pm 88,0$  partículas/kg) fue similar a lo encontrado en el estuario Jagir, Indonesia, donde estimaron 345,2 partículas/kg de sedimento (Firdaus *et al.*, 2020) y mayor a lo encontrado en sedimentos de aguas profundas del Océano Pacífico occidental, con una concentración promedio de microplásticos de 240 partículas/kg (Zhang *et al.*, 2020b). Por otra parte, la concentración promedio de microplásticos determinada para suelos del manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano, fue de  $2\,745 \pm 1\,978$  partículas/kg (Garcés *et al.*, 2019), cantidad mayor a la encontrada en esta investigación. Los resultados de esta investigación y los otros resultados encontrados, confirman que en áreas submareales de bahías y estuarios e intermareales como playas, ubicadas

## DISCUSSION

Microplastics pollution in sediments in the Buenaventura Bay showed an increase of 84.4 % in the particles/kg average in year 2019, compared to 2015; it could be attributed to an inadequate disposal of plastic elements (macro and/or microplastics) in areas surrounding the bay like rivers, beaches, and the sea, where the sediment is the sinkhole of such pollutants (Zhang *et al.*, 2020a), and to the slow degradation of these wastes, which entails a gradual increase of plastic waste in different marine environments (Cole *et al.*, 2011; Gideon and Faggio, 2019). In general, microplastics quantified in the Buenaventura Bay are found within the density ranges recorded by different researchers around the world (Table 3); in Colombia, instead, no published data were found about microplastics in subtidal sediments.

The average of microplastic particles found in the estuary for 2019 ( $359.6 \pm 88.0$  particles/kg) was similar to the findings in estuary Jagir, Indonesia, where 345.2 particles/kg of sediment were estimated (Firdaus *et al.*, 2020), and greater than finding in deep water sediments of the western Pacific Ocean, with a microplastics average concentration of 240 particles/kg (Zhang *et al.*, 2020b). On the other hand, the microplastics average concentration determined for the mangrove soil of the Ciénaga Grande de Santa Martha, Colombian Caribbean, was  $2,745 \pm 1,978$  particles/kg (Garcés *et al.*, 2019), an amount greater than the one found in this research. This research's results and the other results obtained, confirm that in subtidal areas of bays and estuaries and intertidal areas such as beaches, located near to urban

cerca de entornos urbanos, se concentran en mayor cantidad los microplásticos (Baptista *et al.*, 2019). La cuenca alta del río Dagua concentra una alta proporción de los centros poblados municipales, por lo que aporta la mayor cantidad de aguas domésticas y residuos sólidos de actividades residenciales y productivas al cauce principal del río; adicionalmente, la concentración de población en la cuenca baja ha generado el aumento de residuos sólidos dispuestos directamente en ríos y quebradas (Universidad del Valle, 2016; Aguirre *et al.*, 2017).

**Tabla 3.** Comparación de la densidad de microplásticos en sedimentos registrados en diferentes estudios.

Ubicación / Location	Año / Year	Partículas / Particles (kg)	Autor / Author
Regiones de Gotland, Gdansk y Bornholm, Mar Báltico / Gotland, Gdansk and Bornholm areas, Baltic Sea	2015-2016	103- 10179	Esiukova <i>et al.</i> , 2020
Mar Amarillo Sur, China / Southern Yellow Sea, China	2019	560-4205	Wang <i>et al.</i> , 2019a
<b>Bahía de Buenaventura, Pacífico, Colombia / Buenaventura Bay, Pacific, Colombia</b>	<b>2015-2019</b>	<b>11-1355</b>	<b>Este estudio / This study</b>
Bahía de Tampa, Estados Unidos / Tampa Bay, USA	2019	40-790	Mceachern <i>et al.</i> , 2019
Costa de Wonorejo y Jagir, Indonesia / Wonorejo and Jagir coast, Indonesia	2020	92-590	Firdaus <i>et al.</i> , 2020
Costa occidental de Mazandaran, sur del Mar Caspio, Irán / Western Coast of Mazandaran, southern Caspian Sea, Iran	2020	25-330	Mehdinia <i>et al.</i> , 2020
Bahía de Vitória, Brasil / Vitória Bay, Brazil	2019	0-126	Baptista <i>et al.</i> , 2019

En general, en el presente estudio, las fibras fueron el tipo predominante de microplástico, con un 63,7 y 56,03 % del total de microplásticos, para los años 2015 y 2019, respectivamente. Lo anterior, está acorde a lo encontrado en sedimentos del estuario de Jagir, Indonesia, donde las fibras comprendieron el 57 % de los microplásticos registrados (Firdaus *et al.*, 2020). Así mismo, las fibras fueron abundantes en los sedimentos del mar de Bering y Chukchi, con 64,4 % de la abundancia total (Mu *et al.*, 2019) y con el 45 % de dominancia de fibras en sedimentos del Océano Pacífico occidental (Zhang *et al.*, 2020b). Los altos contenidos de fibras en los sedimentos se pueden relacionar con fragmentos de nylon de redes de pesca, toallas de limpieza y productos de higiene (Reed *et al.*, 2018), y están correlacionadas con la escorrentía de aguas pluviales, así como con la alta descarga de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas (Alves *et al.*, 2019). Adicionalmente, las fibras, son el mayor aportante de los efluentes de lavadoras domésticas, ya que una sola prenda de ropa puede producir más de 1 900 fibras por lavado (Dodson *et al.*, 2020). La relación entre la presencia de microplásticos y las aguas residuales puede explicar su mayor acumulación en la parte interna de la bahía, zona más cercana al centro urbano, el puerto y la

environments, microplastics concentrate in greater amounts (Baptista *et al.*, 2019). The upper basin of the Dagua River concentrates a high proportion of the populated municipal centers, so it contributes with the largest amount of domestic waters and solid waste from residential and productive activities into the main channel of the river; in addition, the population concentration in the lower basin has generated an increase of solid waste directly disposed into rivers and streams (Universidad del Valle, 2016; Aguirre *et al.*, 2017).

**Table 3.** Comparison of microplastics density in sediments found in different research.

In general, fibers were the predominant type of microplastic in this study, with 63.7 and 56.03 % of the total of microplastics, for the years 2015 and 2019 respectively. This conforms to the findings in sediments in the Jagir estuary, Indonesia, where fibers comprised 57 % of the recorded microplastics (Firdaus *et al.*, 2020). Likewise, fibers were abundant in the sediments of Bering and Chukchi Sea, with 64.4 % of the total abundance (Mu *et al.*, 2019), and with 45 % of fibers predominance in sediments in the Western Pacific Ocean (Zhang *et al.*, 2020b). High fiber contents in sediments could be related to fragments of fishing nets nylon, cleaning towels and hygiene products (Reed *et al.*, 2018), and they are correlated to rainwater runoff, as well as to the high discharge of untreated or partially treated wastewater (Alves *et al.*, 2019). In addition, fibers are the greatest contributor to the effluents from household washing machines, because a single clothing item can produce more than 1,900 fibers per wash (Dodson *et al.*, 2020). The relation between the presence of microplastics and wastewater can explain their higher accumulation in the internal part of the Bay, which is closer to the urban center, the harbor and the wastewater discharge. It is necessary to take into account



descarga de aguas residuales. Es necesario tener en cuenta que las fibras son el tipo de microplástico más susceptible a la sobreestimación, aunque en esta investigación la metodología adoptada ayudó a disminuir este riesgo.

La mayor acumulación de microplásticos en el estuario interno encontrada en este estudio, es similar a lo reportado en el mar de Bering, mar de Chukchi y estrecho de Bering (Rusia), donde la abundancia de microplásticos disminuyó gradualmente al alejarse de la desembocadura de los ríos y adentrarse en el mar (Mu *et al.*, 2019). La alta densidad de los microplásticos reportados en la época de transición para el 2019, se pueden atribuir a actividades de dragado realizado en la zona para estas fechas, lo que conduce a cambios drásticos en la topografía del fondo y aumenta la profundidad, y favorece la deposición de partículas como sedimentos finos, material particulado y contaminantes (Rehitha *et al.*, 2017). Por otra parte, la remoción de sedimentos y el oleaje característico del océano Pacífico, las mareas y las corrientes de agua a lo largo del estuario, causan resuspensión de las partículas de microplásticos (Peng *et al.*, 2017), lo cual, junto con los cambios de densidad y flotabilidad de microplásticos por interacción con microorganismos (Zhang *et al.*, 2020b), pueden causar su redistribución, aumentando su abundancia en sedimentos superficiales de los años evaluados.

La época de lluvia presentó una mayor cantidad de partículas de microplásticos depositadas en el sedimento en comparación con la época seca, posiblemente por el mayor arrastre de macro y/o microplásticos por el aumento de la escorrentía, que introduce residuos plásticos depositados en playas, quebradas y ríos al estuario, donde posteriormente son distribuidos en zonas aledañas por acción del oleaje, corrientes y velocidad del viento (Baptista *et al.*, 2019).

Finalmente, la densidad relativamente alta de microplásticos y el considerable aumento a través del tiempo en la Bahía de Buenaventura, plantean una urgente necesidad de abordar esta problemática. En primer lugar, respecto al consumo masivo de macro y microplásticos, que ocasiona un aumento en la demanda y posterior producción en masa del mismo, generando mayores cantidades de residuos que pueden acabar en fuentes hídricas y contaminar ríos, quebradas y el mar. En segundo lugar, en cuanto a la acumulación de este contaminante y su transformación en los ecosistemas marinos, que pueden generar ingesta, bioacumulación y efectos tóxicos en organismos; y en tercer lugar, en cuanto a la reducción del uso de plásticos y la mejora de los sistemas de gestión de residuos sólidos y plantas de tratamiento de aguas residuales, que asegure una disminución de esos y otros contaminantes.

that fibers are the type of microplastic more susceptible of overestimation, although the methodology adopted in this research helped to reduce that risk.

The largest accumulation of microplastics in the internal estuary found in this study is similar to the findings in the Bering Sea, Chikchi Sea and the Bering Strait (Russia), where the abundance of microplastics gradually decreased when moving away from the mouth of the rivers and getting into the sea (Mu *et al.*, 2019). The high density of microplastics reported in the transition season for 2019, could be attributed to dredging activities carried out in the area by these dates, which leads to drastic changes in the bottom topography, increases depth, and favors the settling of particles such as fine sediments, particulate material and pollutants (Rehitha *et al.*, 2017). On the other hand, the removal of sediments and the characteristic swell of the Pacific Ocean, tides and water flows along the estuary, cause resuspension of microplastic particles (Peng *et al.*, 2017), which, together with the density and floatability changes of microplastics due to interaction with microorganisms (Zhang *et al.*, 2020b), may cause their redistribution, so increasing their abundance in superficial sediments in the evaluated years.

The rainy season showed a larger amount of microplastic particles deposited in the sediment compared to the dry season, maybe due to the larger drag of macro and/or microplastics by the increased runoff that introduces plastics deposited in beaches, creeks, and rivers into the estuary, where they are later distributed in surrounding areas under the action of swell, currents and wind speed (Baptista *et al.*, 2019).

Finally, the relatively high density of microplastics and the considerable increase over time in the Buenaventura Bay, pose an urgent need to address this issue. In the first place, regarding the mass consumption of macro and microplastics that produces an increase in their demand and their subsequent production, which generates larger amounts of waste that may end up in water sources and pollute rivers, streams, and the sea. In the second place, regarding the accumulation of this pollutant and its transformation in the marine ecosystems, which may generate ingestion, bioaccumulation and toxic effects in organisms; and in the third place, in terms of reducing the use of plastics, and improving the solid waste management systems and wastewater treatment plants that ensure a reduction in those and other pollutants.

## CONCLUSIONES

La abundancia de microplásticos para el año 2015 fue de  $194,9 \pm 51,3$  partículas/kg y para el año 2019 de  $359,6 \pm 88,0$  partículas/kg, evidenciando un aumento de 84,4 % de microplásticos en cuatro años. Adicionalmente, los microplásticos fueron más abundantes en la época de lluvias que en la época seca, con un aumento considerable en la época de transición del año 2019 probablemente debido a una operación de dragado de la bahía. En cuanto a la distribución espacial, el estuario interno presentó las mayores cantidades de microplásticos, lo cual se pudo originar por la cercanía a desembocaduras de fuentes hídricas, al centro poblado y a las actividades portuarias de la zona. Los microplásticos dominantes correspondieron a fibras, condición que se puede atribuir a actividades pesqueras, inadecuada disposición de elementos textiles y descarga de aguas negras sin tratamiento previo. La contaminación generada por los microplásticos puede causar riesgos y efectos adversos para las comunidades marinas comprometiendo la seguridad alimentaria. De este modo, es necesario identificar las fuentes de contaminación de macro y microplásticos, para así generar su control reduciendo ingreso de estos elementos en los ecosistemas acuáticos.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Colombia, por el apoyo institucional y económico mediante el proyecto “Efectos de operaciones de dragado en la comunidad de organismos estuarinos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano” código Hermes 34779 y el proyecto “Efectos de los cambios en la calidad del agua en las comunidades de macroinvertebrados y peces del estuario Bahía de Buenaventura” código Hermes 42118. Así mismo, agradecemos al grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática por el apoyo en el campo y laboratorio.

## CONCLUSIONS

The abundance of microplastics for the year 2015 was  $194.9 \pm 51.3$  particles/kg and  $359.6 \pm 88.0$  particles / kg for the year 2019, evidencing an increase of 84.4 % of microplastics in four years. In addition, microplastics were more abundant in the rainy season than in the dry season, with a considerable increase in the transition season of the year 2019, maybe due to a dredging operation in the bay. Regarding the spatial distribution, the internal estuary showed the largest amounts of microplastics, maybe proceeding from the proximity to the water source mouths, to the populated center and the harbor activities in the area. Fibers were the dominant microplastics, condition that can be attributed to fishing activities, inadequate disposal of textile elements and sewage discharge without previous treatment. Pollution generated by microplastics can produce risks and adverse effects for the marine communities compromising the food safety. In this way, it is necessary to identify the pollution sources of macro and microplastics, to generate control on them and reduce entering of these elements into aquatic ecosystems.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank Universidad Nacional de Colombia for its institutional and financial support for the projects “Effects of dredging operations in the estuary organism communities in the Buenaventura Bay, Colombian Pacific” Hermes code 34779, and for the project “Effect of the changes of water quality in the macroinvertebrates communities and fish of the Buenaventura Bay estuary”, Hermes code 42118. Likewise, we thank the Ecology and Aquatic Pollution research group for its support in the field and in the laboratory.

## BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aguirre, M., L. López, F. Bolaños y D. González. 2017. Percepción del paisaje, agua y ecosistemas en la cuenca del río Dagua, Valle del Cauca, Colombia. *Persp. Geogr.*, 22(1): 109–126. <https://doi.org/10.19053/01233769.5402>
- Alves, V., G. Figueiredo and G. Bay. 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Mar Pollut Bull.*, 146: 326–335. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.042>
- Anderson, M. 2017. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Stat. Ref. Online*
- Auta, H., C. Emenike and S. Fauziah. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Internat.*, 110: 165–176.
- Baptista, J., C. Gaylarde, I. Beech, A. Cardoso, V. da Silva and D. Gomes. 2019. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean Coast Manag.* 169:247-253. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030>



- Carbery, M., W. Connor and P. Thavamani. 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environ. Internat.*, 115:400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Clarke, K., R. Gorley, P. Somerfield and R. Warwick. 2014. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation* 3rd edition.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband and T. Galloway. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar Pollut Bull.*, 62(12): 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- de Sá, L., M. Oliveira, F. Ribeiro, T. Lopes and M. Norman. 2018. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms : What do we know and where should we focus our efforts in the future ? *Sci Total Environ.*, 645: 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>
- Dodson, G., A. Shotorban, P. Hatcher, D. Waggoner, S. Ghosal and N. Nofke. 2020. Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. *Mar Pollut Bull.*, 151: 110869. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869>
- Duque, G., D. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2020. Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res Int.* <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- Esiukova, E., M. Zobkov and I. Chubarenko. 2020. Data on microplastic contamination of the Baltic Sea bottom sediment samples in 2015 e 2016. *Data in Brief.*, 28:104887. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104887>
- Firdaus, M., Y. Trihadiningrum and P. Lestari. 2020. Microplastic pollution in the sediment of Jagir Estuary, Surabaya City, Indonesia. *Mar Pollut Bull.*, 150: 110790. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110790>
- Gamboa-García, D., G. Duque, P. Cogua and J. Marrugo-Negrete. 2020. Mercury dynamics in macroinvertebrates in relation to environmental factors in a highly impacted tropical estuary: Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 27(4): 4044–4057. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06970-6>
- Gamboa, D., 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. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras.*, 47(1): 67–83.
- Garcés, O., V. Castillo, A. Granados, L. Blandón and L. Espinosa. 2019. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Mar Pollut Bull.*, 145(2): 455–462. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
- Gideon, C. y C. Faggio. 2019. Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 68: 61–74. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.001>
- Guo, X., y Wang, J. 2019. The chemical behaviors of microplastics in marine environment : A review. *Mar Pollut Bull.*, 142: 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.019>
- Guzzetti, E., A. Sureda, S. Tejada y C. Faggio. 2018. Microplastic in marine organisms: Environmental and toxicological effects. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 64: 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.10.009>
- Invemar. 2017. Protocolo de muestreo y análisis de microplásticos en aguas marinas superficiales, sedimentos de playas y tracto digestivo de peces. Componente 5: Diagnóstico de microplásticos en zonas costeras de Colombia, Resolución 646 MinAmbiente. Santa Marta. 21p
- Karbalaei, S., A. Golieskardi, H.B. Hamzah, S. Abdulwahid, P. Hanachi, T. Walker and A. Karami. 2019. Abundance and characteristics of microplastics in commercial marine fish from Malaysia. *Mar Pollut Bull.*, 148: 5–15. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.072>
- Krishnapriya, P., M. Minu, R. Hershey, S. Nandan and K. Krishnan. 2019. Inter fjord variations as a key contributor in the meiobenthic faunal distribution in the Arctic Kongsfjord, Svalbard. *Reg Stud Marine Sci.*, 32: 100817. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100817>
- Lehtiniemi, M., S. Hartikainen, P. Näkki, J. Engström-Öst, A. Koistinen, A. and O. Setälä. 2018. Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. *Food Webs*, 17: e00097. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2018.e00097>
- Lobo-Guerrero, A. 1993. Hidrología e hidrogeología de la región Pacífica colombiana: 1-16. In Leyva, P. (Ed.) Colombia – Pacífico, Tomo I, Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis”, FEN Colombia, Bogotá. 12 p.
- Martínez, O., 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*. Colombia: Editorial Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 25 p.
- Masura, J., J. Baker, G. Foster, C. Arthur, and C. Herring. 2015. *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. NOAA, Silver Spring. 31.
- Matsuguma, Y., H. Takada, H. Kumata, H. Kanke, S. Sakurai, T. Suzuki and B. Newman. 2017. Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as Indicators of temporal trends in plastic pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 73(2): 230–239. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0414-9>
- Mceachern, K., H. Alegria, A. Kalagher, C. Hansen, S. Morrison and D. Hastings. 2019. Microplastics in Tampa Bay , Florida : Abundance and variability in estuarine waters and sediments *Mar Pollut Bull.*, 148: 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.068>
- Mehdinia, A., R. Dehbandi, A. Hamzehpour and R. Rahnama. 2020. Identification of microplastics in the sediments of southern coasts of the Caspian Sea, north of Iran. *Environ. Poll.*, 258: 113738. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113738>
- Molina, A., G. Duque and P. Cogua. 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Mar Biodivers.*, 50: 5. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>

- Mu, J., L. Qu, F. Jin, S. Zhang, C. Fang and X. Ma. 2019. Abundance and distribution of microplastics in the surface sediments from the northern Bering and Chukchi Seas. *Environ. Poll.*, 245: 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.097>
- Otero, L. 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. [https://doi.org/10.26640/01213423.12.9\\_21](https://doi.org/10.26640/01213423.12.9_21)
- Palacios, M., J. Cantera and E. Peña. 2019. Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific. *Estuar Coast Shelf Sci.*, 227: 106299. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106299>
- Peng, G., B. Zhu, D. Yang, L. Su, H. Shi and D. Li. 2017. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environ. Poll.*, 225: 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>
- Peng, L., D. Fu, H. Qi, C. Lan, H. Yu and C. Ge. 2020. Micro- and nano-plastics in marine environment: Source, distribution and threats — A review. *Sci Total Environ.*, 698: 134254. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134254>
- Prata, J., J. da Costa, A. Duarte and T. Rocha-Santos. 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends Analyt. Chem.*, 110: 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Reed, S., M. Clark, R. Thompson and K.A. Hughes. 2018. Microplastics in marine sediments near Rothera Research Station, Antarctica. *Mar Pollut Bull.*, 133: 460–463. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.068>
- Rehitha, T., N. Ullas, G. Vineetha, P. Benny, N. Madhu and C. Revichandran, C. 2017. Impact of maintenance dredging on macrobenthic community structure of a tropical estuary. *Ocean Coast. Manag.*, 144: 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.04.020>
- Ribeiro, I., A. Filippo and L. Neves do Santos. 2019. Influence of salinity, temperature and photoperiod on eye asymmetry of *Amphirion ocellaris* larvae. *Aquaculture.*, 73497. <https://doi.org/10.1016/j.neet.2019.104203>
- Saley, A., A. Smart, M. Bezerra, T. Burnham, L. Capece, L. Lima and S. Morgan. 2019. Microplastic accumulation and biomagnification in a marine reserve situated in a sparsely populated area. *Mar. Pollut. Bull.*, 146: 54–59. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.065>
- Sañé, E., A. Valente, F. Fatela, M. Cabral, C. Beltrán and T. Drago. 2019. Assessment of sedimentary pigments and phytoplankton determined by CHEMTAX analysis as biomarkers of unusual upwelling conditions in summer 2014 off the SE coast of Algarve. *J. Sea Res.*, 146: 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.jsea.2019.05.007>
- Tafurt, D. 2020. Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados de la familia Achiridae en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. Trabajo Grado, Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira. 25 p.
- Universidad del Valle. 2016. Informe avance final marco teórico y metodológico actividad 1. Proyecto de investigación Estrategias para la recuperación y manejo integrado del recurso hídrico en las cuencas del Cauca y Dagua, en el Valle del Cauca. 34 p.
- Van Cauwenberghe, L., L. Devriese, F. Galgani, J. Robbins and C. Janssen. 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar. Environ. Res.*, 111: 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Vega, L., V. Cantillo and J. Arellana. 2019. Assessing the impact of major infrastructure projects on port choice decisions: The Colombian case. *Transp. Res. Part A.*, 120: 132–148. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2018.12.021>
- Walters, K. and L. Coen. 2006. A comparison of statistical approaches to analyzing community convergence between natural and constructed oyster reefs. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 330(1): 81–95. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.018>
- Wang, J., M. Wang, S. Ru and X. Liu. 2019a. High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. *Sci. Total Environ.*, 651: 1661–1669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.007>
- Wang, W., H. Gao, S. Jin, R. Li and G. Na. 2019b. The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 173: 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.113>
- Wessel, C., G. Lockridge, D. Battiste and J. Cebrian. 2016. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Mar. Pollut. Bull.*, 109(1): 178–183. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>
- Yao, P., B. Zhou, Y. Lu, Y. Yin, Y. Zong, M. Chen and Z. Donnell. 2019. A review of microplastics in sediments: Spatial and temporal occurrences, biological effects, and analytic methods. *Quat. Int.*, 519: 274–281. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.03.028>
- Zhang, D., Y. Cui, H. Zhou, C. Jin, X. Yu, Y. Xu and Y. Li. 2020a. Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. *Sci Total Environ.*, 703: 134768. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134768>
- Zhang, D., X. Liu, W. Huang, J. Li, C. Wang, D. Zhang and C. Zhang. 2020b. Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. *Environ. Pollut.*, 259: 113948. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113948>

RECIBIDO/RECEIVED: 02/06/2020

ACEPTADO/ACCEPTED: 20/11/2020