



Fecha de recibido: 18-09-2023  
Fecha de aceptado: 26-02-2024  
DOI: 10.22490/21456453.7196

# DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DE LA CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS MARINOS DE LA BAHÍA DE TUMACO, PACÍFICO COLOMBIANO

## SPATIAL-TEMPORAL DYNAMICS OF MICROPLASTIC CONTAMINATION IN MARINE SEDIMENTS OF TUMACO BAY, PACIFIC COLOMBIAN PACIFIC

Sofía Martínez Martínez <sup>1</sup>  
Andrés Molina Sandoval <sup>2</sup>  
Guillermo Duque Nivia <sup>3</sup>

<sup>1</sup>Ingeniera Ambiental, Grupo de investigación Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Colombia.  
<https://orcid.org/0009-0003-1435-8388> [somartinezm@unal.edu.co](mailto:somartinezm@unal.edu.co)

<sup>2</sup> Investigador posdoctoral, Grupo de investigación Ecología y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Colombia.  
<https://orcid.org/0000-0003-1954-4393> [aemolinas@unal.edu.co](mailto:aemolinas@unal.edu.co)

<sup>3</sup> Profesor Titular, Facultad de Ingeniería y Administración, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Colombia.  
<https://orcid.org/0000-0002-2468-529X> [duquen@unal.edu.co](mailto:duquen@unal.edu.co)

**Citación:** Martínez, S., Molina, A. y Duque, G. (2024). Dinámica espaciotemporal de la contaminación por microplásticos en sedimentos marinos de la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 12(2), 311-332.  
<https://doi.org/10.22490/21456453.7196>

## RESUMEN

**Contextualización:** la Bahía de Tumaco en el Pacífico Colombiano es potencialmente receptora de residuos domésticos, lo que lleva a que diferentes contaminantes como los Microplásticos (<5mm) se acumulen en los sedimentos marinos.

**Vacío de conocimiento:** en la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano no se ha investigado sobre contaminación de MP en sedimentos marinos.

**Propósito:** el propósito de este estudio fue identificar la presencia, características y variación espaciotemporal de la contaminación por Microplásticos (MP) durante los años 2020 y 2021 en la zona interna y externa de la Bahía de Tumaco, y si ello tuvo alguna relación con la cercanía a la zona costera, la desembocadura de los ríos y el COVID-19.

**Metodología:** Se recolectaron muestras de MP en la zona interna y externa de la Bahía de Tumaco, durante las épocas de lluvia y seca en los años 2020 y 2021.

**Resultados y conclusiones:** la contaminación por MP fue mayor en la zona interna ( $721,37 \pm 175,96$  partículas/kg). Así mismo; la época de lluvia presentó la mayor contaminación por MP ( $928,73 \pm 220,20$  partículas/kg) mientras que la menor se observó en la época seca ( $440,78 \pm 101,54$  partículas/kg). Finalmente, se evidenció una disminución de MP de un año a otro, siendo marzo durante la época de lluvia de 2020, el que presentó la mayor contaminación con un promedio de  $1543,55 \pm 362,92$  partículas/kg, este patrón se debe posiblemente a la disminución del turismo en la Bahía de Tumaco por la emergencia sanitaria que comenzó en Colombia a mediados de marzo del año 2020 y que se presentó a nivel mundial.

**Palabras clave:** contaminación costera, época climática, estuario tropical, microplástico, pandemia

## ABSTRACT

**Contextualization:** Tumaco Bay in the Colombian Pacific is potentially a recipient of domestic waste, which leads to different contaminants such as microplastics (< 5mm) accumulating in marine sediments.

**Knowledge gap:** In the Tumaco Bay in Colombian Pacific, it has not been researching the patterns of microplastic contamination in marine sediments.

**Purpose:** The purpose of this study was to identify the presence, characteristics, and spatiotemporal variation of microplastic (MP) contamination during the years 2020 and 2021 in the internal and external zone of Tumaco Bay and whether this had any relationship with the proximity to the coastal zone, river mouths and COVID-19.

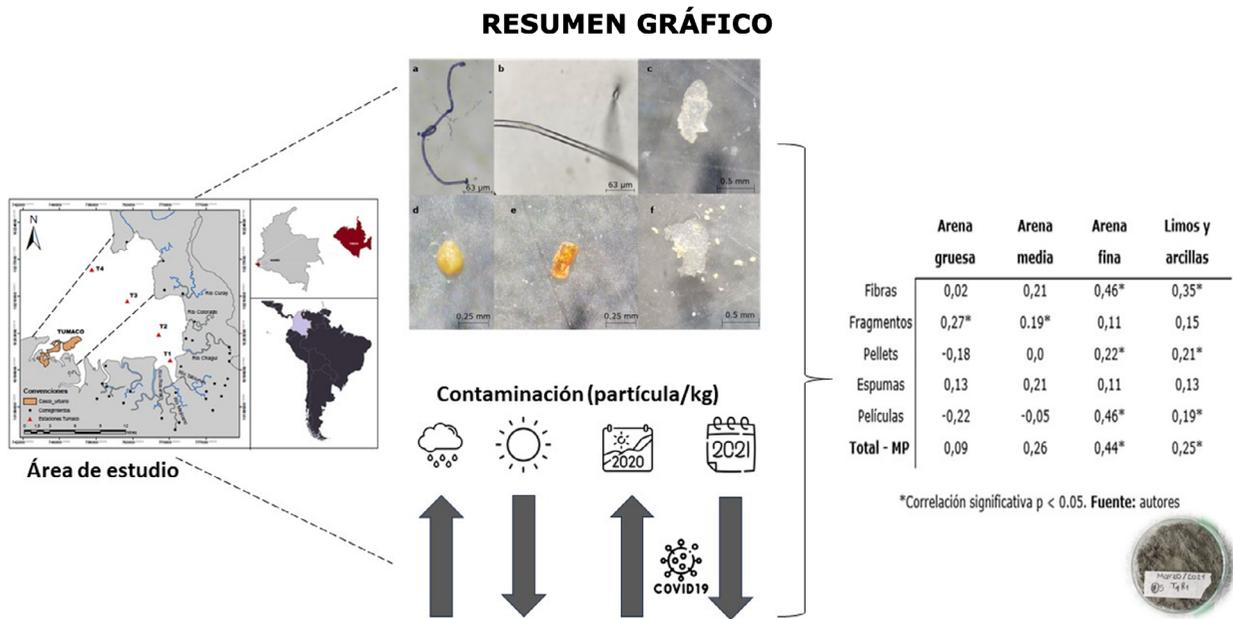
**Methodology:** MP samples were collected in the internal and external zone

of Tumaco Bay, during the rainy and dry seasons in the years 2020 and 2021.

**Results and conclusions:** MP contamination was higher in the internal zone ( $721,37 \pm 175,96$  particles/kg). Likewise, the rainy season presented the highest contamination by microplastics ( $928,73 \pm 220,20$  particles/kg) while the lowest was observed in the dry season ( $440,78 \pm 101,54$  particles/kg). Finally, there was a decrease in MP from one year to another, being March during the rainy season of 2020, the one that presented the highest contamination with an average of  $1543,55 \pm 362,92$  particles/kg, this pattern is possibly due to the decrease of tourism in the Bay of Tumaco due to the sanitary emergency that began in middle of March 2020 in Colombia and that occurred worldwide.

**Keywords:** coastal pollution, microplastic, pandemic, tropical estuary, weather season

# RESUMEN GRÁFICO



Fuente: autores

## 1 INTRODUCCIÓN

El plástico es un término que abarca una amplia gama de materiales a base de polímeros que se caracterizan por tener diferentes propiedades, resultado de su mezcla con diferentes aditivos para mejorar su rendimiento, según los requerimientos del producto final (Lusher *et al.*, 2019). Existen varios tipos de plástico, pero la mayor parte de la producción mundial se basa en cinco de ellos, que

son: cloruro de polivinilo (PVC), nailon y tereftalato de polietileno (PET), los cuales son más propensos a hundirse, y polietileno (PE) polipropileno (PP) y poliestireno (PS), que son más propensos a flotar (Auta *et al.*, 2017). Aquellos MP propensos a hundirse tienden a acumularse en los sedimentos, puesto que su densidad es superior a la del agua de mar.

Los plásticos presentan una alta variedad de colores, formas y tamaños. Según su tamaño pueden clasificarse en mega (>1m), macro (2,5 cm-1m), meso (5mm-2,5 cm), micro (1  $\mu$ m-5 mm) y nano plásticos (<1  $\mu$ m) (Franco *et al.*, 2017). Los MP (MP) pueden clasificarse como primarios o secundarios, de acuerdo con su origen; aquellos que son primarios corresponden a los que se originan en las actividades de fabricación industrial y pueden hallarse en artículos de limpieza del hogar, juguetes, polvos de limpieza industrial y productos de higiene y cuidado personal como limpiadores faciales, crema dental, polvos de maquillaje, etc. (Delvalle *et al.*, 2020). Los MP secundarios son aquellos que se generan de la fragmentación de restos de plásticos de mayor tamaño, provocado por la acción de agentes externos tales como radiación solar, el oleaje, la oxidación y la biodegradación; estos suelen tener forma de fragmentos, películas, fibras y espumas (Garcés *et al.*, 2021).

Los factores antropogénicos pueden provocar la acumulación de desechos plásticos y debido a los factores naturales se presenta la formación de MP (Prarat *et al.*, 2020). Se estima que en las zonas marinas entre un 60 y 90% de la basura corresponde a plásticos, esto por el inadecuado manejo y disposición directa de residuos a los cuerpos de agua naturales, que finalmente desembocan sus aguas en el mar; dicha contaminación es causada por actividades como extracción de minerales, acuicultura, transporte marítimo, entre otras, (Franco *et al.*, 2017). Lo anterior provoca que los residuos se acumulen en el

sedimento de ambientes costeros, marinos y oceánicos. Los sedimentos marinos tienen un gran potencial para acumular MP y han demostrado ser sumideros de estos por largo tiempo, llegando a representar el 3,3% del peso de los sedimentos en playas muy contaminadas (Auta *et al.*, 2017).

En Colombia, gran parte de los asentamientos humanos se encuentran en zonas cercanas a ríos, ciénagas y al mar. Se calcula que el 65% de los residuos sólidos y el 100% de las aguas residuales domésticas generadas en las poblaciones aledañas a las costas tiene un manejo inadecuado y son vertidas a los cuerpos de agua naturales, causando contaminación por plástico en los ecosistemas acuáticos (Garcés *et al.*, 2021). Actualmente, el país cuenta con pocos estudios sobre MP en sedimentos marinos.

En un estudio realizado en la Ciénaga Grande de Santa Marta se encontraron concentraciones de MP en sedimentos de manglar que oscilaron entre las 31 y 2.863 partículas/kg, de los cuales las películas constituyeron la forma más común de partículas de MP (Garcés *et al.*, 2019). En lo que respecta a la zona del Pacífico, en la Bahía de Buenaventura se encontró entre los años 2015 y 2019 concentraciones de MP que oscilaron entre las 11 a 1.354 partículas/kg, de las cuales las fibras fueron la forma más frecuente y se estimó un incremento del 84.4% en la acumulación de MP en sedimentos durante dichos años (Vásquez *et al.*, 2020). Tanto en la región Caribe como Pacífica se han encontrado MP de

origen secundario, pero la contaminación por ellos es mayor en el Caribe, posiblemente por diferencias en sus condiciones geográficas, dinámicas mareales, densidad poblacional e intensidad de las actividades económicas, que influyen en la acumulación y distribución de los MP (Franco *et al.*, 2017). Así mismo, las poblaciones de las zonas costeras del Pacífico están en constante aumento, generando preocupación puesto que su desarrollo y crecimiento pueden llegar a intensificar la contaminación por MP (Cartillo y Garcés, 2018).

Actualmente la comunidad científica expresa preocupación por el hecho de que los organismos que ingieren residuos plásticos puedan estar expuestos a contaminantes absorbidos, puesto que se ha encontrado que los plásticos constituyen un sumidero y una fuente de contaminantes químicos como los contaminantes orgánicos persistentes (COP) (Falahudin *et al.*, 2020). Lo anterior, sumado a los aditivos que se usan en su fabricación, pueden causar una afectación toxicológica al filtrarse desde los plásticos al medio ambiente marino (Falahudin *et al.*, 2020; Masura *et al.*, 2015). Esto puede provocar que organismos como crustáceos, anélidos, algas y peces tengan una interacción o absorción

directa de los aditivos que se encuentran en las partículas de MP presentes en los sedimentos marinos, proporcionando un mecanismo para el transporte de contaminantes en la red trófica (Lusher *et al.*, 2019).

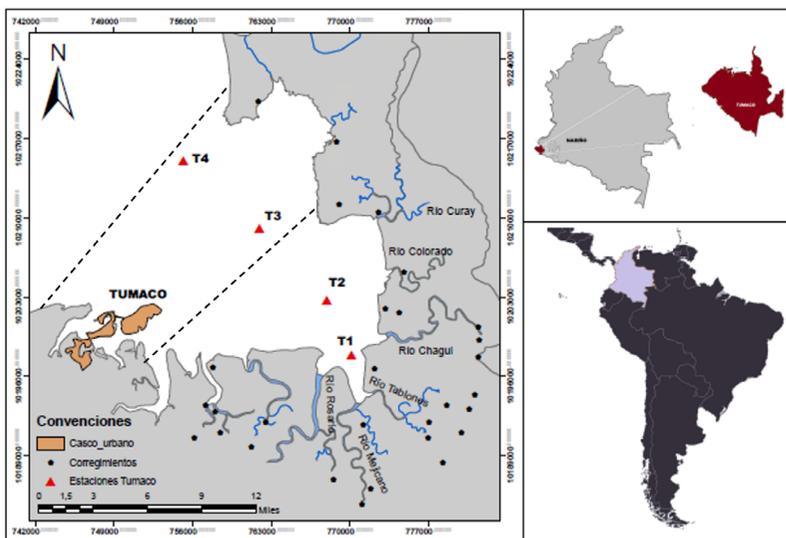
La Bahía de Tumaco en el Pacífico Colombiano es potencialmente receptora de residuos domésticos, puesto que recibe aguas residuales sin tratamiento de la población de Tumaco (Guzmán *et al.*, 2014). Por lo tanto, la presencia de contaminación por plástico puede ser alta y con variaciones en las concentraciones de MP en sedimentos de acuerdo con la época y la zona (Bastidas *et al.*, 2008). Se podría esperar que la concentración por MP sea mayor en la época de lluvia, con una tendencia a aumentar conforme se disminuye la distancia a la desembocadura de los ríos y la costa. Además, la forma de MP más encontrada en sedimentos son las fibras, por lo que se espera que este tipo de microplástico sea el más abundante (Falahudin *et al.*, 2020; Peng *et al.*, 2017; Vianello *et al.*, 2013). El objetivo de esta investigación es identificar la presencia, características y variación espaciotemporal de la contaminación por MP durante los años 2020 y 2021 en la Bahía de Tumaco, Nariño.

## MATERIALES Y MÉTODOS **2**

### ÁREA DE ESTUDIO

La Bahía de Tumaco se encuentra ubicada en el extremo sur de la costa Pacífica colombiana, en el departamento de Nariño, se constituye como la mayor entrante del litoral nacional ( $1^{\circ} 45'$  y  $2^{\circ} 00'$  N  $78^{\circ} 30'$  y  $78^{\circ} 45'$  O) y comprende un área aproximadamente de  $350 \text{ Km}^2$ , con profundidades que varían entre 0 y 50 m (Rodríguez, 2011). El borde de la costa de la Bahía comprende el municipio de Tumaco con 138091 habitantes y parte del municipio de Francisco Pizarro con 7.434 habitantes, en ellos se destacan las poblaciones de Salahonda y las islas de El Morro, Tumaco y La Viciosa (Censo Nacional de Población y Vivienda, 2018). El régimen de lluvias es moderado y presenta una

precipitación promedio anual de 2647.1 mm, en la Bahía predomina la marea tipo semidiurna registrando dos mareas altas y dos mareas bajas por día, con un periodo de aproximadamente 12,5 horas (Garray *et al.*, 2006). Sus habitantes basan su economía en labores extractivas como la pesca y actividades portuarias (Guzmán *et al.*, 2014). El ecosistema estuarino de la Bahía recibe las aguas de diferentes ríos, que se caracterizan por ser de caudales cortos pero caudalosos y, de igual forma, las aguas de origen oceánico que se dirigen hacia la costa; todo esto genera variabilidad permanente de las condiciones físico-químicas que pueden cambiar de acuerdo con el ciclo mareal y las épocas secas y de lluvia (Bastidas *et al.*, 2008) (Figura 1).



**Figura 1.** Bahía de Tumaco en el Pacífico colombiano: área de estudio y zona de muestreo. La convención de los triángulos representa los sitios de muestreo, siendo T1 y T2 la zona interna y T3 y T4 la zona externa de la Bahía

Fuente: autores

## Diseño muestral y recolección de muestras

Los sitios de muestro se distribuyeron de acuerdo con el gradiente de salinidad en zona interna y externa y se colectaron muestras durante la época de lluvia (marzo-febrero) y la época seca (octubre-noviembre) de los años 2020 y 2021. Las estaciones ubicadas en la zona interna del estuario (T1 y T2) correspondieron a aquellas áreas donde existe una mayor influencia de los ríos (Rosario, Mejicano, Tablones, Curay, Chaqui y Colorado) y mayor cercanía a los centros poblados. Las estaciones localizadas en la zona externa de la Bahía (T2 y T3) se caracterizaron por tener mayor influencia marina y mayor salinidad. Se colectaron 48 muestras de sedimentos marinos usando un core de 4.5 cm de diámetro y 20 cm de longitud, a una profundidad de  $3.36 \pm 0.30$  m (promedio  $\pm$  error estándar), en cuatro sitios de muestreo en la Bahía de Tumaco; de las muestras de sedimentos (tres réplicas) fueron extraídos los primeros 5 cm, los cuales se almacenaron y refrigeraron para el posterior análisis en el laboratorio.

## Preparación de los sedimentos

La contaminación de las muestras es un problema importante en los trabajos de laboratorio de MP, por ello, se tomaron varias medidas para evitar la contaminación ambiental. En el laboratorio se procedió a una limpieza a fondo de los lugares de trabajo y del equipo que se utilizaría antes de cualquier trabajo. El vidrio y el

metal se utilizaron preferiblemente en lugar de plástico (Barrett *et al.*, 2020). Los materiales y muestras se cubrieron con papel de aluminio limpio para minimizar el riesgo de exposición. Por último, durante el análisis de los sedimentos sólo se encontraron en el laboratorio las personas imprescindibles, utilizando batas de algodón para minimizar la introducción de cualquier fibra transportada por la ropa o el aire en las muestras de sedimentos (Delvalle *et al.*, 2020).

La separación de los MP se llevó a cabo mediante la adaptación de diferentes metodologías sobre separación por densidad (Cartillo y Garcés, 2018; Delvalle *et al.*, 2020; Vásquez *et al.*, 2020). Las muestras de sedimento se depositaron en cajas de Petri y se secaron en un horno Memmet 30-750 a una temperatura de 70°C, con el fin de disminuir el posible daño de las estructuras químicas en algunos tipos de polímeros (Cordova *et al.*, 2021), por un periodo de 48 horas para eliminar toda la humedad del sustrato. Posterior a esto las muestras completamente secas se pesaron en una balanza analítica Adam SPB 723 de precisión  $\pm 0,0001$ g, y se registró el peso seco de la muestra para el posterior análisis de los resultados.

En la separación de los MP por densidad, se utilizó una solución salina saturada compuesta por 365 g de cloruro de sodio (NaCl) en un litro de agua destilada, con el fin de lograr una densidad aproximadamente 1.2 g/ml. Para lograr una correcta disolución, se agitó a 1000 rpm y a una temperatura de 60°C (esto con el

fin de aumentar la solubilidad del agua) durante 10 minutos en una plancha con agitador Heidolph PT1000 medium; posteriormente se filtró en un tamiz metálico de 125  $\mu\text{m}$  y de 63  $\mu\text{m}$  para eliminar cualquier tipo de partículas de sal de tamaños superiores que no se hubiese disuelto totalmente; seguidamente, las muestras secas se depositaron en beakers, a los cuales se les adicionó la solución salina y se agitó a 600 rpm por 10 minutos. En lugar de esperar varias horas, normalmente propuesto para la sedimentación natural de la solución, la muestra se depositó en un Cono Imhoff de 1 L de capacidad y después de 30 minutos de separación por densidad, se extrajo el material sobrenadante, aproximadamente 50 ml (que contiene MP y material vegetal) en beakers y se filtró dos veces en un tamiz de 63  $\mu\text{m}$ , este tiempo es suficiente para lograr una separación significativa de MP en función de su densidad (Vásquez *et al.*, 2020); adicional a esto, se secó nuevamente en el horno a 70°C durante 48 horas y se pesó nuevamente para determinar la masa de sólidos total.

Debido a la presencia de materia orgánica como fragmentos de madera, algas secas y hojas, en las muestras del sobrenadante, estas se oxidaron mediante el uso de hipoclorito de sodio (NaClO) al 15%. Se añadió 20 ml de hipoclorito a cada muestra con los sólidos recolectados y se dejó oxidando por 48 horas en las cajas de Petri. Finalizado el tiempo de oxidación, se limpió el material resultante (MP) usando abundante agua destilada y tamizando dos veces en un tamiz de

63  $\mu\text{m}$ , dicho material fue depositado en un recipiente y se secó nuevamente a una temperatura de 70°C por 48 h, posterior a esto se determinó el peso seco de los MP.

Las muestras se analizaron en un estereoscópico y un microscopio para la identificación, conteo, medición y clasificación de los MP, teniendo en cuenta que no presentaran estructura orgánica o celular, que tuvieran un color homogéneo; para el caso de las fibras que no estuvieran ramificadas y no presentaran segmentos (Falahudin *et al.*, 2020; Kovač *et al.*, 2016). Para evitar una identificación errónea de los MP se tuvo en cuenta que las partículas presentaran un color homogéneo no brillante y las fibras no estuvieran ramificadas, también se llevaron a cabo pruebas de resistencia térmica para corroborar si lo identificado como MP correspondía a contaminantes plásticos, los cuales al entrar en contacto con el calor se derriten mientras que estructuras celulares y orgánicas no lo hacen. Las unidades se expresaron en partículas/kg.

## Análisis estadístico

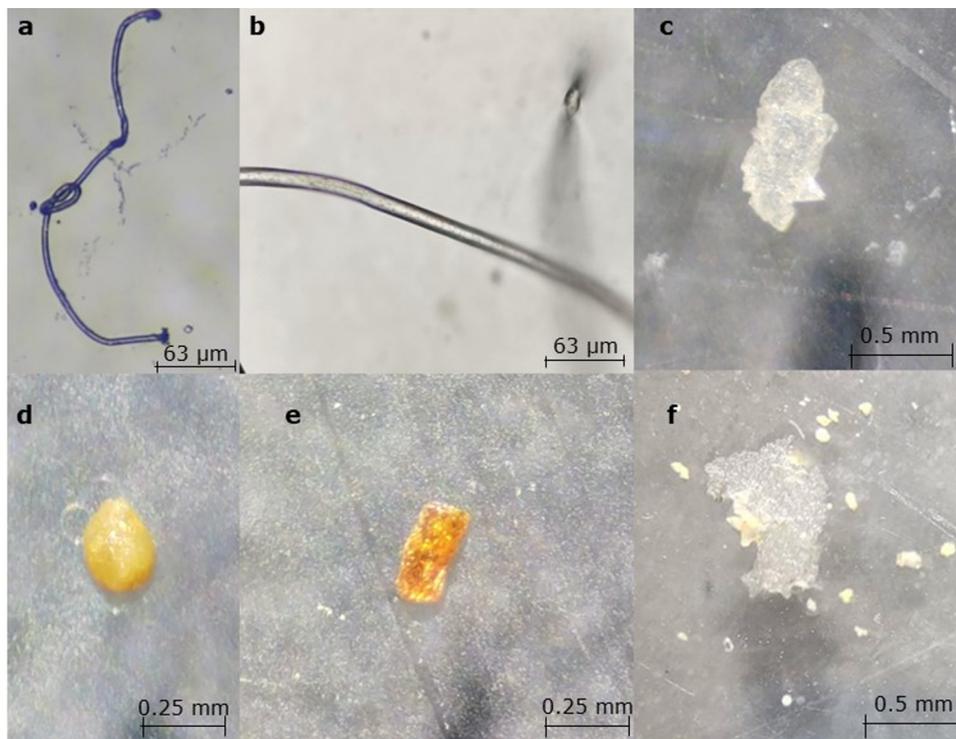
Los datos de abundancia de MP en el sedimento se expresaron como la media  $\pm$  error estándar (EE). Para determinar las diferencias significativas se realizaron Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA), con 9999 permutaciones, aceptando un valor  $p < 0.05$  como una diferencia estadísticamente significativa. Así mismo, se realizaron análisis Pair-Wise Test (pruebas post

hoc) para identificar grupos significativamente diferentes entre las épocas y zonas de estudio (Anderson, 2017). Se realizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) con índice de distancia euclidiana y a dos vías, para evaluar similitudes entre tipos de MP, zonas de estudio y épocas de los años 2020 y 2021 (Clarke and Warwick,

1994; Vásquez *et al.*, 2020). Por último se realizaron correlaciones de Spearman mediante el programa PAST 4.0 para identificar la relación de proporcionalidad directa o inversa entre el tamaño de grano de sedimentos y la abundancia de MP en la Bahía de Tumaco (Rendón-Von Osten *et al.*, 2023).

### 3 RESULTADOS Y DISCUSION

#### RESULTADOS



**Figura 2.** Tipos de MP en el sedimento marino de la Bahía de Tumaco: a. fibra, b. fibra vista en el microscopio a 40X, c. película, d. pellet, e. fragmento y f. espuma

Fuente: autores

Para el estuario en general se registró un promedio de  $684,76 \pm 125,11$  partículas/kg, los tipos de MP encontrados por este estudio fueron fibras, fragmentos, pellets, espumas y películas (Figura 2), donde el tipo de MP más común encontrado en toda la Bahía de Tumaco fueron las fibras, seguidas de los fragmentos. El tamaño de todas las partículas se ubicó en un rango desde las  $63 \mu\text{m}$  hasta los  $3\text{mm}$  y el color predominante fue el transparente para las fibras, película, pellet y espumas, y amarillo para los fragmentos. Las fibras aportaron las mayores contribuciones a la diferencia en la acumulación de MP entre la época de lluvia y la época seca (74,25%, SIMPER) y continuaron aportando en la diferencia de distribución de un año a otro (78,21%, SIMPER).

Por otra parte, la época de lluvia presentó las mayores concentraciones de MP en la Bahía de Tumaco, con un promedio de  $928,73 \pm 220,20$  partículas/kg (promedio  $\pm$  error estándar) mientras que la época seca contó solamente con  $440,78 \pm 101,54$  partículas/kg (Tabla 1). Contrastando con lo anterior la zona interna presentó mayores concentraciones de MP que la externa siendo respectivamente  $721,37 \pm 175,96$  y  $648,15 \pm 181,37$  partículas/kg.

Durante el año 2020 los muestreos realizados presentaron dos etapas; la primera correspondió al muestreo realizado en el mes de marzo (época de lluvia en Tumaco), durante este mes empezó el confina-

miento por la emergencia sanitaria en Colombia; la segunda corresponde al mes de octubre (época seca en Tumaco) y tiempo en el cual el turismo había disminuido en gran parte.

De acuerdo con lo anterior, se presentaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) del total de MP entre épocas, presentándose las mayores concentraciones en la época de lluvia con  $1543,55 \pm 362,92$  partículas/kg y las menores en época seca con  $725,52 \pm 162,86$  partículas/kg, (Tabla 1).

A pesar de que no se presentaron diferencias significativas entre zonas, la zona externa ( $1159,23 \pm 297,20$  partículas/kg) presentó mayores concentraciones de MP que la zona interna ( $1109,85 \pm 316,57$  partículas/kg) en la Bahía de Tumaco. Así mismo, solo las fibras presentaron diferencias significativas entre las épocas del año de estudio, como se muestra en la Tabla 1.

Con respecto al año 2021 se presentaron diferencias significativas del total de MP entre las zonas del estuario (Tabla 1), las mayores concentraciones de MP fueron en la zona interna, con una densidad de  $332,88 \pm 42,72$  partículas/kg. En lo concerniente a las épocas no se presentaron diferencias significativas; sin embargo, la época de lluvia presentó mayores concentraciones de MP ( $313,91 \pm 48,24$  partículas/kg) que la época seca ( $156,03 \pm 43,02$  partículas/kg).

■ **Tabla 1.** Densidad de MP por épocas y zonas de estuario para el año 2020 y 2021 según su clasificación (Promedio  $\pm$  EE). Los resultados de la prueba permanova pair-wise test se representan con letras [ $p(\text{PERM}) < 0.05$ ]

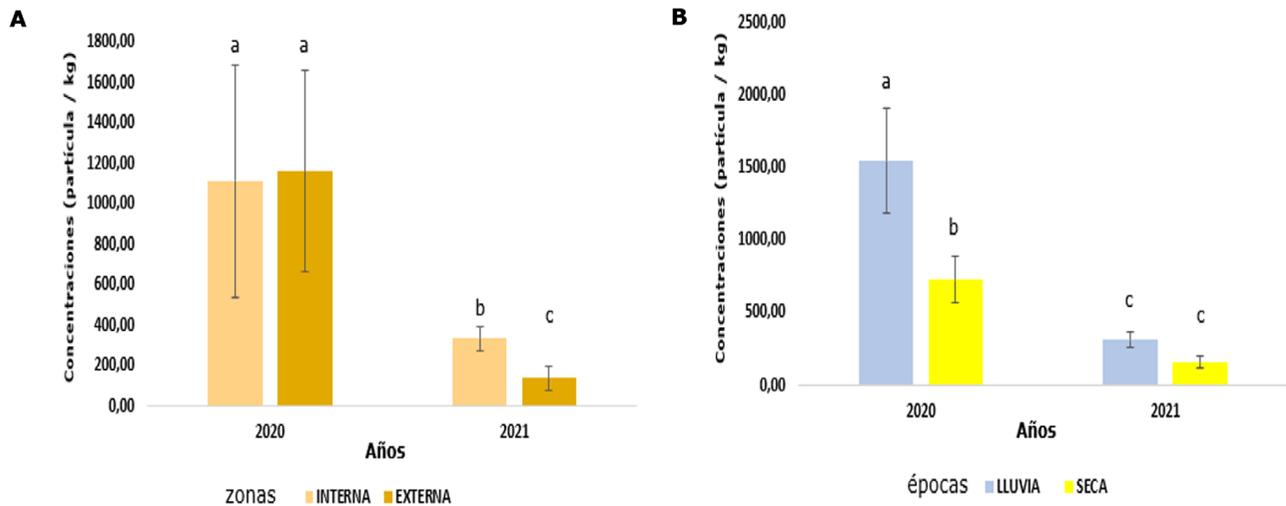
AÑO		FIBRA	FRAGMENTO	PELLET	ESPUMA	PELÍCULA	Total de MP	
2020	ÉPOCA	lluvia	1381,54 $\pm$ 321,85 <b>a</b>	72,89 $\pm$ 22,43	11,06 $\pm$ 4,98	50,96 $\pm$ 28,59	18,08 $\pm$ 8,59	1543,55 $\pm$ 362,92 <b>a</b>
		seca	575,05 $\pm$ 159,96 <b>b</b>	84,20 $\pm$ 23,47	20,27 $\pm$ 9,28	44,19 $\pm$ 19,06	1,82 $\pm$ 1,82	725,52 $\pm$ 162,86 <b>b</b>
	ZONAS	Interna	911,89 $\pm$ 210,10	110,99 $\pm$ 26,66	5,87 $\pm$ 4,10	72,36 $\pm$ 27,37	4,32 $\pm$ 4,32	1109,85 $\pm$ 316,57
		Externa	1044,70 $\pm$ 271,62	46,09 $\pm$ 12,56	25,45 $\pm$ 8,97	22,79 $\pm$ 17,96	15,58 $\pm$ 8,05	1159,23 $\pm$ 297,20
2021	ÉPOCA	lluvia	246,91 $\pm$ 41,73	54,91 $\pm$ 18,08	1,90 $\pm$ 1,90	10,19 $\pm$ 4,49	0,00	313,91 $\pm$ 48,24
		seca	113,36 $\pm$ 36,19	30,86 $\pm$ 12,28	3,96 $\pm$ 2,67	7,85 $\pm$ 4,44	0,00	156,03 $\pm$ 43,02
	ZONAS	Interna	248,60 $\pm$ 41,85	68,86 $\pm$ 18,50	3,96 $\pm$ 2,67	11,46 $\pm$ 5,17	0,00	332,88 $\pm$ 42,72 <b>a</b>
		Externa	111,67 $\pm$ 35,47	16,91 $\pm$ 6,25	1,90 $\pm$ 1,90	6,59 $\pm$ 3,50	0,00	137,06 $\pm$ 41,74 <b>b</b>
Promedios	Promedio 2020	<b>978,30 <math>\pm</math> 194,83 <b>a</b></b>	<b>78,55 <math>\pm</math> 15,92</b>	<b>15,67 <math>\pm</math> 5,24</b>	<b>47,58 <math>\pm</math> 16,82</b>	<b>9,95 <math>\pm</math> 4,62 <b>a</b></b>	1134,54 $\pm$ 212,40 <b>a</b>	
	Promedio 2021	<b>180,13 <math>\pm</math> 30,39 <b>b</b></b>	<b>42,87 <math>\pm</math> 10,98</b>	<b>2,93 <math>\pm</math> 1,62</b>	<b>9,02 <math>\pm</math> 3,10</b>	<b>0,00 <b>b</b></b>	234,97 $\pm$ 35,64 <b>b</b>	

Fuente: autores

Al comparar los años 2020 y 2021, tanto el total de las fibras como las películas presentaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) de un año a otro, presentándose en el año 2020 las mayores concentraciones de estas partículas (Tabla 1); seguidamente se identificaron diferencias significativas en la contaminación por MP entre las zonas y épocas de los años de estudio (Figura 3), presentándose mayor contaminación en la época de lluvia de 2020 (1543,55  $\pm$  362,92 partículas/kg) y en la zona externa del mismo año (1159,23  $\pm$  297,2 partículas/kg).

La densidad promedio de MP para el año 2020 correspondió a 1134,54  $\pm$  212,4

partículas/kg mientras que para el año 2021 fue de 234,97  $\pm$  35,64 partículas/kg en la Bahía de Tumaco, presentándose diferencias significativas entre los dos años (Tabla 1). El año 2020 fue el año de mayor contaminación y la época de lluvia fue la más contaminada, contrastando con lo anterior la época seca presentó la mitad de la concentración de microplásticos que la época de lluvia de los años de estudio. Al iniciar el período de confinamiento, se observa una tendencia hacia la disminución de las concentraciones de MP desde la época de seca del 2020 (725,52  $\pm$  162,86 partículas/kg) hasta la época seca de 2021 (156,03  $\pm$  43,02 partículas/kg) como se muestra en la Figura 3.



**Figura 3.** Concentraciones de MP totales (Promedio  $\pm$  EE). **A)** zonas *versus* años; **B)** épocas *versus* años. Los resultados de la prueba permanova pair-wise test se representan con letras [ $p(\text{PERM}) < 0.05$ ]

Fuente: autores

Para finalizar, el resultado entre el tamaño de grano de sedimentos ( $\mu\text{m}$ ) y la abundancia de MP en general en la Bahía de Tumaco mostró una correlación significativa de los MP totales con los limos, arcillas y arena fina. Seguidamente las

fibras, las películas y los pellets presentaron una correlación positiva fuerte con la arena fina y los limos y arcillas, mientras que los fragmentos presentaron una correlación positiva fuerte con la arena gruesa y media (Tabla 2).

■ **Tabla 2.** Correlación de Spearman entre la abundancia de MP con las características de los sedimentos marinos de la Bahía de Tumaco, en el Pacífico colombiano

	Arena gruesa	Arena media	Arena fina	Limos y arcillas
Fibras	0,02	0,21	0,46*	0,35*
Fragmentos	0,27*	0,19*	0,11	0,15
Pellets	-0,18	0,0	0,22*	0,21*
Espumas	0,13	0,21	0,11	0,13
Películas	-0,22	-0,05	0,46*	0,19*
<b>Total - MP</b>	0,09	0,26	0,44*	0,25*

\*Correlación significativa  $p < 0.05$ . Fuente: autores

## DISCUSIÓN

El tipo de MP más común en la Bahía de Tumaco fueron las de fibras, esto coincide con lo reportado en varios estudios del Pacífico Colombiano (Tafur *et al.*, 2021; Vásquez *et al.*, 2020), ya que aportaron las mayores contribuciones en la diferencia de acumulación de MP de una época a otra y de un año a otro siendo 74,25 % y 78,21% respectivamente. Lo anterior, está acorde con lo encontrado en el sistema estuarino de la Bahía de Vitória en el sureste de Brasil, donde las fibras comprendieron el 77% de los MP registrados (Baptista *et al.*, 2019). De igual forma, las fibras fueron abundantes en los sedimentos del estuario de Buenaventura con un 63,7 y 56,03% del total de MP (Vásquez *et al.*, 2020), en la Bahía de Changjiang, China, con 93% de la abundancia total (Peng *et al.*, 2017) y con el 45% de dominancia de fibras en sedimentos del Océano Pacífico occidental (Zhang *et al.*, 2020).

Los altos contenidos de fibras en los sedimentos se deben posiblemente a la fragmentación de las redes de pesca, actividad que ha sido identificada como una fuente importante de contaminación de plástico en el Pacífico (Richardson *et al.*, 2017). Las redes están hechas principalmente de polietileno y poliamida (Baptista *et al.*, 2019; Peng *et al.*, 2017), estos polímeros oscilan entre densidades de 970 kg/m<sup>3</sup> (0,97 g/ml) y 1160 kg/m<sup>3</sup> (1,16 g/ml) respectivamente (Franco *et al.*, 2017; Masura *et al.*, 2015). Las fibras de poliamida sedimentan mucho más rápido al tener una

densidad mayor que la del agua de mar (1027 kg/m<sup>3</sup> o 1,027 g/ml), mientras que las partículas de polietileno y poliestireno se sedimentan posiblemente por la acción de microorganismos que están asociados a las superficies de los MP como restos de diatomeas, esporas de hongos y principalmente bacterias, los cuales han sido encontrados en la mayoría de sedimentos marinos (Baptista *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2020), que posiblemente provocan cambios en la densidad y flotabilidad de los MP aumentando las concentraciones en los sedimentos.

En la Bahía de Tumaco se presentaron mayores concentraciones de MP en la época de lluvia, posiblemente porque hubo un mayor arrastre de macro y microplásticos por el aumento de la escorrentía, que introduce residuos plásticos depositados en playas, quebradas y ríos al estuario; este resultado concuerda con lo encontrado en la Bahía de Buenaventura durante los años 2015 y 2019 (Vásquez *et al.*, 2020). Durante la época de lluvia predomina la humedad atmosférica que contiene tres factores, precipitación, humedad relativa y presión de vapor. La humedad y velocidad del viento son factores importantes que afectan a la distribución diaria de la contaminación por partículas y los MP también son partículas, por lo que dichas condiciones pueden tener una gran influencia en su distribución (Jia *et al.*, 2022); por lo anterior, al presentarse precipitaciones en la época de lluvia y mayor humedad existe mayor deposición atmosférica de los MP en la Bahía.

La distribución de MP puede verse afectada por las olas, las mareas y las corrientes de agua a lo largo de la costa (Franco *et al.*, 2017; Peng *et al.*, 2017), un estudio realizado en el estuario del río Támesis en el Reino Unido encontró que la distribución de MP estaba influenciada por las mareas y las corrientes de agua, situación que posiblemente se presenta en la Bahía de Tumaco (Browne *et al.*, 2011). La zona interna presentó las mayores concentraciones de MP, lo cual se debe probablemente a la cercanía con los centros poblados y a la marea, puesto que cuando se presenta marea alta el agua que sale de los ríos no se distribuye muy lejos de la desembocadura de los mismos, debido a la fuerza del agua que viene entrando hacia la Bahía con la marea, provocando que las partículas se acumulen en la zona más aledaña a los centros poblados y a la costa (Franco *et al.*, 2017; Garay *et al.*, 2006). Sumado a lo anterior, la descarga de las aguas residuales por parte de la población de Tumaco y Francisco Pizarro puede explicar la alta densidad de MP en la zona interna de la Bahía.

El promedio de partículas de MP para el año 2020 ( $1134.54 \pm 212.40$  partículas/kg) fue similar a lo encontrado en la laguna de Venecia en Italia, donde estimaron 1445 partículas/kg (Vianello *et al.*, 2013) y mayor a lo encontrado en sedimentos de la Bahía de Banten en Indonesia, con una concentración promedio de MP  $267 \pm 98$  partículas/kg (Falahudin *et al.*, 2020). Con respecto al año 2021 las concentraciones de MP ( $234,97 \pm 35,64$  partículas/kg) fueron similares a las reportadas en el estua-

rio de Haihe en China ( $216,1 \pm 92,1$  partículas/kg) y mayor a lo reportado en el estuario Yondingxinhe en China con una concentración promedio de MP  $85,0 \pm 40,1$  partículas/kg (Wu *et al.*, 2019).

Se evidenció una disminución de MP de un año a otro, esto se debe posiblemente a la disminución del turismo en la Bahía de Tumaco por la emergencia sanitaria que se presentó a nivel mundial, además el año 2020 fue el año de mayor contaminación y la época de lluvia fue la más contaminada, puesto que correspondía a un periodo de tiempo prepandemia donde el turismo y las actividades cotidianas en la Bahía estaban muy normalizadas. De hecho, estudios realizados en diferentes partes del mundo han documentado una reducción en la contaminación ambiental durante los confinamientos y cierres de actividades económicas (Sharma *et al.*, 2021; Tobías *et al.*, 2021). Sin embargo, a pesar de la disminución, las concentraciones siguen siendo significativamente altas y preocupantes para la salud de los ecosistemas marinos y la salud humana.

Esta tendencia es diferente con las observadas en estudios anteriores en otras zonas marinas como el mar de Chukchi, donde no se presentó una disminución de un año a otro, sino que por el contrario hubo un incremento del 0,78 al 0,91 (Fang *et al.*, 2022). Posiblemente con el paso de los años las concentraciones de MP en la Bahía de Tumaco aumenten debido a que el confinamiento terminó y ocurra lo sucedido en el Giro Subtropical del Pacífico Norte donde la abundancia de MP ha

aumentado en dos órdenes de magnitud en las últimas cuatro décadas (Goldstein *et al.*, 2012), y se estima que la concentración de MP se cuadruplicará de aquí a 2060 aproximadamente a 30°N en el Pacífico, mientras que podría duplicarse en 2050 o multiplicarse por 50 entre 2010 y 2100 en el océano global (Isobe *et al.*, 2019; Lebreton *et al.*, 2017).

Las características de los sedimentos como el tamaño de partícula ( $\mu\text{m}$ ) desempeñan un papel importante en la distribución y acumulación de los MP en el fondo marino (Vermaire *et al.*, 2017); por esta razón en este estudio se realizó un análisis de correlación entre estos factores y se descubrió que la abundancia de MP se correlacionaba positivamente con la arena fina, limos y arcillas ( $p < 0,05$ ), esta condición indica que la abundancia de los MP aumenta a media que disminuye el tamaño de partículas del sedimento (Falahudin *et al.*, 2020).

Finalmente, las altas concentraciones de MP en la época de lluvia y en la zona interna en la Bahía de Tumaco, exponen la necesidad de ampliar los enfoques integrados para estudiar eficazmente la contaminación marina por plásticos y emprender acciones eficaces para limitar la entrada de plásticos, sobre todo fibras, en el medio marino (Fagiano *et al.*, 2023). En lo que concierne a la acumulación y transformación de este agente contaminante dentro de los ecosistemas marinos, surge la posibilidad de que dicha acumulación genere procesos de ingestión, bioacumulación y manifestación de efectos tóxicos en los diferentes organismos que los conforman. Por ello, es importante mejorar los procedimientos de gestión de residuos sólidos y permitir que el estuario continúe brindando sus servicios ambientales (Vidal *et al.*, 2021) así como regulación de desequilibrios y perturbaciones, reciclaje de nutrientes, entre otros.

## 4 CONCLUSIONES

En lo que respecta a la distribución espacial, el estuario interno presentó las mayores cantidades de MP en la época de lluvia, lo cual se pudo originar muy probablemente por la cercanía a desembocaduras de los ríos, a los centros poblados, por la escorrentía y por el vertimiento de aguas residuales no tratadas por parte de la población Tumaco. Los MP dominantes

correspondieron a fibras, condición que se puede atribuir a las actividades pesqueras que se llevan a cabo en la región de estudio. La disminución de las concentraciones de los MP totales de un año a otro se debió posiblemente a la disminución del turismo en la Bahía de Tumaco por la emergencia sanitaria que se presentó a nivel mundial. Esto demuestra que es

importante crear un turismo sostenible y consciente para disminuir la contaminación, evitando que sea la única solución que se genere una pandemia, para así lograr que la Bahía no presente altas con-

centraciones de plásticos y MP. Es posible que se transfieran grandes cantidades de pequeños MP en los tejidos y a través de la red alimentaria planctónica, lo que debería ser el foco de la investigación futura.

## CONTRIBUCIÓN DE LA AUTORÍA

**Sofía Martínez-Martínez:** toma y procesamiento de muestras, análisis de datos, conceptualización, consulta bibliográfica, escritura, borrador original y edición. **Andrés Molina Sandoval:** conceptualización, metodología, muestreo,

investigación, análisis de datos, adquisición de recursos, escritura, revisión y edición. **Guillermo Duque Nivia:** conceptualización, muestreo, análisis de datos, adquisición de recursos, administrador del proyecto, logística, revisión y edición.

## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Colombia sede Palmira; al grupo de investigación en Ecología y contaminación acuática y al proyecto “Evaluación de la biodiversidad y la dinámica ecosistémica

para determinar prioridades de conservación y sustentabilidad de la pesca artesanal en la Bahía de Tumaco, Nariño”, código 65500 financiado por el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación.

## LITERATURA CITADA

Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Sta-*

*tistics Reference Online.* <https://doi.org/10.1002/9781118445112.STAT07841>

- Auta, H. S., Emenike, C. U., and Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Baptista, J. A., Gaylarde, C., Beech, I., Bastos, A. C., da Silva Quaresma, V., and de Carvalho, D. G. (2019). Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória Bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 169(September 2018), 247–253. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030>
- Barrett, J., Chase, Z., Zhang, J., Holl, M. M. B., Willis, K., Williams, A., Hardsy, B. D., and Wilcox, C. (2020). Microplastic Pollution in Deep-Sea Sediments From the Great Australian Bight. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.576170>
- Bastidas, G. D., Casanova, R. F. y Celis, C. N. (2008). Correlación de parámetros fisicoquímicos con la dinámica en la Bahía de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 15(15), 83–89. [https://doi.org/10.26640/01213423.15.83\\_89](https://doi.org/10.26640/01213423.15.83_89)
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., and Thompson, R. C. (2011). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental science and technology*, 45(21), 9304-9310. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Cartillo, V. y Garcés, O. (2018). *Metodología para el muestreo y análisis de micróplásticos en aguas superficiales y sedimentos de manglar*. [www.invemar.org.co](http://www.invemar.org.co)
- Clarke, K., and Warwick, R. M. (1994). Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Research Council*, 1–172.
- Cordova, M. R., Ulumuddin, Y. I., Purbonegoro, T., and Shiomoto, A. (2021). Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara Angke Wildlife Reserve, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 112012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112012>
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (DANE).(2018). *Censo Nacional de Población y Vivienda*. DANE. <https://sitios.dane.gov.co/cnpv/#/>
- Delvalle, D., Fábrega Duque, J., Olmos, J., Garcés-Ordóñez, O., Amaral, S. S. G. do, Vezzone, M., de Sá Felizardo, J. P., and Meigikos dos Anjos, R. (2020). Distribution of Plastic Debris in the Pacific and Caribbean Beaches of Panama. *Air, Soil and Water Research*, 13. <https://doi.org/10.1177/1178622120920268>
- Fagiano, V., Compa, M., Alomar, C., Rios-Fuster, B., Morató, M., Capó, X., and Deudero, S. (2023). Breaking the paradigm: Marine sediments hold two-fold microplastics than sea surface waters and are dominated by fibers. *Science of the Total Environment*, 858, 159722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159722>

- Falahudin, D., Cordova, M., Xiaoxia Yogaswara, D., Wulandari, I., Hindarti, D., and Arifin, Z. (2020). The first occurrence, spatial distribution and characteristics of microplastic particles in sediments from Banten Bay, Indonesia. *Science of the Total Environment*, 705, 135304. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135304>
- Fang, C., Zhang, Y., Zheng, R., Hong, F., Zhang, M., Zhang, R., Mou, J., Mu, J., Lin, L., and Bo, J. (2022). Spatio-temporal variation of microplastic pollution in the sediment from the Chukchi Sea over five years. *Science of the Total Environment*, 806, 150530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150530>
- Franco, J. C., Martínez, M. F. y Rojas, J. A. (2017). *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*. Invemar. [www.invemar.org.co](http://www.invemar.org.co)
- Garay, J., Gómez, D. y Ortiz, J. (2006). *Diagnóstico integral biofísico y socioeconómico realtivo al impacto de las fuentes de contaminación terrestre en la Bahía de Tumaco, Colombia y lineamientos básicos para un plan de manejo*. <https://aquadocs.org/handle/1834/14704>
- Garcés, O., Castillo-Olaya, V. A., Granados-Briceño, A. F., Blandón García, L. M., and Espinosa Díaz, L. F. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 145(2), 455–462. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
- Garcés, O., Espinosa, L. F., Costa Muniz, M., Salles Pereira, L. B., and Meigikos dos Anjos, R. (2021). Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(32), 43431–43442. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-13723-X>
- Goldstein, M. C., Rosenberg, M., and Cheng, L. (2012). Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters*, 8(5), 817–820. <https://doi.org/10.1098/RSBL.2012.0298>
- Guzmán, Á. ., Zambrano, M. M., Casanova-Rosero, R. F., Selvaraj, J. J. y Martínez, A. (2014). La condición ecológica de la Bahía de Tumaco (Pacífico colombiano): evaluación de la calidad del agua y del fitoplancton. *Boletín Científico CIOH*, 32, 3–16. <https://doi.org/10.26640/22159045.260>
- Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., and Tokai, T. (2019). Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature Communications*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08316-9>
- Jia, Q., Duan, Y., Han, X., Sun, X., Munyaneza, J., Ma, J., and Xiu, G. (2022). Atmospheric deposition of microplastics in the megalopolis (Shanghai) during

- rainy season: Characteristics, influence factors, and source. *Science of the Total Environment*, 847. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157609>
- Kovač, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., and Kržan, A. (2016). Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *Journal of visualized experiments: JoVE*, 118, 1–9. <https://doi.org/10.3791/55161>
- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., and Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 15611. <https://doi.org/10.1038/NCOMMS15611>
- Lusher, A., Hollman, P. y Mendoza-Hill, J. (2019). *Los MP en los sectores de pesca y acuicultura. ¿Qué sabemos? ¿Deberíamos preocuparnos?* FAO. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/ca3540es>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., Herring, C., and Arthur, C. (2015). *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. Marinedebris Noaa. <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/1076>
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., and Li, D. (2017). Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*, 225, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>
- Prarat, P., Thanayotmethi, T., Sriboonyapirat, T., Donsomchit, P., Hongswat, P., and Chouychai, B. (2020). Preliminary Study of Abundance and Characteristics of Microplastics on Beach Sediment along the Coast of Rayong Province, Thailand. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 581(1), 012033. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/581/1/012033>
- Rendón-Von Osten, J., Benítez-Torres, J. A., Rojas-González, I., Morgado, F., and Borges-Ramírez, M. M. (2023). Microplastics in sediments from the southern Gulf of Mexico: Abundance, distribution, composition, and adhered pollutants. *Science of the Total Environment*, 873, 162290. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162290>
- Richardson, K., Haynes, D., Talouli, A., and Donoghue, M. (2017). Marine pollution originating from purse seine and longline fishing vessel operations in the Western and Central Pacific Ocean, 2003–2015. *Ambio*, 46(2), 190–200. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0811-8>
- Rodríguez, D. E. (2011). Distribution of Enterococci as indicators of fecal contamination in waters of Tumaco Bay, Colombian Pacific Coast. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 50, 2,136-148. <https://www.medigraphic.com/pdfs/revcubhigepi/chi-2012/chi122b.pdf>
- Sharma, S., Zhang, M., Gao, J., Zhang, H. (2021). Global impact of COVID-19

- pandemic on CO<sub>2</sub>, CO, and NO<sub>2</sub> emissions: a review. *Environmental Research*, 202, 111905. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111905>
- Tafur, D., Molina, A., y Duque, G. (2021). Influencia de las condiciones ambientales en la ecología trófica y presencia de microplásticos en tres especies de lenguados (Pleuronectiformes: Achiroidae) en la Bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 69,1055-1068. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i3.41922>
- Tobías, A., Carnerero, C., Reche, C., Masagué, J., Via, M., Minguillón, M.C., Alastuey, A., Querol, X. (2021). Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. *Science of the Total Environment*, 726, 138540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>
- Vásquez, D., Molina, A., y Duque, G. (2020). Distribución espacial y aumento a través del tiempo de Microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50, 27-42. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1021>
- Vermaire, J. C., Pomeroy, C., Herczegh, S. M., Haggart, O., and Murphy, M. (2017). Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS*, 2(1), 301–314. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0070>
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., and Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- Vidal, L., Molina, A., y Duque, G. (2021). Incremento de la contaminación por Microplásticos en aguas superficiales de la Bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50, 113-132
- Wu, N., Zhang, Y., Zhang, X., Zhao, Z., He, J., Li, W., Ma, Y., Niu, Z., 2019. Occurrence and distribution of microplastics in the surface water and sediment of two typical estuaries in Bohai Bay, China. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 21(7), 1143–1152. <https://doi.org/10.1039/c9em00148d>
- Zhang, D., Liu, X., Huang, W., Li, J., Wang, C., Zhang, D., and Zhang, C. (2020). Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. *Environmental Pollution*, 259, 113948. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113948>



■ **Conflicto de intereses**  
*Los autores declaran no tener  
ningún conflicto de intereses.*

---



**Licencia de Creative Commons**

Revista de Investigación Agraria y Ambiental is licensed under a Creative Commons  
Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual 4.0 Internacional License.