

Artículo original

## Distribución espacial y temporal de microplásticos flotantes en aguas del Caribe central colombiano

### Spatial and temporal distribution of floating microplastics in waters of the Colombian central Caribbean region

✉ Andrés Franco-Herrera\*, ✉ Paula Irene Polanía-Zenner, ✉ Carlos David Otálora-Rincón, ✉ Paulo César Tigeros-Benavides

Grupo de Investigación Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino Costeros DIMARCO, Universidad de Bogotá “Jorge Tadeo Lozano”, Santa Marta, Colombia

Artículo de posesión para admisión de Andrés Franco-Herrera, como miembro correspondiente a la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

## Resumen

El plástico es un material fundamental en la vida moderna. La mitad de la producción mundial es de un solo uso y sus desechos generan una huella identificable en la naturaleza. La red hídrica de Colombia integra aguas dulces, estuarinas y saladas, lo que facilita que estos desechos puedan llegar a las zonas marinas. En este contexto, el objetivo de nuestro estudio fue proporcionar información de la dinámica espacial y temporal de los microplásticos en la zona marino-costera del departamento del Magdalena como aporte para la implementación de futuras políticas de manejo de estos residuos. Se llevaron a cabo arrastres con red manta (250  $\mu\text{m}$ ) en cuatro sectores durante las épocas lluviosa y seca (2019 - 2020). Se obtuvo una submuestra representativa que fue tratada con oxidación química (reacción de Fentom) para eliminar la materia orgánica. Se contaron y clasificaron las partículas de todos los sectores por categorías morfológicas: fragmentos, fibras, espumas, películas y *pellets*. Se registró una mayor abundancia en la época de lluvias, lo que estaría relacionado con la intensificación de las descargas continentales de los ríos Manzanares, Gaira, y Magdalena y de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Los fragmentos y fracciones de más de 500  $\mu\text{m}$  fueron las más abundantes y no hubo diferencias espaciales en cuanto a las abundancias. Las dinámicas meteorológicas e hidrológicas tienen un papel importante en la abundancia de los microplásticos, a lo que se suma la presión antrópica y las aguas residuales domésticas que no se gestionan de manera adecuada y favorecen que estos residuos se viertan en los sistemas naturales.

**Palabras clave:** Microplásticos; Contaminación; Caribe; Magdalena.

## Abstract

Plastic is a fundamental material in modern life. Half of the world's production is single-use and its waste generates an identifiable footprint in nature. Colombia's hydrological system integrates fresh, estuarine, and salt waters, which facilitates these wastes reaching the marine areas. In this context, our aim was to provide information on the spatial and temporal dynamics of microplastics in the marine-coastal zone of the department of Magdalena as a contribution to the implementation of future policies for the management of these residues. Trawls with a manta net (250  $\mu\text{m}$ ) were carried out in four sectors of the coastal zone during the rainy and dry seasons (2019 - 2020). We took a representative subsample and treated it with chemical oxidation (Fentom reaction) to remove organic matter. Particles were counted and classified by morphological categories: fragments, fibers, foams, films, and pellets in all sectors, with greater abundance in the rainy season, which may be related to the intensification of continental discharges from the Manzanares, Gaira, and Magdalena rivers and the *Ciénaga Grande de Santa Marta*. Fragments and fractions above 500  $\mu\text{m}$  in size were the most abundant and no spatial differences were observed for abundances. Meteorological and hydrological dynamics play an important role in microplastic abundance, which adds to the anthropic pressure and domestic wastewaters not properly managed and favors the disposal of these residues in natural systems.

**Keywords:** Microplastics; Contamination; Caribbean; Magdalena.

**Citación:** Franco-Herrera A, Polanía-Zenner PI, Otálora-Rincón CD, *et al.* Distribución espacial y temporal de microplásticos flotantes en aguas del Caribe central colombiano. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 46(179):406-425, abril-junio de 2022. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1578>

**Editor:** Hernando Campos

**\*Correspondencia:**

Andrés Franco-Herrera;  
[andres.franco@utadeo.edu.co](mailto:andres.franco@utadeo.edu.co)

**Recibido:** 9 de octubre de 2021

**Aceptado:** 6 de mayo de 2022

**Publicado:** 28 de junio de 2022



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

## Introducción

Desde su masificación en los años 50, los plásticos se han convertido en un material omnipresente, dominante e indispensable en la vida moderna (Galloway *et al.*, 2017). Se estima que hasta el 2015 se habían elaborado alrededor de 8.300.000.000 t de materiales plásticos vírgenes empleados en la manufactura de plásticos primarios (Geyer *et al.*, 2017), es decir, un crecimiento exponencial. A nivel mundial, en el 2019 la producción de plásticos superó las 368.000.000 t (PlasticsEurope, 2020), de las cuales 1,36 t fueron aportadas por Colombia, lo que equivale a un 0,37 % de la producción global (ACOPLÁSTICOS, 2020). Gran parte de estos polímeros sintéticos no son biodegradables y cerca del 50 % tiene una vida útil de un solo uso, en consecuencia, el 79 % de los desechos generados hasta el 2015 se ha acumulado en botaderos o en el ambiente, el 12 % se ha incinerado y solo el 9 % se ha reciclado (Barnes *et al.*, 2009; Geyer *et al.*, 2017), lo que resulta en una carga creciente de desechos plásticos suficientemente alta como para dejar una huella identificable en el registro geoquímico del planeta (Waters *et al.*, 2016).

Los plásticos y materiales sintéticos son el tipo de desechos marinos más comunes. El Grupo de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección Ambiental Marina (*Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection*, GESAMP) ha estimado que las fuentes terrestres son responsables de hasta el 80 % de los desechos marinos y el restante 20 % se debe a actividades en el mar (GESAMP, 1991). Entre las fuentes de origen continental se encuentran los desechos sólidos que se disponen en vertederos inapropiados, así como los de actividades industriales que eventualmente encuentran un camino hacia el mar en la descarga de aguas pluviales, escorrentías, ríos, desbordamientos de alcantarillados y aguas negras. Los que se originan en los océanos son producidos por el transporte marítimo (navegantes recreacionales, mercantes, militares, buques de investigación), las plataformas de gas y petróleo costa afuera y, por último, las actividades de pesca comercial tanto industrial como artesanal (Pawar *et al.*, 2016).

Los residuos plásticos en aguas superficiales fueron reportados inicialmente por científicos en la década de 1970 (Carpenter & Smith, 1972; Colton *et al.*, 1974). Desde entonces se ha encontrado que los de flotabilidad positiva se acumulan en la superficie (de Lucia *et al.*, 2014) y son transportados por corrientes y vientos, concentrándose en las zonas de convergencia de cada uno de los cinco giros oceánicos subtropicales (Law *et al.*, 2010; Eriksen *et al.*, 2013; Goldstein *et al.*, 2013; Cózar *et al.*, 2014; Law & Thompson, 2014).

La basura plástica es un problema complejo y multidimensional y tiene importantes implicaciones para el medio ambiente y las actividades humanas (Pawar *et al.*, 2016). En los últimos años, los microplásticos, o partículas menores a 5 mm, han suscitado preocupación por su ubicuidad y persistencia, y los riesgos y daños que producen en los ecosistemas marinos, pero el conocimiento de sus posibles efectos nocivos todavía no se comprende a profundidad (Everaert *et al.*, 2020). Por ello en este siglo se ha priorizado el estudio de su impacto contaminante, pues que año tras año es mayor la presión que ejercen en los ecosistemas acuáticos y los organismos que allí habitan (Bergmann *et al.*, 2015). Se han comprobado diversos efectos de los MP en todo tipo de organismos marinos, por ejemplo, la mortalidad por el efecto en los hábitos alimenticios de los peces (Ferreira *et al.*, 2016), el estrés oxidativo en sus branquias e hígado (Barboza *et al.*, 2018) e, incluso, la reducción en la tasa de crecimiento de las microalgas (Davarpanah & Guilhermino, 2019). A ello se suma que transportan y liberan sustancias nocivas como agentes plastificantes y contaminantes adsorbidos entre los que se encuentran metales pesados (Vedolin *et al.*, 2018; Acosta-Coley *et al.*, 2019a) que pueden ser lixiviados en la columna de agua o ingeridos por una amplia variedad de especies marinas (Teuten *et al.*, 2009; Everaert *et al.*, 2018; Basseling *et al.*, 2019).

En este sentido, los microplásticos pueden introducir diferentes elementos y compuestos nocivos en la red trófica, con efectos ecológicos aún impredecibles debido a la bioacumulación y la biomagnificación (Teuten *et al.*, 2009; Basseling *et al.*, 2019;

Everaert *et al.*, 2020). La comida de mar es un importante componente de la dieta humana, por lo que la presencia de microplásticos en estos alimentos representa una grave amenaza para la salud (Ajith *et al.*, 2020) debido al aporte de contaminantes orgánicos. La alta exposición a determinados agentes plastificantes presentes en los alimentos puede interferir en procesos metabólicos y resultar en alteraciones endocrinas, disrupción de la síntesis de las hormonas, daño genotóxico, y afectaciones en la movilidad y la reproducción, entre otros (Lithner *et al.*, 2009; Oehlmann *et al.*, 2009; Talsness *et al.*, 2009; Lithner *et al.*, 2011).

En la costa caribe colombiana la investigación sobre la contaminación por microplásticos en ambientes marino-costeros se ha focalizado en las playas (Acosta-Coley & Olivero-Verbel, 2015; Rangel-Buitrago *et al.*, 2018; Acosta-Coley *et al.*, 2019a, 2019b; Garcés-Ordoñez *et al.*, 2020a, 2020b; Rangel-Buitrago *et al.*, 2021), la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) (Garcés-Ordoñez *et al.*, 2019), el delta del río Atrato (Correa-Herrera *et al.*, 2017) y en organismos como peces (Calderón *et al.*, 2019; Garcés-Ordoñez *et al.*, 2020c). La línea de base de los microplásticos en aguas costeras del Caribe y el Pacífico colombiano fue trazada por Garcés-Ordoñez *et al.* (2021) y Vidal *et al.* (2021), con un especial énfasis en las aguas estuarinas de la bahía de Buenaventura; sin embargo, no se ha abordado la espacio-temporalidad de estos contaminantes, por lo que es importante conocer su cantidad, específicamente en la zona costera del departamento del Magdalena, que actúa como un laboratorio natural gracias a los aportes de ríos que atraviesan el país, sistemas cenagosos, y eventos de surgencia y actividad turística, portuaria e industrial, lo que permite un buen diagnóstico de lo que pasa en el mar Caribe colombiano, que dada su naturaleza semicerrada y la influencia de los centros urbanos, alberga grandes cantidades y una considerable variedad de residuos plásticos (Coe *et al.*, 1997).

La contaminación plástica es un tema de investigación prioritaria en el Caribe central colombiano, ya que estos contaminantes (Richard *et al.*, 2019) y microcontaminantes (Sun *et al.*, 2019) pueden tener un impacto negativo en los ecosistemas y comunidades asociadas. En este contexto, el objetivo del presente estudio fue proporcionar bases científicas de la dinámica espacio-tiempo de los microplásticos en la zona marino-costera del departamento del Magdalena, como un aporte para la implementación futura de políticas y normativas sobre la disposición, manejo y sostenibilidad de los residuos plásticos en la idea de reducir su impacto en los ecosistemas marinos y costeros del país.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

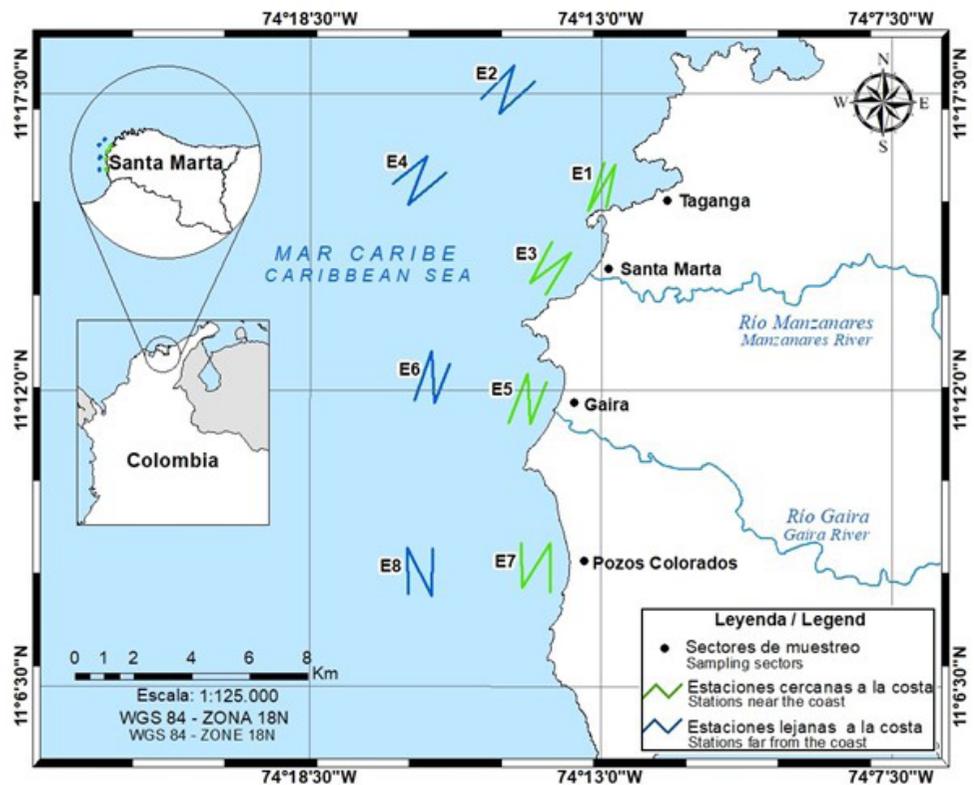
La plataforma continental del Magdalena en el sector central de la costa Caribe colombiana abarca la desembocadura del río Magdalena, el sistema lagunar CGSM, numerosas playas arenosas, la ensenada de Gaira y bahías abiertas de playas cortas como las de Santa Marta, Taganga y aquellas pertenecientes al Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) (Franco-Herrera, 2005). El clima de la región se caracteriza por la interacción de los tres tipos principales de circulación atmosférica que determinan los climas ecuatoriales o intertropicales: 1) la circulación primaria o ecuatorial, que se produce por la penetración más meridional de las masas aéreas provenientes de las altas presiones subtropicales del hemisferio norte, y coincide con el desplazamiento norte-sur de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) favorecida por la dominancia de los vientos alisios, los cuales adquieren en superficie su máxima expresión en intensidad; 2) la circulación regional en la temporada de huracanes y el movimiento meridional del sistema de monzones americanos y, 3) la circulación local generada por la interacción con el sistema orográfico de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), que se opone al paso de los alisios y hace que los flancos norte y noroeste queden en posición de barlovento resultando en una mayor nubosidad y precipitación (Mejía, 1989; Posada & Henao, 2008).

En la mayoría de las ciudades de la costa caribe del país, incluidas las de la región central, los anteriores procesos definen, en teoría, cuatro épocas climáticas: la época seca mayor (diciembre-abril), la lluviosa menor (mayo-junio), la seca menor (julio-agosto) y la lluviosa mayor (septiembre-noviembre), cuyas dinámicas meteorológicas y oceanográficas han sido descritas en **Franco-Herrera** (2005) y **Andrade** (2015).

Teniendo en cuenta criterios como la mayor incidencia de las actividades turística, industrial y portuaria, el tráfico marino y la pesca artesanal, además de la influencia de aguas continentales provenientes de la descarga del emisario submarino, así como de diferentes ríos que cruzan zonas urbanas (Manzanares y Gaira), del río Magdalena y de la CGSM, la recolección de muestras se hizo en cuatro sectores: bahía de Taganga (TAG), bahía de Santa Marta (BSM), ensenada de Gaira (EG) o bahía del Rodadero y el sector de Pozos Colorados (PC) (**Figura 1**).

### Trabajo de campo

Se hicieron cinco salidas durante las épocas climáticas mayores que se presentan en el Caribe colombiano, específicamente en noviembre del 2019 (lluviosa-LI) y febrero a marzo del 2020 (seca-Sc). La recolección de muestras se llevó a cabo en ocho estaciones; sin embargo, no se pudo acceder a la E8 durante el periodo seco debido a las condiciones climáticas y a la elevada velocidad de los vientos. En este proceso se empleó una red manta con boca rectangular de 25 x 100 cm y poro de 250  $\mu\text{m}$  en la malla. Se efectuaron arrastres superficiales (0 a 25 cm) en zigzag durante 30 min a una velocidad de 2 a 3 kn, incluidos sectores cercanos y alejados de la costa, estos últimos ubicados entre 4 y 6 km de la línea costera (**Figura 1**), y siguiendo las recomendaciones del **GESAMP** (2019). A la red se le acopló un flujómetro HydroBios® previamente calibrado para determinar el volumen filtrado (**Boltovskoy**, 1981).



**Figura 1.** Distribución de las estaciones de muestreo a lo largo de la zona costera del departamento del Magdalena

La red se lavó con agua de mar filtrada a través de una malla de 250  $\mu\text{m}$ , se concentró y se almacenó en recipientes de polietileno de alta densidad (PEAD Nalgene®) de 500 mL previamente lavados que se refrigeraron a 1 °C. Para descartar partículas plásticas provenientes de alguna fuente externa, se usaron dos procedimientos: 1) lavado de la red a mano con abundante agua desionizada, y 2) blanqueos del agua de mar usada para lavar la red en campo mediante filtración con un sistema secuencial de malla de 250  $\mu\text{m}$ , carbón activado y filtro Whatman® GF/F (0,45  $\mu\text{m}$ ); se hicieron recircular 40 L de agua por la red en un laboratorio cerrado y aislado de corrientes de aire y se la lavo consistentemente, al igual que el copo recolector, durante 30 min para garantizar que no hubiese partículas de microplásticos y que las partículas recolectadas no provinieran de la red ni del agua de mar filtrada usada en campo. En cada estación se tomaron variables *in situ* de temperatura, salinidad, conductividad y pH empleando sondas multiparamétricas WTW® 3110 y un equipo Mettler Toledo® SG98, con el fin de medir las condiciones fisicoquímicas del agua requeridas para caracterizar la condición en cada época climática.

### **Trabajo de laboratorio**

Uno de los problemas que introduce incertidumbre sobre los resultados es la contaminación de las muestras con microplásticos ajenos (Michida *et al.*, 2019). Para evitarla, se consideraron las recomendaciones del GESAMP (2019) en cuanto a evitar los flujos de aire, limpiar frecuentemente las superficies de trabajo, usar prendas de fibras naturales, así como guantes de nitrilo sin polvo. Además, se hicieron blanqueos por triplicado y en todas las etapas se trabajó con agua filtrada y desionizada proveniente de un filtro Milli-DI®.

Las muestras recolectadas se fraccionaron por la mitad (1/2) con un separador Folsom previamente calibrado (Boltovskoy, 1981). Una parte fue fijada con formalina al 4 % como contramuestra, en tanto que la fracción restante se lavó con agua desionizada y se tamizó (tamices metálicos de 5 mm, 500  $\mu\text{m}$  y 250  $\mu\text{m}$ ); luego se separaron las partículas de menos de 5 mm y se establecieron dos subcategorías: las de >500  $\mu\text{m}$  y las de <500  $\mu\text{m}$ . Se recurrió a la digestión oxidativa a partir de la reacción de Fentom para eliminar la materia orgánica, separar los plásticos y facilitar su posterior clasificación (Correia *et al.*, 2019) siguiendo el procedimiento expuesto por Masura *et al.* (2015).

Los microplásticos se separaron y clasificaron con la ayuda del estereomicroscopio en las cinco categorías morfológicas (fragmentos, fibras, espumas, películas y *pellets*) propuestas inicialmente por Hidalgo-Ruz *et al.* (2012), y retomadas por el GESAMP (2019). Se siguieron las reglas planteadas por estos autores para evitar la identificación errónea, incluida la ausencia de estructuras celulares u orgánicas, la homogeneidad en el grosor de las fibras en toda su longitud y el color claro y homogéneo. Posteriormente, se hizo la prueba de la aguja caliente (Devriese *et al.*, 2015) acercando las partículas a esta para observar si se derretían o se retorcían.

### **Análisis de datos**

Las épocas climáticas se corroboraron mediante un climograma que abarcó desde septiembre del 2019 a marzo del 2020 empleando el promedio mensual de la temperatura del aire y de la precipitación total, datos obtenidos de la estación climatológica del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM ubicada en el Aeropuerto Internacional Simón Bolívar de Santa Marta. La información con la que se elaboró la rosa de los vientos se procesó utilizando el programa WRPLOT View® 8.0.1 para los meses en que se llevó a cabo la recolección de las muestras.

Con los datos fisicoquímicos se elaboró un *draftsman plot* para detectar las posibles variables redundantes, es decir, aquellas que tuvieran una correlación mayor al 95 %. Se hizo un análisis de componentes principales (ACP) para observar las relaciones de las variables fisicoquímicas a partir de una matriz de distancias calculada con la distancia euclidiana e implementando 9.999 permutaciones (Clarke & Gorley, 2006).

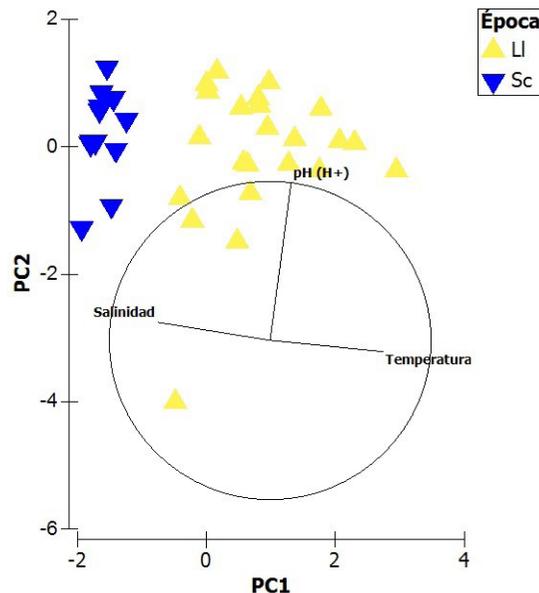
Con el fin de expresar las abundancias en términos de partículas/m<sup>3</sup> se tuvo en cuenta el tiempo efectivo de arrastre y el volumen filtrado, los cuales se determinaron con base en lo propuesto por Boltovskoy (1981). La información obtenida teniendo en cuenta los

tamaños, se consolidó en una matriz de densidad (partículas/m<sup>3</sup>). Antes de las comparaciones estadísticas se evaluó la naturaleza de los datos (normalidad y homogeneidad de varianzas), con el fin de determinar el tipo de estadística a utilizar. La normalidad se estimó con la prueba de Shapiro-Wilk y posteriormente se determinó la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene. Como los datos no provinieron de una distribución normal ( $p < 0,05$ ) y las varianzas presentaron heterocedasticidad ( $p < 0,05$ ), se optó por la estadística no paramétrica. El análisis de las varianzas de la abundancia (densidad) de los microplásticos entre muestras se hizo con el programa estadístico PRIMER® (Plymouth Marine Laboratory, UK) utilizando la técnica PERMANOVA (Anderson *et al.*, 2008). Los datos no fueron transformados y se utilizaron 9.999 permutaciones; además, se empleó una prueba de Monte Carlo, que construye una distribución de permutaciones asintóticas para el valor del estadístico pseudo-F y permite un análisis sólido, incluso en el caso de que existan pocas permutaciones únicas posibles. Los factores comparados fueron: 1) “época”, fijado con dos niveles: lluviosa (Ll) y seca (Sc); 2) “tamaño”, fijado con dos factores: >500  $\mu\text{m}$  y <500  $\mu\text{m}$ ; 3) “sector”, fijado con cuatro niveles: bahía de Taganga (TAG), bahía de Santa Marta (SMT), ensenada de Gaira (EG) y Pozos Colorados (PC), y 4) “lejanía”, fijado con dos niveles: cercana a la costa (C) y alejada de la costa (AC).

## Resultados

### Variables fisicoquímicas

La temperatura presentó un promedio en Sc de  $25,02 \pm 0,86$  °C, siendo menor en comparación con la de Ll, en donde fue de  $28,73 \pm 1,07$  °C; por su parte la salinidad exhibió menor variación entre épocas climáticas, con  $31,39 \pm 0,15$  en Ll y  $32,42 \pm 0,52$  en Sc. El pH no cambió entre épocas y registró valores de  $8,14 \pm 0,06$  en Ll y  $8,14 \pm 0,04$  en Sc. El ACP permitió observar que los factores 1 y 2 explicaron el 96,3 % del total de la varianza de la matriz de datos, abarcando el primero el 63,50 %, con carga positiva para la temperatura y negativa para la salinidad (0,70 y -0,71, respectivamente), en tanto que el segundo explicó un 32,80 %. En general, se observó un patrón característico de las épocas climáticas de la región, con salinidades menores y temperaturas mayores durante Ll, reflejándose dicha diferencia en la conformación de agrupamientos individuales (Figura 2).



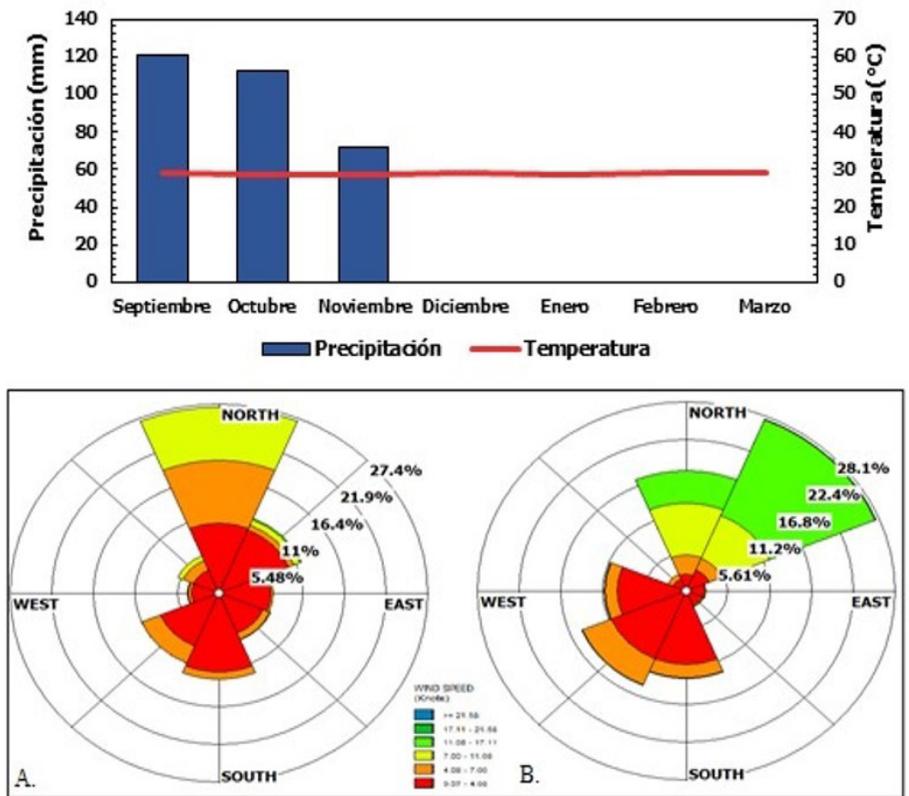
**Figura 2.** Análisis de componentes principales basado en la temperatura del agua, la salinidad y el pH en cada estación durante los muestreos en las dos épocas climáticas. La conductividad está incluida en el vector de salinidad, ya que presentaron una correlación del 99,01 %.

**Datos meteorológicos**

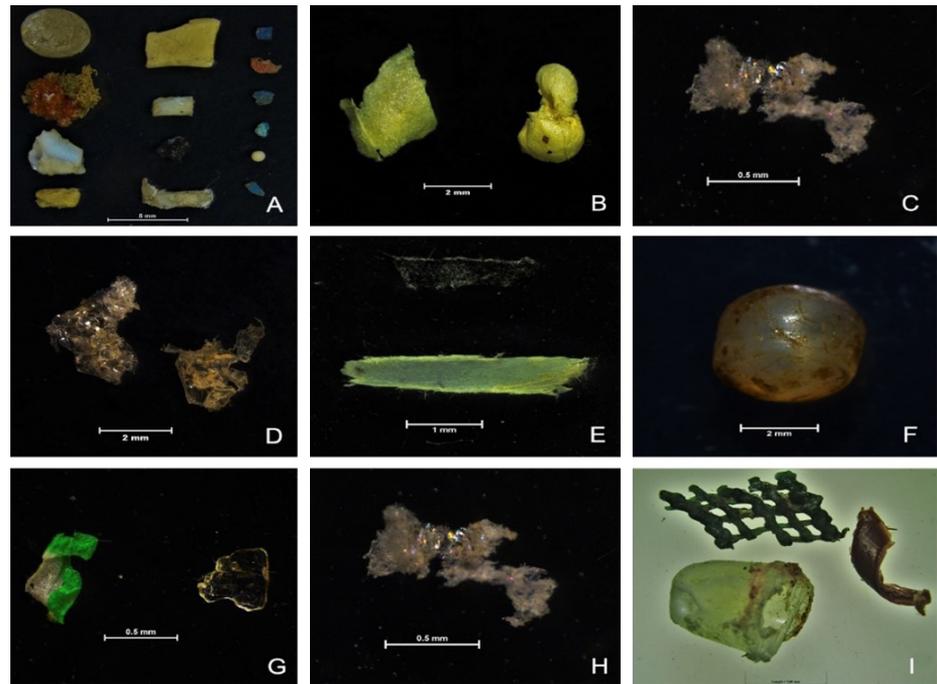
El climograma permitió definir que las precipitaciones más altas ocurrieron en septiembre (120 mm) y descendieron a su mínima expresión en febrero y marzo. La temperatura del aire no tuvo una variación amplia, ya que los valores registrados fluctuaron entre 29,40 °C y 29,04 °C (Figura 3), y no fue el factor determinante para caracterizar los periodos climáticos. En cuanto a los vientos, en noviembre dominaron los procedentes del norte (N), con un promedio de  $1,71 \pm 1,14$  m/s, en tanto que en febrero y marzo prevalecieron los del noreste (NE), incrementándose a  $3,09 \pm 2,37$  m/s (Figura 3). En ambos casos la mayor frecuencia fue la correspondiente al intervalo de 0,49-2,09 m/s (60,10 % y 43,90 %, respectivamente). Se mantuvo, entonces, la heterogeneidad en la escala temporal, con dos muestreos contrastantes de esta característica climatológica.

**Microplásticos**

Se recolectaron 35 muestras en las dos épocas climáticas (23 en Ll y 12 en Sc) y en todas se encontraron microplásticos, así como partículas de mesoplásticos y macroplásticos (Figura 4). Si bien se encontraron todas las categorías, las fibras no se consideraron en los resultados para evitar la sobreestimación de su abundancia, ya que en los blanqueamientos del trabajo de campo se encontraron en gran cantidad, es decir que provenían de la red manta. Entre las restantes categorías, la mayor cantidad correspondió a los fragmentos, en tanto que solo se encontraron dos partículas de tipo *pellet* en E1, una en cada época climática y para cada tamaño de partícula. Estas se tuvieron en cuenta en la determinación de las densidades, pero no en las comparaciones estadísticas dado su escaso número, el cual representaba <0,005 % comparado con el de las otras categorías morfológicas.



**Figura 3.** Climograma para la zona costera del departamento del Magdalena en el periodo entre septiembre del 2019 y marzo del 2020 y campos de vientos para la estación meteorológica del aeropuerto Simón Bolívar de la ciudad de Santa Marta en (A) noviembre del 2019 y (B) febrero y marzo del 2020



**Figura 4.** Microplásticos encontrados en las diferentes muestras. **A)** Fragmentos  $>500 \mu\text{m}$  en E1; **B)** espumas  $>500 \mu\text{m}$  en E1; **C)** espumas  $<500 \mu\text{m}$  en E5; **D)** películas  $>500 \mu\text{m}$  en E3; **E)** películas  $<500 \mu\text{m}$  en E6; **F)** *pellets*  $>500 \mu\text{m}$  en E1; **G)** películas  $<500 \mu\text{m}$  en E1; **H)** espumas  $<500 \mu\text{m}$  en E3; **I)** fragmentos de mesoplásticos  $>5 \text{ mm}$  en E1

La densidad de partículas durante la época lluviosa varió entre 0,54 y 1,98 partículas/ $\text{m}^3$ , y se concentraron hacia el norte del área de estudio en las estaciones E1 y E3, ubicadas en los sectores costero de TAG y SMT, respectivamente, en tanto que los menores valores se presentaron hacia E2 en TAG, pero lejos de la costa. En la época seca la densidad disminuyó, fluctuando entre 0,13 y 0,87 partículas/ $\text{m}^3$ , con la mayor cantidad en los sectores costeros de TAG, SMT y EG (E1, E3 y E5, respectivamente), y disminuyó en estas mismas localidades en aquellas zonas alejadas de la costa (**Figura 1S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1578/3227>).

Durante la época de lluvias, las fracciones de  $>500 \mu\text{m}$  totalizaron 5,55 partículas/ $\text{m}^3$ , siendo los fragmentos los de mayor cantidad, con 3,1 partículas/ $\text{m}^3$ . Cabe destacar que en esta época climática no se presentaron *pellets* en esta fracción. En todas las estaciones la mayor contribución correspondió a los fragmentos, exceptuando las E7 y E8, localizadas al sur del área de estudio en PC (**Tabla 1**). En el periodo seco se obtuvieron 2,16 partículas/ $\text{m}^3$ , y la mayor contribución también fue la de los fragmentos, con 1,23 partículas/ $\text{m}^3$ , lo que también se vio en las estaciones individuales, excepto en E4 y E5 (**Tabla 1**). La densidad de las fracciones de  $<500 \mu\text{m}$  fue de 3,65 partículas/ $\text{m}^3$  durante las lluvias y de 0,86 partículas/ $\text{m}^3$  en época seca, siendo menor a la registrada por las partículas más grandes; los fragmentos volvieron a encontrarse en mayor cantidad, con 2,3 y 0,67 partículas/ $\text{m}^3$ , respectivamente (**Tabla 1**).

Hubo diferencias significativas en la densidad entre las épocas climáticas, especialmente debido a los altos niveles de lluvia. Asimismo, se encontraron diferencias para el factor de la “talla” debidas a la gran cantidad de partículas mayores a  $500 \mu\text{m}$ . A pesar de las variaciones numéricas entre algunas estaciones, como fue el caso de E1 de la región costera, con densidades particularmente elevadas en las dos épocas climáticas, o las densidades bajas de la época seca en las estaciones alejadas de la costa, los factores de “sector” y “lejanía” no fueron diferentes (**Tabla 2**).

### Discusión de resultados

Las variables fisicoquímicas y la información climatológica tuvieron un comportamiento característico en las épocas lluviosa y seca mayores en el Caribe central colombiano, relacionado con el incremento en la temperatura superficial del agua en la primera y un aumento de la salinidad, así como la intensificación de los vientos, en la segunda, lo que concuerda con lo reportado en múltiples estudios (**Bastidas-Salamanca *et al.*, 2016; Sarmiento-Pérez *et al.*, 2018; Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas - CIOH, 2020**), y confirma que las muestras fueron recolectadas bajo condiciones oceánicas y atmosféricas contrastantes.

Las densidades de microplásticos registradas están por debajo de las reportadas en el mar Negro, en el estuario del río Perlas en Hong Kong o en el norte del golfo de México y Jamaica (**Tabla 3**); en dichos casos la presencia de estos materiales se asoció con la descarga de residuos municipales e industriales, a lo que se suma el carácter semicerrado de algunas cuencas como la del mar Negro. A nivel local, a pesar de que se integraron las dos tallas consideradas (< 500 µm y > 500 µm), los valores del presente estudio fueron

**Tabla 1.** Densidades de microplásticos (partículas/m<sup>3</sup>) en las estaciones por época climática considerando las diferentes categorías y tallas

>500 µm										
	Época lluviosa					Época seca				
	Fragmentos	Espumas	Películas	Pellets	Σ	Fragmentos	Espumas	Películas	Pellets	Σ
E1	0,66	0,35	0,21	0,00	<b>1,22</b>	0,51	0,05	0,15	0,005	<b>0,71</b>
E2	0,13	0,01	0,10	0,00	<b>0,24</b>	0,11	0,02	0,05	0,00	<b>0,19</b>
E3	0,66	0,10	0,07	0,00	<b>0,83</b>	0,14	0,06	0,08	0,00	<b>0,28</b>
E4	0,38	0,04	0,16	0,00	<b>0,58</b>	0,07	0,01	0,11	0,00	<b>0,19</b>
E5	0,23	0,03	0,19	0,00	<b>0,46</b>	0,18	0,23	0,06	0,00	<b>0,46</b>
E6	0,45	0,14	0,15	0,00	<b>0,74</b>	0,14	0,07	0,02	0,00	<b>0,23</b>
E7	0,23	0,01	0,46	0,00	<b>0,70</b>	0,08	0,00	0,02	0,00	<b>0,10</b>
E8	0,36	0,05	0,38	0,00	<b>0,79</b>	--	--	--	--	--
Media	<b>0,39</b>	<b>0,09</b>	<b>0,21</b>	<b>0,00</b>	<b>0,69</b>	<b>0,18</b>	<b>0,06</b>	<b>0,07</b>	<b>0,0007</b>	<b>0,31</b>
σ	<b>0,20</b>	<b>0,11</b>	<b>0,14</b>	<b>0,00</b>	<b>0,29</b>	<b>0,15</b>	<b>0,08</b>	<b>0,05</b>	<b>0,002</b>	<b>0,21</b>
Σ	<b>3,10</b>	<b>0,74</b>	<b>1,71</b>	<b>0,00</b>	<b>5,55</b>	<b>1,23</b>	<b>0,44</b>	<b>0,49</b>	<b>0,005</b>	<b>2,16</b>
<500 µm										
	Fragmentos	Espumas	Películas	Pellets	Σ	Fragmentos	Espumas	Películas	Pellets	Σ
E1	0,50	0,07	0,19	0,004	<b>0,76</b>	0,14	0,01	0,01	0,00	<b>0,16</b>
E2	0,20	0,01	0,09	0,00	<b>0,30</b>	0,16	0,00	0,01	0,00	<b>0,17</b>
E3	0,51	0,00	0,13	0,00	<b>0,64</b>	0,11	0,02	0,04	0,00	<b>0,16</b>
E4	0,14	0,00	0,17	0,00	<b>0,30</b>	0,09	0,01	0,02	0,00	<b>0,12</b>
E5	0,22	0,00	0,13	0,00	<b>0,34</b>	0,13	0,02	0,04	0,00	<b>0,19</b>
E6	0,19	0,01	0,20	0,00	<b>0,39</b>	0,02	0,00	0,01	0,00	<b>0,04</b>
E7	0,27	0,00	0,19	0,00	<b>0,46</b>	0,02	0,00	0,01	0,00	<b>0,03</b>
E8	0,28	0,01	0,14	0,00	<b>0,43</b>	--	--	--	--	--
Media	<b>0,29</b>	<b>0,01</b>	<b>0,16</b>	<b>0,0005</b>	<b>0,46</b>	<b>0,10</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,12</b>
σ	<b>0,14</b>	<b>0,02</b>	<b>0,04</b>	<b>0,002</b>	<b>0,17</b>	<b>0,06</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,07</b>
Σ	<b>2,30</b>	<b>0,11</b>	<b>1,24</b>	<b>0,004</b>	<b>3,65</b>	<b>0,67</b>	<b>0,05</b>	<b>0,14</b>	<b>0,00</b>	<b>0,86</b>

--: no muestreadas

inferiores a los reportados por **Garcés-Ordoñez et al.** (2021), quienes plantean que tales cantidades responden al mal manejo de los residuos sólidos y la incidencia de las aguas servidas generadas por actividades socioeconómicas y domésticas, en este caso, de la ciudad de Santa Marta (**Tabla 3**). La presencia de microplásticos en aguas costeras y alejadas de las costas del departamento de Magdalena era de esperarse, si se tiene en cuenta que estas partículas se distribuyen extensamente en todo el planeta. No obstante, la comparación entre estudios dista de ser objetiva dada la falta de estandarización de las metodologías (**Wang & Wang, 2018; Correia et al., 2019; Kutralam-Muniasamy et al., 2020**), incluidos aspectos como el tamaño del poro de la red (**Ryan et al., 2020; Tokai et al., 2021**) y la disminución exponencial de las concentraciones cuando el tamaño de la malla es mayor, lo que subestima la abundancia de partículas más pequeñas (**Covernton et al., 2019; Lindeque et al., 2020**). Por ende, una comparación directa con fuentes globales

**Tabla 2.** Resultados de la prueba PERMANOVA en las 35 muestras (23 Ll y 12 Sc) a partir de la matriz de semejanzas calculada con base en el coeficiente de Bray-Curtis para la densidad (partículas/m<sup>3</sup>) empleando la suma de cuadrados de tipo III con 9.999 permutaciones

Factor	g.l.	SC	Pseudo-F	P(perm)
<b>partículas/m<sup>3</sup></b>				
Época	1	4407,6	3,32	0,02*
Sector	3	2310,9	0,58	0,86
Lejanía	1	92,06	6,94x10 <sup>-2</sup>	0,97
Talla	1	5560,8	4,19	<0,01*

g.l.: grados de libertad; SC: suma de cuadrados; \* Diferencias significativas (P(perm) <0,05)

**Tabla 3.** Densidades de microplásticos alrededor del mundo

Localidad	Tamaño de poro (µm)	Tamaño de partículas	Intervalo de densidad (partículas/m <sup>3</sup> )	Referencia
Pacífico noreste	505	5 mm-505 µm	0,004-0,19	<b>Doyle et al.</b> (2011)
Mediterráneo centro-occidental	500	5 mm-500 µm	0,01-0,35	<b>de Lucia et al.</b> (2014)
<b>Ártico</b>	333	7,71 mm-250 µm	0,0-1,31	<b>Lusher et al.</b> (2015)
Mar Negro	200	0,2-500 µm	106-3280	<b>Aytan et al.</b> (2016)
Norte del golfo de México	335	5 mm-335 µm	4,8-18,4	<b>di Mauro et al.</b> (2017)
Estuario del río Perlas (Hong Kong)	333	0,355-4,749 mm	0,16-6,93	<b>Cheung et al.</b> (2018)
Golfo de Omán	333	5 mm-100 µm	0,07-1,14	<b>Aliabad et al.</b> (2019)
Puerto de Kingston (Jamaica)	335	5 mm-335 µm	0,0-5,73	<b>Rose &amp; Webber</b> (2019)
Bahía de Santa Marta	500	5 mm-500 µm	0,01-8,96	<b>Garcés-Ordoñez et al.</b> (2021)
Caribe central colombiano	250	>500 µm	Lluvia 0,24-1,22 Seca 0,10-0,71	Presente estudio
		<500 µm	Lluvia 0,30-0,76 Seca 0,03-0,19	

y otras locales no proporciona un contraste claro, aunque sí evidencia que el problema no se circunscribe a la presencia de este material en el agua, sino que puede extenderse a los sedimentos (Cole *et al.*, 2011), organismos y ecosistemas (INVEMAR, 2017).

En varios estudios se asocia una mayor carga de microplásticos con el aporte de agua continental a través de la desembocadura de ríos o por escorrentía, por lo que la presencia de estas partículas en todas las muestras analizadas es indicativa del efecto de tales descargas, indistintamente de la época climática. El Caribe central colombiano presenta influencia de los ríos Córdoba, Toribio, Manzanares y Gaira, aunque con marcadas diferencias en cuanto al aporte, ya que el Manzanares tiene un caudal que fluctúa entre 1,88 y 8,46 m<sup>3</sup>/s y disminuye en marzo a un rango entre 0,02 a 1,12 m<sup>3</sup>/s (INVEMAR, 2008), en tanto que el del Gaira a la altura del corregimiento de Minca es, en promedio, de 2,7 m<sup>3</sup>/s (Gutiérrez *et al.*, 2017). Ambas cuencas presentan deterioro en las condiciones naturales de sus cauces y solo en la sección alta predominan los espacios naturales intercalados con áreas de cultivos permanentes y agroforestales, en tanto que en las partes media y baja, los asentamientos urbanos son frecuentes, se pierde parte de la cobertura vegetal original, y hay una mala disposición de desechos sólidos y líquidos (Plata e Ibarra, 2016), lo que lo convierte en una fuente potencial de microplásticos.

Estos dos ríos no son las únicas fuentes potenciales de partículas. Al estar hechos de una amplia variedad de polímeros con densidades y características diferentes, los plásticos se encuentran a lo largo de toda la columna de agua y son transportados largas distancias debido a la acción de corrientes y vientos (United Nations Environment Programme-UNEP, 2016). Durante las dos épocas climáticas se presentaron vientos dominantes del N y NE que podrían acarrear microplásticos del norte de Colombia, ya sea por vía aérea o por efecto de la circulación hacia el oeste de la corriente del Caribe. En las playas de Riohacha en La Guajira, Acosta-Coley *et al.* (2019b) encontraron valores cercanos a cero durante todo el año, por lo que la consideraron libre de estos residuos y propusieron como causa la fuerte influencia de las corrientes y los vientos en ese departamento, los cuales alejarían las partículas que podrían asentarse en las playas o aguas costeras hacia el SO y alcanzarían nuestra área de estudio.

Tampoco pueden descartarse como fuente de microplásticos las descargas directas provenientes del río Magdalena y de sistemas estuarinos cercanos, como es el caso de la CGSM, cuyas aguas son una mezcla de aguas del río Magdalena y de los ríos del margen occidental de la SNSM (Wiedemann, 1973). Sus desembocaduras distan 60 y 19 km del área de estudio, respectivamente, pudiendo incidir en su plataforma continental, en especial durante la época de lluvia, como consecuencia del acarreo mediante la contracorriente correspondiente al brazo costero del giro ciclónico Panamá-Colombia (GCPC) descrita por Andrade *et al.* (2003), que puede alcanzar en noviembre las aguas costeras de los departamentos de Magdalena y La Guajira debido al debilitamiento de los vientos alisios (Ricaurte-Villota & Bastidas, 2017) y al fortalecimiento de los vientos húmedos provenientes del SO (Mancera-Pineda *et al.*, 2013). Según Lebreton *et al.* (2017), este río ocupa el puesto 17 a nivel mundial en cuanto al aporte de residuos plásticos al océano, es el segundo de América Latina después del Amazonas y el primero de todo el Caribe, con una estimación de 167.000 t/año. Ahora bien, las corrientes locales asociadas a la zona costera de Pozos Colorados y la ensenada de Gaira favorecen la llegada de los microplásticos desde estas fuentes de agua dulce, pues se han descrito corrientes costa adentro con dirección N y NE que ingresan a estas bahías a través de Punta Gloria y de Punta Gaira y generan giros ciclónicos de microescala que ayudan a concentrar los microplásticos en sus cuerpos de agua (Franco-Herrera, 2005; Pinto, 2005).

Además del impacto de la dinámica hidrológica en el aporte de microplásticos al sistema costero, las variaciones en la intensidad del viento pueden favorecer también la acumulación de estos compuestos en el agua. Schönlau *et al.* (2020) han demostrado la existencia de una correlación negativa entre la velocidad del viento y la concentración de microplásticos catalogados como flotantes, lo que determina que en los periodos con

menor intensidad del viento se encuentre una mayor cantidad de partículas y concuerda con lo reportado en el presente estudio. A lo anterior se suma que, aunque se presentan vientos dominantes del N y NE a lo largo del ciclo de 24 h, éstos pueden variar en dirección e intensidad a causa de la denominada brisa de mar, que acumularía estas partículas en las aguas costeras del departamento, en especial durante días soleados o en temporadas cálidas, cuando la temperatura de la tierra es generalmente más alta que la del agua (**IDEAM & UPME, 2016**).

La distribución temporal de los microplásticos se ha abordado en diversos estudios que asocian una mayor carga con el aporte de agua continental a través de la desembocadura de ríos o por escorrentía, como lo constataron **Eo et al. (2019)** en el río Nakdong, principal río de Corea del Sur, y **Cheung et al. (2018)** en la bahía de Hong Kong; en este último caso, se obtuvo una abundancia promedio más alta en la temporada de lluvias. En el Caribe, la incidencia de los huracanes, que puede extenderse desde junio hasta noviembre, aumenta significativamente la cantidad de estas partículas como lo observaron **Pelamatti et al. (2019)** en la bahía de Banderas (México). Ello reafirma que la precipitación puede desempeñar un papel importante al lavar la superficie terrestre y transportar y descargar estas partículas terrígenas en los océanos (**Rech et al., 2014**).

Otra fuente son los propios microplásticos que se acumulan durante los periodos secos en los sedimentos de los ríos, los cuales actúan como sumideros de este material (**Leslie et al., 2017; Hurley et al., 2018; Nel et al., 2018**) y luego lo arrastran durante los periodos de inundación, cuando grandes cantidades de agua son drenadas a través de las cuencas causando un mayor flujo, lo que puede ocasionar un aumento en las concentraciones debido al reflote de las partículas (**Eo et al., 2019**). **Hale et al. (2020)** sugirieron que los cuerpos de agua costeros (bahías y estuarios) están incluso más contaminados que los ríos debido a las múltiples fuentes de entrada y a los patrones de circulación en estas cuencas semicerradas, así como a la cercanía de centros urbanos con múltiples actividades antropogénicas como la industria, el turismo, la pesca y el transporte marítimo.

Los resultados obtenidos en el presente estudio aportan más evidencia sobre la ubicuidad de la basura plástica en el Caribe central colombiano, como lo constataron también **Garcés-Ordoñez et al. (2019)** en la CGSM, **Garcés-Ordoñez et al. (2020b)** en distintas playas de la ciudad de Santa Marta y el PNNT y **Garcés-Ordoñez et al. (2021)** con plásticos flotantes a lo largo del Caribe y el Pacífico colombianos. En múltiples trabajos se ha estudiado la distribución espacial de plásticos en diferentes ambientes marinos y costeros, con resultados que dependen de las condiciones geográficas, climáticas y oceanográficas del lugar. En el golfo de Oristano (Mediterráneo centro-occidental), **de Lucia et al. (2014)** determinaron diferencias significativas en las densidades de microplásticos en estaciones dentro y fuera del golfo, con gran variación espacial entre estaciones, siendo más abundantes en los puntos alejados de la costa. Por otra parte, contrario a su hipótesis inicial, **Cheung et al. (2018)** no encontraron diferencias espaciales entre las estaciones al este y el oeste de la bahía de Hong Kong, lo que atribuyeron en parte a la escorrentía del estuario del río Perlas y a la intensa actividad humana.

El Caribe central colombiano se encuentra sometido a una gran presión antrópica por las múltiples actividades que se desarrollan en la región (portuaria, tránsito marítimo, turismo, desarrollo urbano, pesca artesanal, disposición de aguas servidas, entre otras) y que son una fuente continua de contaminación plástica por la mala gestión y el indebido manejo y disposición de estos residuos en el ambiente (**GESAMP, 2019; Díaz-Mendoza et al., 2020**). En este sentido, las regiones de alta densidad poblacional y las áreas industriales son los puntos más críticos (**Barboza et al., 2018**); de hecho, cerca del 65 % de los residuos sólidos y el 100 % de las aguas residuales domésticas de las poblaciones costeras colombianas no se gestionan adecuadamente y muchos de estos desechos se vierten directamente en los cuerpos de aguas naturales (**Garcés-Ordoñez et al., 2021**).

En este contexto, el 99,9 % de las partículas recolectadas en nuestro estudio fueron plásticos de origen secundario, presentes en las categorías de fragmentos, espumas y películas, lo que sugiere que provienen de objetos o partículas con un tamaño mayor a

5 mm que son fragmentadas por acción de la fotooxidación, la acción mecánica y la biodegradación (Gewert *et al.*, 2015; Song *et al.*, 2017; Julienne *et al.*, 2019). Steensgaard *et al.* (2017) indicaron que existe una alta probabilidad de que la mayor parte de los residuos plásticos que no tienen una buena disposición final terminen en el mar como basura marina y que sus partículas eventualmente sean dispersadas por vientos y corrientes (Ajith *et al.*, 2020); de hecho, Lebreton & Andrady (2019) demostraron mediante proyecciones que la mayoría de los residuos plásticos mal gestionados (91 %) se transportan a través de cuencas hidrográficas de más de 100 km<sup>2</sup>, lo que sugiere que los ríos son vías importantes de llegada de la basura plástica al océano.

Los cuatro sectores de muestreo se encuentran influenciados directa e indirectamente por los mecanismos y factores ya mencionados: ríos, corrientes, vientos y alta actividad antropogénica. En BT, donde se ubicó la estación E1, hubo la mayor abundancia de microplásticos en las dos épocas climáticas, lo que sugiere que la presencia del emisario submarino en este sector podría ser un importante vector de descarga de partículas tanto macroplásticas como microplásticas, pues se encuentra a una profundidad aproximada de 49 m. También cabe recalcar que las aguas negras vertidas por este canal tienen un tratamiento elemental y se carece de una planta de tratamiento residual, como sucede en otras partes del mundo (Horton *et al.*, 2017; Ferreira *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2020; Naji *et al.*, 2021). La pluma del emisario tiene periodos alternos de atrapamiento en la columna de agua y llega a la superficie en condiciones de surgencia cuando no hay estratificación (García *et al.*, 2013); a pesar de que la pluma no aflore todo el año, es muy probable que los materiales poco densos (polietileno y polipropileno) puedan vencer dicha estratificación y llegar a la superficie. Sin embargo, otra fuente de microplásticos en BT puede ser la actividad turística que se lleva a cabo en la playa principal del corregimiento de Taganga, en Playa Grande (Pupo-García, 2012), o la misma actividad pesquera de la zona (Barros & Manjarrés, 2004; Acevedo-Mendivelso *et al.*, 2020).

Cabe recalcar que el aporte continuo de basura plástica por el emisario submarino y los ríos Manzanares y Gaira, sumado a la actividad marítima y principalmente turística en los cuatro sectores de muestreo a lo largo del año y a la acción de los vientos y las corrientes (Law *et al.*, 2010), provoque su sinergia y explique la relativa homogeneidad espacial observada en este estudio en cuanto a la contribución continua de contaminantes y su eventual dispersión.

Aunque las fuentes de la contaminación plástica marina ya están bien determinadas, el conocimiento de su contribución relativa y su distribución geográfica es limitado. La carencia de estudios que describan a profundidad la dinámica de las corrientes locales, la falta de implementación de modelos oceanográficos que permitan una mejor visión de los datos, y el hecho de que estas partículas son transportadas pasivamente por complejos flujos físicos bidimensionales y tridimensionales, resultan en la alta variabilidad de las concentraciones superficiales, lo que dificulta la comprensión de la distribución espacial de las partículas plásticas y hace que las tendencias sean difíciles de discernir (Goldstein *et al.*, 2013; Law & Thompson, 2014).

## Conclusiones

Las épocas climáticas difirieron en cuanto a las densidades de microplásticos observadas, con mayores valores durante la época de lluvias. Si bien no es posible especificar la fuente de estas partículas, el hecho podría relacionarse directamente con el aumento de las escorrentías de los ríos Manzanares y Gaira e, indirectamente, con la influencia de la contracorriente Panamá-Colombia que presenta su máxima expresión en aguas del Caribe colombiano durante esta época y acarrea partículas provenientes del río Magdalena y la CGSM. A estas fuentes se deben sumar los vertimientos a través del emisario submarino de Santa Marta que, indistintamente de la época, vierte aguas servidas con microplásticos en las aguas del departamento. Entre las tallas consideradas se presentaron diferencias significativas a causa de la mayor abundancia de las más grandes independientemente

de la época climática. La más alta contribución fue la de los fragmentos, con contadas excepciones, pues el rompimiento de macroplásticos genera fracciones de  $>500 \mu\text{m}$  que dan origen, a su vez, a las de  $<500 \mu\text{m}$ , intensificando así el problema con la presencia de macroplásticos.

## Información suplementaria

Ver información suplementaria en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1578/3227>

## Agradecimientos

A la Universidad de Bogotá “Jorge Tadeo Lozano” por la financiación del proyecto (código 900-17-18); a Alfonso Gamero, Andrés Navarro, Juan Díaz y Mario Correal por su colaboración en el trabajo de campo y laboratorio, y a Alexandra Hernández por el trabajo en los sistemas de información geográfica.

## Contribución de los autores

AFH: aportó en la estructuración de la investigación, así como en la descripción de los resultados y los análisis de la información recolectada; PIPZ: contribuyó en la formulación del proyecto de investigación, en especial en el diseño metodológico de campo y el análisis de las muestras en laboratorio; CDOR y PCTB: lideraron la elaboración de la red manta, las campañas de los muestreos de campo, el procesamiento de las muestras en el laboratorio, así como el análisis de la información integrada. Todos los autores colaboraron en la escritura del manuscrito.

## Referencias

- Acevedo-Mendivelso, A.F., Cuello, F., Altamar, J.** (2020). Cambios históricos en el esfuerzo pesquero de la flota parguera de Taganga, Caribe colombiano. *Revista Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales Actualidad y Divulgación Científica*, 23(2), e1200. <https://doi.org/10.31910/rudca.v23.n2.2020.1200>.
- ACOPLÁSTICOS.** (2020). Plásticos en Colombia 2020-2021 (plásticos-química-petroquímica-cauchos-pinturas-tintas-fibras). Bogotá. Colombia. ACOPLÁSTICOS.
- Acosta-Coley, I. & Olivero-Verbel, J.** (2015). Microplastic resin pellets on an urban tropical beach in Colombia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 435-447. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4602-7>.
- Acosta-Coley, I., Méndez-Cuadro, D., Rodríguez-Cavallo, E., de la Rosa, J., Olivero-Verbel, J.** (2019a). Trace elements in microplastics in Cartagena: A hotspot for plastic pollution at the Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 402-411. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.016>.
- Acosta-Coley, I., Durán-Izquierdo, M., Rodríguez-Cavallo, E., Mercado-Camargo, J., Méndez-Cuadro, D., Olivero-Verbel, J.** (2019b). Quantification of microplastics along the Caribbean coastline of Colombia: Pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans*. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 574-583. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.084>
- Ajith, N., Arumugam, S., Parthasarathy, S., Manupoori, S., Janakiraman, S.** (2020). Global distribution of microplastics and its impact on marine environment a review. *Environmental Sciences Pollution Research*, 27, 25970-25986. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09015-5>
- Aliabad, M.K., Nassiri, M., Kor, K.** (2019). Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran coasts). *Marine Pollution Bulletin*, 143, 125-133. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x>
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R.** (2008). PERMANOVA<sup>+</sup> for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK, 193 p.
- Andrade, C.A., Barton, E.D., Mooers, C.N.** (2003). Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean coast. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 108 (C6), 1-16. <https://doi.org/10.1029/2002JC001549>
- Andrade, C.A.** (2015). Oceanografía dinámica de la cuenca de Colombia. Cartagena. Colombia. Alpha Editores, 205 p

- Aytan, U., Valente, A., Senturk, Y., Usta, R., Esensoy, S.F., Evren, M.R., Agirbas, E. (2016). First evaluation of neustonic microplastics in Black Sea waters. *Marine Environmental Research*, 119, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.009>
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Carvalho, C., Guilhermino, L. (2018). Microplastics increase mercury bioconcentration in gills and bioaccumulation in the liver and cause oxidative stress and damage in *Dicentrarchus labrax* juveniles. *Scientific Reports*, 8, 15655. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-34125-z>
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R., Barlaz, M.A. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364, 1985-1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Barros, M. & Manjarrés, L. (2004). Recursos pesqueros explotados por las pesquerías artesanales marítimas del sector Taganga-La Jorará (Dpto. del Magdalena), con énfasis en peces demersales. En: Manjarrés, L. (Ed). *Pesquerías demersales del área norte del mar Caribe de Colombia y parámetros biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo*. Universidad del Magdalena, Santa Marta. p. 93-94.
- Basseling, E., Redondo-Hasselerharm, P., Foekema, E.M., Koelmans, A.A. (2019). Quantifying ecological risks of aquatic micro-and nanoplastic. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(1), 32-80. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1531688>
- Bastidas-Salamanca, M.L., Ordóñez-Zúñiga, S.A., Villota, C.R. (2016). Events of wind intensification and relaxation in the Bay of Santa Marta (Colombian Caribbean): Oceanographic implications. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 45(2), 181-196.
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds). (2015). *Marine anthropogenic litter*. New York. USA. Springer. 447p.
- Boltovskoy, D. (1981). *Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino*. Mar del Plata. Argentina. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero. 935p.
- Calderón, E.A., Hansen, P., Rodríguez, A., Blettler, M.C., Syberg, K., Khan, F.R. (2019). Microplastics in the digestive tracts of four fish species from the Ciénaga Grande de Santa Marta Estuary in Colombia. *Water, Air and Soil Pollution*, 230(11), 230-257. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4313-8>
- Carpenter, E.J. & Smith, K.L. (1972). Plastics on the Sargasso sea surface. *Science*, 175(4027), 1240-1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>
- Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas - CIOH. (2020). *Climatología de los principales puertos del Caribe colombiano-Santa Marta*. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. Dirección General Marítima. Cartagena. Colombia. Fecha de consulta: abril 6 de 2020. Disponible en: [https://www.cioh.org.co/derrotero/images/PDFExternos/Climatologia\\_SantaMarta.pdf](https://www.cioh.org.co/derrotero/images/PDFExternos/Climatologia_SantaMarta.pdf)
- Cheung, P.K., Fok, L., Hung, P.L., Cheung, L.T. (2018). Spatio-temporal comparison of neustonic microplastic density in Hong Kong waters under the influence of the Pearl River Estuary. *The Science of the Total Environment*, 628, 731-739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.338>
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. (2006). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth. UK. 2nd edition. PRIMER-E Ltd. 175p.
- Coe, J.M., Anderson, S., Rogers, D.B. (1997). Marine debris in the Caribbean region. En: Coe J.M., y Rogers. D.B. (Eds.). *Marine debris sources impacts and solutions*. New York. USA. Springer. 135p
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2588-2597.
- Colton, J.B., Knapp, F.D., Burns, B.R. (1974). Plastic particles in surface waters of the northwestern Atlantic. *Science*, 185(4150), 491-497. <https://doi.org/10.1126/science.185.4150.491>
- Correa-Herrera, T., Barletta, M., Lima, A.R.A., Jiménez-Segura, L.F., Arango-Sánchez, L.B. (2017). Spatial distribution and seasonality of ichthyoplankton and anthropogenic debris in a river delta in the Caribbean Sea. *Journal of Fish Biology*, 90(4), 1356-1387. <https://doi.org/10.1111/jfb.13243>
- Correia, P.J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Covernton, G.A., Pearce, C.M., Gurney-Smith, H.J., Chastain, S.G., Ross, P.S., Dower, J.F., Dudas, S.E. (2019). Size and shape matter: a preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment. *The Science of the Total Environment*, 667, 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.346>

- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, A.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239-10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Davarpanah, E. & Guilhermino, L. (2019). Are gold nanoparticles and microplastics mixtures more toxic to the marine microalgae *Tetraselmis chuii* than the substances individually? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 181, 60-68. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.078>
- de Lucia, G.A., Caliani, I., Marra, S., Camedda, A., Coppa, S., Alcaro, L., Campani, T., Giannetti, M., Coppola, D., Cicero, A.M., Panti, C., Bainsi, M., Guerranti, C., Marsili, L., Massaro, G., Fossi, M.C., Matiddi, M. (2014). Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research*, 100, 10-16. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.03.017>
- Devriese, L.I., van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Vethaak, A.D. (2015). Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin*, 98(1-2), 179-187. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>
- di Mauro, R., Kupchik, M.J., Benfield, M.C. (2017). Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution*, 230, 798-809. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.030>
- Díaz-Mendoza, C., Mouthon-Bello, J., Pérez-Herrera, N.L., Escobar-Díaz, S.M. (2020). Plastics and microplastics, effects on marine coastal areas: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10394-y>
- Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B. (2011). Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. *Marine Environmental Research*, 71(1), 41-52. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001>
- Eo, S., Hong, S.H., Song, Y.K., Han, G.M., Shim, W.J. (2019). Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong river, South Korea. *Water Research*, 160, 228-237. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.053>
- Eriksen, M., Maximenko, N.A., Thie, I.M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zeller, A.F., y Rifman, S. (2013). Plastic pollution in the South Pacific Subtropical Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 68, 71-76. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.021>
- Everaert, G., van Cauwenberghe, L., de Rijcke, M., Koelmans, A.A., Mees, J., Vandegehuchte, M., Janssen, C.R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, 242, 1930-1938. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.069>
- Everaert, G., de Rijcke, M., Lonneville, B., Janssen, C.R., Backhaus, T., Mees, J., van Sebille, E., Koelmans, A.A., Catarino, A.I., Vandegehuchte, M.B. (2020). Risks of floating microplastic in the global ocean. *Environmental Pollution*, 267, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115499>
- Ferreira, P., Fonteá, E., Soares, M.E., Carvalho, F., Guilhermino, L. (2016). Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: gold nanoparticles, microplastics and temperature. *Aquatic Toxicology* 170, 89-103. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.11.011>
- Ferreira, M., Thompson, J., Paris, A., Rohindra, D., Rico, C. (2020). Presence of microplastics in water, sediments and fish species in an urban coastal environment of Fiji, a Pacific small island developing state. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110991. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110991>
- Franco-Herrera, A. (2005). Oceanografía de la Ensenada de Gaira: El Rodadero, más que un centro turístico en el Caribe colombiano. Bogotá, D.C., Colombia. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 56p
- Galloway, T.S., Cole, M., Lewis, C. (2017). Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution*, 1(5), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>
- Garcés-Ordóñez, O., Castillo-Olaya, V.A., Granados-Briceño, A.F., García, M.B., Díaz, L.F.E. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 455-462. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>
- Garcés-Ordóñez, O., Díaz, L., Cardoso, R.P., Muniz, M.C. (2020a). The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111558>

- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L.F., Cardoso, R.P., Cardozo, B.B.I., dos Anjos, R.M.** (2020b). Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*, 267, 115495. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Garcés-Ordóñez, O., Mejía-Esquivia, M., Sierra-Bastidas, T., Patiño, A., Blandón, L., Espinosa, L.F.** (2020c). Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispatá, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 154; 111085. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111085>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L.F., Muniz, M.C., Pereira, L.B.S., dos Anjos, R.M.** (2021). Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 43431-43442. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x>
- García, F., Palacio C., Chang, G.** (2013). Simulation of near field dilution of the submarine outfall of Santa Marta (Colombia). *Dyna*, 80 (182), 138-146.
- GESAMP.** (1991). The State of Marine Environment. London. UK. Blackwell Scientific Publication. 146p
- GESAMP.** (2019). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Rep. Stud. GESAMP, 90, 130 p.
- Gewert, B., Plassmann, M.M., MacLeod, M.** (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(9), 1513-1521. <https://doi.org/10.1039/C5EM00207A>
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L.** (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advance*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- Goldstein, M.C., Titmus, A.J., Ford, M.** (2013). Scales of spatial heterogeneity of plastic marine debris in the northeast Pacific Ocean. *PlosOne*. 8(11), e80020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080020>.
- Gutiérrez, L.C., Gutiérrez, Y., Noriega, O., Rangel, N., Fonseca, C., Ortega, E., García, H.** (2017). Caracterización, diagnóstico y análisis de vulnerabilidades y amenazas en el departamento del Magdalena. Santa Marta. Colombia. Corporación Autónoma Regional del Magdalena-Universidad del Atlántico. 257p
- Hale, R.C., Seeley, M., La Guardia, M.J., Mai, L., Zeng, E.Y.** (2020). A global perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125(1), e2018JC014719. <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M.** (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060-3075. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1>
- Horton, A.A., Svendsen, C., Williams, R.J., Spurgeon, D.J., Lahive, E.** (2017). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the river Thames, UK—Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 218-226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>
- Hurley, R., Woodward, J., Rothwell, J.J.** (2018). Microplastic contamination of riverbeds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251-257. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1>
- IDEAM, UPME.** (2016). Atlas de viento y energía eólica de Colombia. Bogotá, D.C. Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - Unidad de Planeación Minero-Energética.
- INVEMAR.** (2008). Evaluación preliminar de las amenazas naturales en la cuenca del río Manzanares con énfasis en eventos fluviotorrenciales. Informe final. Santa Marta, Colombia. INVEMAR, INGEOMINAS, ECOPEPETROL.
- 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 Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Santa Marta. Colombia. INVEMAR.
- INVEMAR.** (2018). Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4. Santa Marta. Colombia. INVEMAR. 336p

- Julienne, F., Delorme, N., Lagarde, F.** (2019). From macroplastics to microplastics: role of water in the fragmentation of polyethylene. *Chemosphere*, 236, 124409. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124409>.
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., Shruti, V.C.** (2020). Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. *Environmental Pollution*, 267, 115463. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115463>
- Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E., Hafner, J., Reddy, C.M.** (2010). Plastic accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, 329 (5996), 1185-1188. <https://doi.org/10.1126/science.1192321>
- Law, K.L. & Thompson, R.C.** (2014). Microplastics in the seas. *Science*, 345(6193), 144-145. <https://doi.org/10.1126/science.1254065>
- Lebreton, C.M., van der Zwet, J., Damsteeg, J., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J.** (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lebreton, L. & Andrady, A.** (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, 5(1),1-11. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>
- Lindeque, P.K., Cole, M., Coppock, R.L., Lewis, C.N., Miller, R.Z., Watts, A.J., Wilson-McNeal, A., Wright, S.L., Galloway, T.S.** (2020). Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, 265, 114721. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>
- Lithner, D., Damberg, J., Dave, G., Larsson, A.** (2009). Leachates from plastic consumer products- Screening for toxicity with *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 74, 1195-1200. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.022>.
- Lithner, D., Larsson, A., Dave, G.** (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *The Science of the Total Environment*, 409, 3309-3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- Lusher, A.L., Tirelli, V., O'Connor, I., Officer, R.A.** (2015). Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific Reports*, 5 (1),1-9. <https://doi.org/10.5067/GHG1S-4FP01>
- Lusher, A.L., Welden, N.A., Sobral, P., Cole, M.** (2017). Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods Journal*, 9 (9), 1346-1360. <https://doi.org/10.1039/C6AY02415G>
- Mancera-Pineda, J., Pinto, G., Vilardy, S.** (2013). Patrones de distribución estacional de masas de agua en la bahía de Santa Marta, Caribe colombiano: importancia relativa del upwelling y outwelling. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 42(2), 329-360. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2013.42.2.55>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C.** (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- Mejía, M.** (1989). Caribe colombiano: clima y relieve. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 1(1), 13.
- Michida, Y., Chavanich, S., Cózar, C.A., Hagmann, P., Hinata, H., Isobe, A., Kershaw, P., Kozlovskii, N., Li D., Lusher, L.A., Martí, E., Mason, A.S., Mu, J., Saito, H., Shim, J.W., Syakti, D.A., Takada, H., Thompson, R., Tokai, T., Uchida, K., Vasilenko, K., Wang, J.** (2019). Guidelines for harmonizing ocean surface microplastic monitoring methods. Ministry of the Environment. Tokyo. Japan.
- Naji, A., Azadkhah, S., Farahani, H., Uddin, S., Khan, F.R.** (2021). Microplastics in wastewater outlets of Bandar Abbas city (Iran): A potential point source of microplastics into the Persian Gulf. *Chemosphere*, 262, 128039. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128039>
- Nel, H.A., Dalu, T., Wasserman, R.J.** (2018). Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *The Science of the Total Environment*, 612, 950-956. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.298>
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K.O., Wollenberger, L., Santos, E.M., Paull, G.C., van Look, K.J.W., Tyler, C.R.** (2009). A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364, 2047-2062. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0242>
- Pawar, P.R., Shirgaonkar, S.S., Patil, R.B.** (2016). Plastic marine debris: sources, distribution and impacts on coastal and ocean biodiversity. *PENCIL Publication of Biological Sciences*, 3(1), 40-54.

- Pelamatti, T., Fonseca-Ponce, I.A., Ríos-Mendoza, L.M., Stewart, J.D., Marín-Enríquez, E., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Hoyos-Padilla, E.M., Galván-Magaña, F., González-Armas, R.** (2019). Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in Banderas Bay, México. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 604-610. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.062>
- Pinto, G.** (2005). Patrones de distribución espacial de la concentración de nitrógeno, fósforo y sílice en la bahía de Santa Marta. Trabajo de grado. Programa de Biología Marina. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, Colombia.
- PlasticsEurope.** (2020). Plastics the facts 2020: an analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels. Belgium. PlasticsEurope. 42p
- Plata, Á. & Ibarra, D.** (2016). Percepción local del estado ambiental en la cuenca baja del río Manzanares. *Revista Luna Azul*, 42, 235-255.
- Posada, B. & Henao, W.** (2008). Diagnóstico de la erosión en la zona costera del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales No. 13, Santa Marta. Colombia. INVEMAR. 200p
- Pupo-García, L.C.** (2012). Valoración económica del uso recreativo de lugares turísticos: el caso de las bahías de Santa Marta, El Rodadero y Taganga (Colombia). *Revista de Economía del Caribe*, 10, 233-256.
- Rangel-Buitrago, N., Gracia, A., Vélez-Mendoza, A., Mantilla-Barbosa, E., Arana, V.A., Trilleras, J., Arroyo-Olarte, H.** (2018). Abundance and distribution of beach litter along the Atlántico Department, Caribbean coast of Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 435-447. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.040>
- Rangel-Buitrago, N., Arroyo-Olarte, H., Trilleras, J., Arana, V.A., Mantilla-Barbosa, E., Gracia, A., Velez, A., Neal, W.J., Williams, A.T., Micallef, A.** (2021). Microplastics pollution on Colombian Central Caribbean beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112685. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112685>
- Rech, S., Macaya-Caquilpán, V., Pantoja, J.F., Rivadeneira, M.M., Madariaga, D.J., Thiel, M.** (2014). Rivers as a source of marine litter: a study from the SE Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 82, 66-75. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.019>
- Ricaurte-Villota, C. & Bastidas, M.L.** (Eds.). (2017). Regionalización oceanográfica: una visión dinámica del Caribe. Serie de Publicaciones Especiales de No. 14. Santa Marta, Colombia. INVEMAR. 180p
- Richard, H., Carpenter, E.J., Komada, T., Palmer, P.T., Rochman, C.M.** (2019). Biofilm facilitates metal accumulation onto microplastics in estuarine waters. *The Science of the Total Environment*, 683, 600-608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.331>
- Rose, D. & Webber, M.** (2019). Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. *The Science of the Total Environment*, 664, 753-760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.319>
- Ryan, P.G., Suaria, G., Perold, V., Pierucci, A., Bornman, T.G., Aliani, S.** (2020). Sampling microfibres at the sea surface: the effects of mesh size, sample volume and water depth. *Environmental Pollution*, 258, 113413. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113413>
- Sarmiento-Pérez, R.A., Ortiz, R.J.C., Bejarano, A.L.F., Otero, D.L., Restrepo, L.J.C., Franco-Herrera, A.** (2018). Sea breeze in the Colombian Caribbean coast. *Atmósfera*, 31 (4), 389-406 <https://doi.org/10.20937/atm.2018.31.04.06>
- Schönlau, C., Karlsson, T.M., Rotander, A., Nilsson, H., Engwall, M., van Bavel, B., Kärrman, A.** (2020). Microplastics in sea-surface waters surrounding Sweden sampled by manta trawl and in-situ pump. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 111019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111019>
- Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Jung, S.W., Shim, W.J.** (2017). Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type. *Environmental Science & Technology*, 51 (8), 4368-4376. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06155>
- Steensgaard, I.M., Syberg, K., Rist, S., Hartmann, N.B., Boldrin, A., Hansen, S.F.** (2017). From macro-to microplastics-analysis of EU regulation along the life cycle of plastic bags. *Environmental Pollution*, 224, 289-299. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.007>
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M.C., Ni, B.J.** (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152, 21-37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Talsness, C.E., Andrade, A.J.M., Kuriyama, S.N., Taylor, J.A., vom-Saal, F.S.** (2009). Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364, 2079-2096. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0281>

- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Booyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Miukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H.** (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364(1526), 2027-2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Tokai, T., Uchida, K., Kuroda, M., Isobe, A.** (2021). Mesh selectivity of neuston nets for microplastics. *Marine Pollution Bulletin* 165, 112111. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112111>
- UNEP.** (2016). Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme. 4, 26-29.
- Vedolin, M.C., Teophilo, C.Y.S., Turra, A., Figueira, R.C.L.** (2018). Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 487-493. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.019>
- Vidal, L., Molina, A., 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(2), 113-132. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1032>
- Wang, W. & Wang, J.** (2018). Investigation of microplastics in aquatic environments: an overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 108, 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.026>
- Wang, C., Xing, R., Sun, M., Ling, W., Shi, W., Cui, S., An, L.** (2020). Microplastics profile in a typical urban river in Beijing. *The Science of the Total Environment*, 743, 140708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140708>
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Galuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Richter, D., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Williams, M., Zhinsheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A.P.** (2016). The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science*, 351(6269), 137. <https://doi.org/10.1126/science.aad2622>
- Wiedemann, H.** (1973). Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: physical parameters and geological history. *Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín*, 7, 85-119. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1973.7.0.549>