

<https://doi.org/10.15517/ax01dr94>

Biodisponibilidad y bioacumulación de microplásticos en el zooplancton marino de un área marina protegida del Caribe

María Isabel Criales-Hernández^{1*};  <https://orcid.org/0000-0001-5608-8943>

Rafael Cabanzo-Hernández²;  <https://orcid.org/0000-0002-6907-2120>

Jenny Alejandra Ruiz-Jiménez³;  <https://orcid.org/0000-0001-9700-3774>

Querubín Rodríguez⁴;  <https://orcid.org/0009-0007-8429-6476>

1. Universidad Nacional de Colombia - Sede Bogotá -Facultad de Ciencias - Departamento de Biología, Ciudad Bogotá, Colombia; micrialesh@unal.edu.co (*Correspondencia)
2. Universidad Industrial de Santander, Facultad de Ciencias, Escuela de Física, Bucaramanga, Santander, Colombia; rcabanzo@uis.edu.co
3. Universidad Industrial de Santander, Facultad de Ciencias, Escuela de Biología, Bucaramanga, Santander, Colombia; alejandrar.jj@gmail.com
4. Parque Nacional Natural de Colombia, Corales de Profundidad, Colombia; querubin.rodriguez@parquesnacionales.gov.co

Recibido 29-XI-2025. Corregido 01-VIII-2025. Aceptado 13-XI-2025.

ABSTRACT

Bioavailability and bioaccumulation of microplastics on marine zooplankton in a Marine Protected Area of Caribbean

Introduction: Microplastics are present throughout the global ocean and can be ingested by many species, including zooplankton. Although they fall within the size range of zooplankton prey, there are few *in situ* studies on microplastic ingestion.

Objective: To evaluate the bioavailability and bioconcentration of microplastics in seven representative taxonomic groups of zooplankton within a Marine Protected Area (MPA) in the Caribbean.

Methods: To elucidate the bioavailability of microplastics, twelve stations were sampled with oblique tows using mini-bongo net during two contrasting hydroclimatic seasons in 2022. In the laboratory, we analyzed size, shape and polymer compositions of microplastics at each water sample using stereoscopy and FTIR-ATR with 4 cm⁻¹ resolution. Seven dominant zooplankton groups were selected from different trophic levels to assess the ingestion encounter rate and bioaccumulation of microplastics.

Results: A median bioavailability of microplastics of 0.091 microplastics/m³ was recorded (mainly polyester and PET fibers and fragments), with significant differences between seasons (Kruskal-Wallis, $p = 1.5 \times 10^{-9}$). Zooplankton mainly ingested black fragments with an Encounter Rate of 0 to 0.22 microplastics/ind., and the observed bioconcentration in the taxonomic groups was > 1, indicating direct or indirect bioaccumulation.

Conclusion: The bioavailability of microplastics in the MPA is lower than in other regions of the world, and the temporal variability is modulated by the Caribbean's oceanographic dynamics and river inputs into the coastal zone. Six of the seven analyzed zooplankton groups accumulate microplastics, with Paracalanidae showing the highest bioconcentration factor. These findings highlight the need to monitor and mitigate the effects of microplastics on marine ecosystems to protect both the affected species and the ecosystem services they provide.

Key words: plastic pollution; Chaetognatha; Paracalanidae; encounter rate; Colombia.



RESUMEN

Introducción: Los microplásticos están presentes en todo el océano global y pueden ser ingeridos por muchas especies, incluyendo el zooplancton. Aunque se encuentran dentro del rango de tamaño de las presas del zooplancton, existen pocos estudios sobre la ingestión de microplásticos llevados a cabo *in situ*.

Objetivo: evaluar la biodisponibilidad y la bioconcentración de microplásticos en siete grupos taxonómicos representativos del zooplancton en un Área Marina Protegida del Caribe (AMP).

Métodos: Para entender la biodisponibilidad de los microplásticos en la columna de agua, se recolectaron muestras en doce estaciones mediante arrastres oblicuos, en dos periodos hidroclimáticos contrastantes, durante el 2022. En el laboratorio, se analizó el tamaño, la forma y la composición del polímero de cada muestra de agua utilizando estereoscopio y FTIR-ATR con una resolución de 4 cm^{-1} . Se escogieron siete grupos dominantes del zooplancton de diferentes niveles tróficos, para evaluar la ingestión y bioacumulación de microplásticos.

Resultados: Se registró una biodisponibilidad mediana de microplásticos de $0.091\text{ microplásticos/m}^3$ (principalmente fibras y fragmentos de poliéster y PET) con diferencias significativas entre temporadas (Kruskal-Wallis, $p = 1.5 \times 10^{-9}$). El zooplancton ingirió principalmente fragmentos negros con una Tasa de Encuentro de 0 a $0.22\text{ microplásticos/ind.}$, y la bioconcentración observada en los grupos taxonómicos fue > 1 , indicando bioacumulación directa o indirecta.

Conclusión: La biodisponibilidad de los microplásticos en el AMP es menor que en otras regiones del mundo, la variabilidad temporal está modulada por la dinámica oceanográfica del Caribe y el aporte de los ríos que desembocan en la zona costera. Seis de los siete grupos de zooplancton analizados acumulan microplásticos, Paracalanidae es el grupo que presentó el mayor factor de bioconcentración. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de monitorear y mitigar los efectos de los microplásticos en los ecosistemas marinos para proteger tanto a las especies afectadas como los servicios ecosistémicos que proporcionan.

Palabras clave: contaminación plástica; Chaetognatha; Paracalanidae; tasa de encuentro; Colombia.

INTRODUCCIÓN

La contaminación plástica es actualmente el tipo de desechos antropogénicos dominante en los océanos, representando hasta 80 % del total de la basura marina (Kaza et al., 2018). Los plásticos se dispersan desde las regiones costeras (Chenillat et al., 2021) y oceánicas (Lebreton et al., 2017), atravesando estratos de la columna de agua (Defontaine et al., 2020; Di Mauro et al., 2017; Sun et al., 2018), depositarse en sedimentos de la plataforma continental (Carretero et al., 2021), en profundidades oceánicas (Zhang et al., 2020) y ser ingeridos por organismos marinos (Amin et al., 2020; Desforges et al., 2015). El Caribe está documentado como uno de los mares más contaminados por plástico, se estima que entre 0.16 y 0.42 millones de toneladas métricas de plástico han ingresado desde 2010 (Aldana-Arana et al., 2022).

Además de los residuos plásticos en el océano, dos procesos amplifican el problema: la fragmentación de los plásticos en microplásticos (1-5 mm) y su interacción con grupos

marinos a través de ingestión o enredo, fenómenos ampliamente documentados (Tekman et al., 2020). Los microplásticos presentan un riesgo significativo, especialmente para organismos pequeños como el zooplancton, cuya ingestión depende de su exposición en el entorno natural (Botterell et al., 2019; Clark et al., 2016).

La contaminación plástica puede generar dos problemas clave en el zooplancton: 1) Bioacumulación debido a la transferencia de microplásticos en la red trófica; al ingerir los microplásticos y expulsarlos por los pellets fecales que a su vez son ingeridos por productores secundarios (Gunaalan et al., 2023). Como consecuencia se observaría una disminución de la efectividad en la bomba de carbono (Setälä et al., 2014). 2) Riesgo ecotoxicológico al ser ingerido de manera pasiva por filtración, o por ingesta directa, con efectos ecológicos como la disminución en las poblaciones debido a la muerte por incorporación de microplásticos, efectos fisiológicos debido al daño en los tejidos corporales, daños físicos en el tracto digestivo, entre otros y por último los efectos sistémicos

como las disrupciones endocrinas (He et al., 2022; Lo & Chan, 2018; Parolini et al., 2023; Zitouni et al., 2021).

En Latinoamérica y Colombia, las investigaciones sobre microplásticos han centrado su atención en el agua, sedimentos y organismos como peces y mejillones (Galindo-Montero et al., 2023; Orona-Návar et al., 2022). Sin embargo, son escasos los estudios que exploran la interacción con el zooplancton marino (Alfonso et al., 2020; Lima et al., 2023; Rodríguez et al., 2021; Zavala-Alarcón et al., 2023). Este estudio tiene como objetivo evaluar la biodisponibilidad y bioconcentración de microplásticos en grupos representativos de zooplancton en dos temporadas en un Área Marina Protegida del Caribe colombiano. La hipótesis plantea una relación entre las temporadas hidroclimáticas y las variaciones en la biodisponibilidad y bioconcentración de microplásticos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El Área Marina Protegida de los Archipiélagos del Rosario y San Bernardo se compone de tres zonas, de las

cuales dos son parques marinos y una es costera. Este estudio se centró exclusivamente en los dos parques nacionales marinos: el Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) ($9^{\circ}38'43''$ - $9^{\circ}58'44''$ N & $75^{\circ}51'27''$ - $75^{\circ}47'31''$ W) y el Parque Nacional Corales de Profundidad (PNNCPD) ($9^{\circ}43'16.5''$ - $10^{\circ}7'30.2''$ N & $76^{\circ}0'16.2''$ - $76^{\circ}17'41.1''$ W) localizados en la región del Caribe colombiano, frente a los departamentos de Bolívar, Sucre y Córdoba (Fig. 1).

El PNNCRSB comprende la plataforma submarina y los arrecifes de coral de los archipiélagos del Rosario y de San Bernardo; además del ecosistema coralino se observan otros ecosistemas diversos, como manglares, pastos marinos, fondos blandos y litoral rocoso (Rangel-Buitrago, 2011). El PNNCPD se encuentra al occidente del archipiélago de San Bernardo, a 32 km de Punta Barú en aguas oceánicas (Alonso et al., 2015; Marrugo-Pascuales & Martínez-Ledesma, 2016). Es una unidad geomorfológica que se caracteriza por un ambiente mesofótico con alta transparencia del agua, que difiere altamente de otros arrecifes de coral mesofóticos en el Caribe y de otras áreas de arrecifes

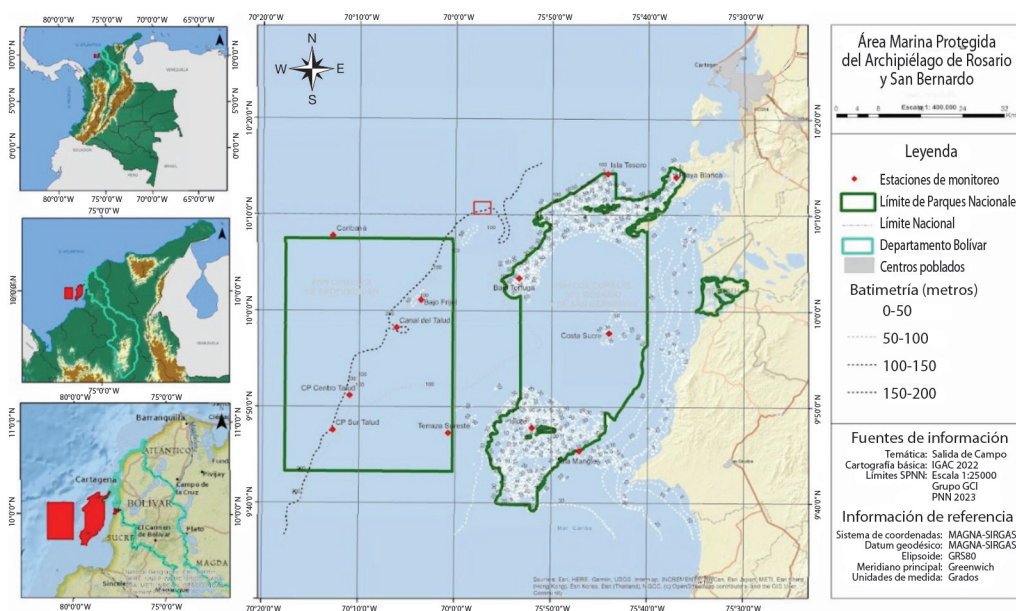


Fig. 1. Área de estudio y distribución de estaciones de muestreo. / **Fig. 1.** Study area and distribution of sampling stations.

formalmente descritas para Colombia (Alonso et al., 2015; Díaz et al., 2000; Morales-Giraldo et al., 2017; Sánchez et al., 2019) (Fig.1).

La dinámica oceanográfica del área marina se encuentra influenciada por el régimen de la Corriente Caribe, la Contracorriente de Panamá, el giro ciclónico Panamá-Colombia, y el núcleo de surgencia de la Guajira, los cuales modulan la climatología a lo largo del año (Lozano-Duque et al., 2010). El área presenta además la influencia de una corriente generada por las aguas dulces, fuertemente cargadas de sedimentos que salen del Canal del Dique a través de los Caños Lequerica y Matunilla, que llegan a la bahía de Barbacoas y, dependiendo de la época del año, pueden llegar hasta los dos PNN. Igualmente se tiene el aporte fluvial del río Sinú y otros pequeños ríos y riachuelos, los cuales crean masas de agua dulce que juegan un papel significativo en la conformación de los campos hidrológicos e hidrodinámicos de la zona (Gómez-Giraldo et al., 2009).

Fase de campo: Se recolectaron un total 24 muestras en la columna de agua, tomadas en el PNNCRSB y en el PNNCPR durante dos temporadas hidroclimáticas del 2022: temporada seca (marzo) y de lluvias (octubre) (Fig. 1). En cada estación se registró la profundidad con un profundímetro portátil. Las muestras de zooplancton y microplásticos se recolectaron mediante arrastres oblicuos desde la superficie hasta una profundidad de 50 m, y en las estaciones someras hasta el fondo con un margen de seguridad de 5 m, utilizando una red tipo mini-bongo (30 cm de diámetro y 2.1 m de largo), provista con mallas nitex de 200 μm y 500 μm de apertura del poro de malla, equipada con un flujómetro digital Hydrobios run stop (Modelo No. 438115) para establecer el volumen de agua filtrado. La duración del arrastre de zooplancton fue de 5 minutos a una velocidad promedio de 3.5 km/h durante las horas diurnas entre las 7:00 y 16:00. Todas las muestras recolectadas fueron preservadas en una solución de formalina neutralizada al 4 % y frascos de vidrio para el transporte al Laboratorio de Hidrobiología

de la Universidad Industrial de Santander, en donde se procedió a su análisis.

Identificación de la comunidad de zooplancton: Las muestras recolectadas fueron fraccionadas en el laboratorio usando un divisor Motoda (Motoda, 1959). La primera fracción de la malla de 200 μm y 500 μm fue procesada para identificación y cuantificación de los microplásticos presentes en la columna de agua. La segunda fracción se utilizó para la identificación y cuantificación del zooplancton. La identificación del zooplancton se hizo hasta el nivel de familia mediante claves taxonómicas (Boltovskoy, 1999; Boxshall & Halsey, 2004) usando un estereoscopio Zeiss Discovery V12 con cámara acoplada AxioCam ERc5s Zeiss. La nomenclatura usada en este estudio siguió las normas de WoRMS Editorial Board (2024). Para la cuantificación se utilizó los valores de abundancia observados por cada familia y se estandarizaron a individuos por metro cúbico en función del agua filtrada siguiendo las recomendaciones de Postel et al. (2000).

Para la determinación de microplásticos ingeridos, basándose en la composición del zooplancton encontrado en los muestreos, se seleccionaron siete grupos taxonómicos dominantes de diferentes niveles tróficos para la determinación de bioacumulación y biomagnificación de microplásticos. Como la abundancia taxonómica de cada grupo varía entre meses, estaciones y mallas, para cada muestra se tomaron entre 40-50 individuos para cada grupo seleccionado de cada estación y época, examinando externamente si tenían adheridos microplásticos antes de transferirlos a los viales termorresistentes de vidrio de 20 ml. Si algunos microplásticos externos eran encontrados se le retiraba mediante pinzas de acero inoxidable.

Identificación y procesamiento de microplásticos: Las partículas plásticas presentes en las muestras de columna de agua fueron identificadas físicamente y medidas bajo un estereomicroscopio Zeiss Discovery V12 con cámara acoplada AxioCam ERc5s Zeiss usando el software ZEN v3.10 acoplado al

estereomicroscopio. Las partículas fueron clasificadas físicamente por color, forma, tamaño siguiendo el protocolo de Viršek et al. (2016). Luego de esto las partículas plásticas fueron cuidadosamente colectadas usando pinzas de acero inoxidable y almacenadas en portaobjetos para su posterior análisis químico mediante un espectrómetro infrarrojo Thermo Scientific Nicolet iS50 ATR-FTIR WI, USA, en el rango 4 000-500 cm^{-1} (infrarrojo medio MIR) equipado con cristal de diamante para reflexión interna total atenuada (ATR) (*one step* e índice de refracción 2.4). La repetibilidad fue determinada a partir del cálculo de la desviación estándar para las absorbancias medidas a número de ondas 2924.08 cm^{-1} y 1462.04 cm^{-1} en 10 espectros adquiridos sobre una muestra. Para el registro de cada espectro se realizaron 128 barridos, con velocidad de espejo móvil de 0.47 cm/s y resolución de 4 cm^{-1} . Con estos parámetros se logró un promedio en la razón señal a ruido de 27.40 (unidades arbitrarias). La concentración de microplásticos/ m^3 en la columna de agua fue obtenida de dividir el número de microplásticos por el volumen de agua filtrada.

Un total de 50 individuos promedio para cada uno de los siete grupos zooplanctónicos escogidos en las muestras de zooplancton, fueron procesados para degradar la materia orgánica utilizando ácido nítrico (HNO_3) al 65 % por una hora (80 °C), siguiendo el protocolo de Coral-Chamorro et al. (2024). Las muestras digeridas de cada grupo zooplanctónico fueron transferidas a portaobjetos y protegidas en la caja de Petri para la examinación física de los microplásticos (Coral-Chamorro et al., 2024; Desforges et al., 2015). Los microplásticos presentes en los grupos seleccionados de zooplancton fueron separados y clasificados en un estereomicroscopio Zeiss Discovery V12 con cámara acoplada AxioCam ERc5s Zeiss usando el software ZEN v3.10 acoplado al estereomicroscopio. La clasificación física de las partículas se hizo por color, forma, tamaño siguiendo el protocolo de Viršek et al. (2016) y para confirmar que corresponden a partículas a plástico el proceso de digestión de los

organismos garantiza la presencia de solo partículas plásticas (Desforges et al., 2015).

Para la cuantificación el total de microplásticos presentes en cada grupo zooplanctónico fueron calculados dividiendo el número de microplásticos ingeridos por el número de zooplánton digeridos en cada grupo a lo que denominaremos a partir de aquí como tasa de encuentro (TE), expresada en microplásticos/ind (Desforges et al., 2015).

Control de contaminación: La contaminación cruzada es un problema importante en los procedimientos de extracción de microplásticos. Por ello, se tomaron varias precauciones para evitar la contaminación ambiental. Todo el personal involucrado en la recolección y manipulación de muestras en las salidas de campo usó ropa de algodón y guantes de nitrilo. Además, se utilizó agua ultrapura para enjuagar previamente todos los tubos, muestreadores y demás equipos que entraron en contacto con las muestras. Todo el material de las colectas y de manipulación utilizado fue material de vidrio y cada líquido que se filtró en el laboratorio se emplearon filtros de membrana de 0.45 μm de celulosa. Antes de embarcar, todo el equipo se empaquetó en cajas. Además, se usó una bata de laboratorio de algodón y guantes de nitrilo durante el procesamiento e identificación de las muestras en una habitación cerrada y bajo una cámara de extracción. Los papeles de filtro GF/F se humedecieron con agua desionizada filtrada y se guardaron en una placa de Petri con tapa abierta para prevenir cualquier contaminación del procedimiento y del aire. Además, se analizaron múltiples blancos (cajas de petri con agua ultrafiltrada) junto con cada lote de extracción y cuantificación. El control de calidad incluyó blancos en todas las etapas del análisis. Además de los blancos de las partículas en el agua suspendida, se implementaron blancos para cada lote de digestión del zooplancton. Esto aseguró el monitoreo de la contaminación tanto del ambiente del laboratorio como de los reactivos químicos utilizados. Para los blancos de análisis visual se analizó un blanco por cada sesión de trabajo (40 en temporada seca y 40

en lluvias, total 80). Los blancos de digestión, se analizó un blanco por cada lote de digestión (12 en seca y 12 en lluvias, total 24). Cuando se registró contaminación y se detectaron partículas comparables en la muestra investigada, estas se excluyeron del recuento final. El número de microplásticos encontrado en cada muestra se ajustó restando el número de contaminantes de cada blanco correspondiente.

Análisis estadístico: Se realizaron análisis estadísticos descriptivos (mediana, máximos y mínimos) de los microplásticos en la columna de agua para estimar el número de partículas/m³ biodisponibles en el AMP, la comunidad de zooplancton y los microplásticos ingeridos fueron cuantificados y clasificados, a partir de los resultados se calculó la TE para establecer

el impacto de los microplásticos en el zooplancton. Se probó la normalidad de los datos mediante una prueba de Shapiro-Wilk. Cada grupo fue categorizado según su dieta a partir de la revisión en bases de datos y artículos publicados. Se compararon las TE entre grupos taxonómicos dominantes según su hábito alimentario (herbívoro, omnívoro o carnívoro) para evaluar posibles diferencias significativas entre temporadas mediante la prueba de Kruskal-Wallis.

Por último, se calculó el factor de bioconcentración (FBC) como la ingesta y retención de una sustancia, (ej. microplásticos) en un organismo (Alexander, 1999; Miller et al., 2023). Para esto, fue necesario convertir las variables utilizadas a unidades comparables, aplicando las siguientes ecuaciones:

Cálculo de los microplásticos ingeridos por metro cúbico (microplásticos/m³):

$$\text{Microplásticos ingeridos} = \text{Tasa de encuentro} \left(\frac{\text{microplásticos}}{\text{Ind}} \right) \times \text{Abundancia de taxa evaluada} \left(\frac{\text{Ind}}{\text{m}^3} \right)$$

Posteriormente, se calculó el FBC utilizando la fórmula:

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentración de microplásticos ingeridos} \left(\frac{\text{microplásticos}}{\text{m}^3} \right)}{\text{Concentración de microplásticos en el agua} \left(\frac{\text{microplásticos}}{\text{m}^3} \right)}$$

donde un FBC mayor a 1 indica que el zooplancton está bioconcentrando los microplásticos en niveles superiores a los presentes en el agua y un FBC menor a 1 indica que la bioconcentración de microplásticos en el organismo es inferior a la del agua.

RESULTADOS

Concentración y caracterización de la biodisponibilidad de microplásticos en la columna de agua: Un total de 2 345 partículas fueron identificadas en la columna de agua, de las cuales 2 296 partículas fueron clasificadas como polímeros plásticos, lo que corresponde al 98 % del total de partículas. La abundancia de los microplásticos estuvo en un rango entre 0.009 y 7.466 partículas/m³, con una mediana

de 0.057 partículas/m³. La biodisponibilidad de microplásticos entre las temporadas fue significativamente diferente (Kruskal-Wallis, $p = 1.50 \times 10^{-09}$) siendo mayor en la temporada de lluvias (mediana 0.193) que en la temporada seca (mediana 0.061) (Fig. 2).

El análisis físico de los microplásticos en la columna de agua presentó cinco categorías de colores, el azul fue el más abundante (76.2 %), seguido de otros (7.3 %), rojo (7.1 %), negro (6.2 %) y blanco (3.5 %). Se encontraron diferencias significativas en la abundancia de partículas por colores: azul (Kruskal-Wallis, $p = 3.05 \times 10^{-7}$), rojo (Kruskal-Wallis, $p = 1.4 \times 10^{-3}$) y otros (Kruskal-Wallis, $p = 1.14 \times 10^{-4}$), siendo mayor el color azul; el blanco y el negro, por su parte, no presentaron diferencias estadísticamente significativas (Fig. 3A).

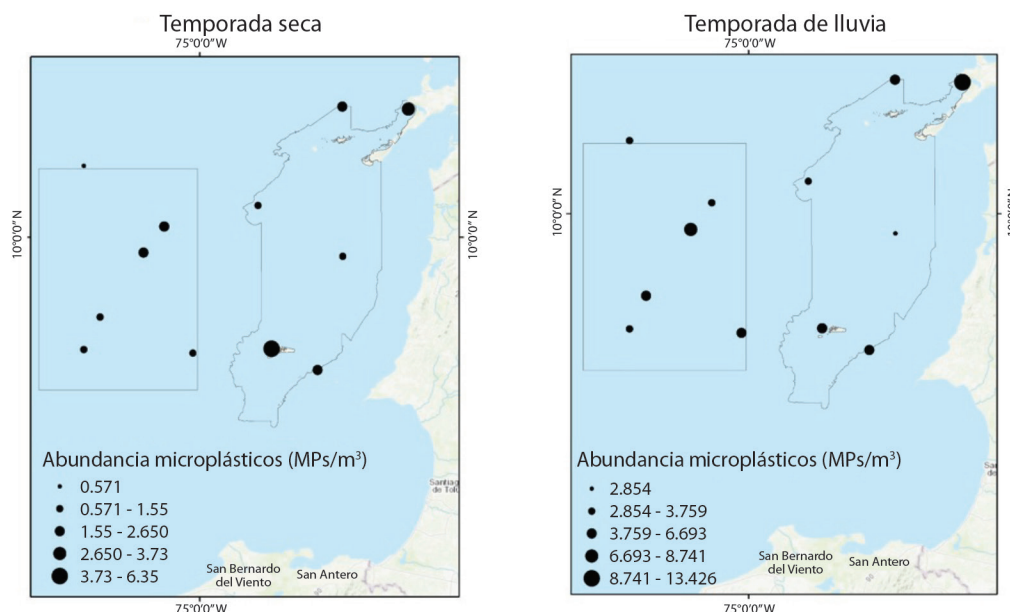


Fig. 2. Distribución espacial de la abundancia total de microplásticos en el Área Marina Protegida de los Archipiélagos del Rosario y San Bernardo durante las dos temporadas hidroclimáticas del 2022. / **Fig. 2.** Spatial distribution of total microplastic abundance in the Marine Protected Area of the Rosario and San Bernardo Archipelagos during the two hydroclimatic seasons of 2022. The size of the dots represents the abundance level.

En cuanto a la forma se observaron tres formas: Fibras que fueron las más abundantes (97.1 %), seguidas de fragmentos (2.7 %) y películas (0.10 %). Se encontraron diferencias significativas entre las formas de fibras (Kruskal-Wallis, $p = 1.7 \times 10^{-7}$) y fragmentos (Kruskal-Wallis, $p = 0.02$), siendo mayor las fibras, mientras que las películas no presentaron diferencias significativas (Fig. 3B).

El análisis de Kruskal-Wallis fue usado para analizar si había diferencias significativas entre las formas y colores entre las dos temporadas hidroclimáticas. Los resultados mostraron que no se encontraron diferencias significativas en los colores ni en las formas de microplásticos (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$).

En la columna de agua del AMP, la composición química de los microplásticos fue principalmente el poliéster 92.9 %. El tereftalato de polietileno (PET) 4.2 %, mientras que el polietileno y polipropileno-polietileno-ácido poliacrílico representaron 2.8 y 0.2 %, respectivamente.

Comunidad de Zooplancton: Se identificaron un total de 52 familias distribuidas en 23 órdenes, 18 clases y 10 filos en las dos temporadas; se obtuvieron diferencias significativas de la abundancia de zooplancton entre temporadas (Kruskal Wallis $p = 2.25 \times 10^{-27}$) la mayor abundancia se presentó en la temporada de lluvias (230 ind/m^3) y la menor abundancia en la temporada seca (61.5 ind/m^3). Los siete grupos dominantes fueron Appendicularia, Chaetognatha, Corycaeidae, Diplostraca, Oncaeidae, Paracalanidae y Temoridae. Respecto a los hábitos alimenticios de los grupos encontrados, la comunidad de zooplancton se caracteriza por ser principalmente con hábitos omnívoros (62.8 %) seguido de herbívoros (18.8 %) y carnívoros (14.1 %). (Tabla 1).

Caracterización física de los microplásticos ingeridos por el zooplancton y bioconcentración: Se analizaron un total de 3 222 organismos de los cuales 1 932 corresponden

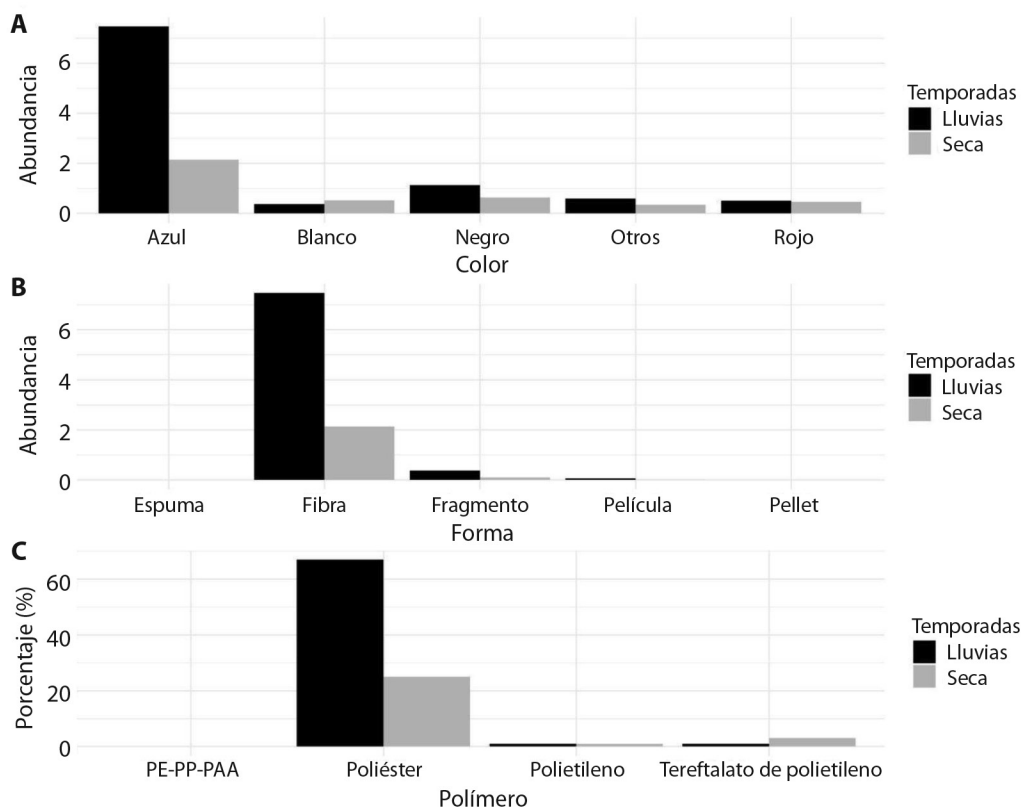


Fig. 3. Características físicas y químicas de los microplásticos encontrados en la columna de agua en el AMP durante los dos periodos hidroclicmáticos mostrados como MPs/m³: **A.** color; **B.** forma; **C.** Diversidad de polímeros. PE-PP-PAA: Polietileno-Polipropileno-Polietileno-Ácido Poliacrílico. / **Fig. 3.** Physical and chemical characteristics of microplastics in the water column of the Protected Marine Area of the Rosario Archipelago during two different hydroclimatic periods: **A.** color; **B.** shape; **C.** diversity of polymers. PE-PP-PAA: Polyethylene-Polypropylene-Polyethylene-Polyacrylic Acid.

Tabla 1

Valores promedio de abundancia de los siete grupos dominantes del zooplancton en el AMP, según el hábito alimenticio, tasa de encuentro, microplásticos ingeridos y factor de bioconcentración. / **Table 1.** Average abundance values of the seven dominant zooplankton groups in the MPA, according to feeding habits, encounter rate, ingested microplastics, and bioconcentration factor.

Taxa	Hábito alimenticio	Abundancia (Ind/m3)	TE (MPs/In)	MPs Ingeridos (MPs/m ³)	FBC	Color más abundante	Tipo de forma más abundante
Appendicularia	¹ Herbívoros	59.45	0.04	1.37	2.49	Negro, azul	FRA, FIB
Chaetognatha	² Carnívoros	9.65	0.06	0.48	0.93	Negro, azul	FRA, FIB
Corycaedae	³ Omnívoros	37.57	0.03	1.35	3.37	Negro, azul	FRA, FIB
Diplostraca	⁴ Herbívoros	53.74	0.05	2.01	4.31	Negro, azul	FRA, FIB
Oncaeidae	³ Omnívoros	14.20	0.03	0.67	1.23	Otros, negro	FRA, FIB
Paracalanidae	³ Omnívoros	161.66	0.02	3.57	19.26	Negro, rojo	FRA
Temoridae	³ Omnívoros	20.56	0.03	0.86	7.80	Rojo, gris	FRA, PEL

1. Deibel & Lowen (2012). 2. Canino & Grant (1985). 3. Chen & Hwang (2010). 4. Suhaimi et al. (2022). TE =Tasa de encuentro, MPs ingeridos = Microplásticos ingeridos, FBC = Factor de bioconcentración. Tipo de forma: FRA = fragmento, FIB = fibra, PEL = película. TE = Encounter rate, MPs = Ingested microplastics, FBC= Bioconcentration factor. Shape type: FRA = fragment, FIB = fiber, PEL = film.

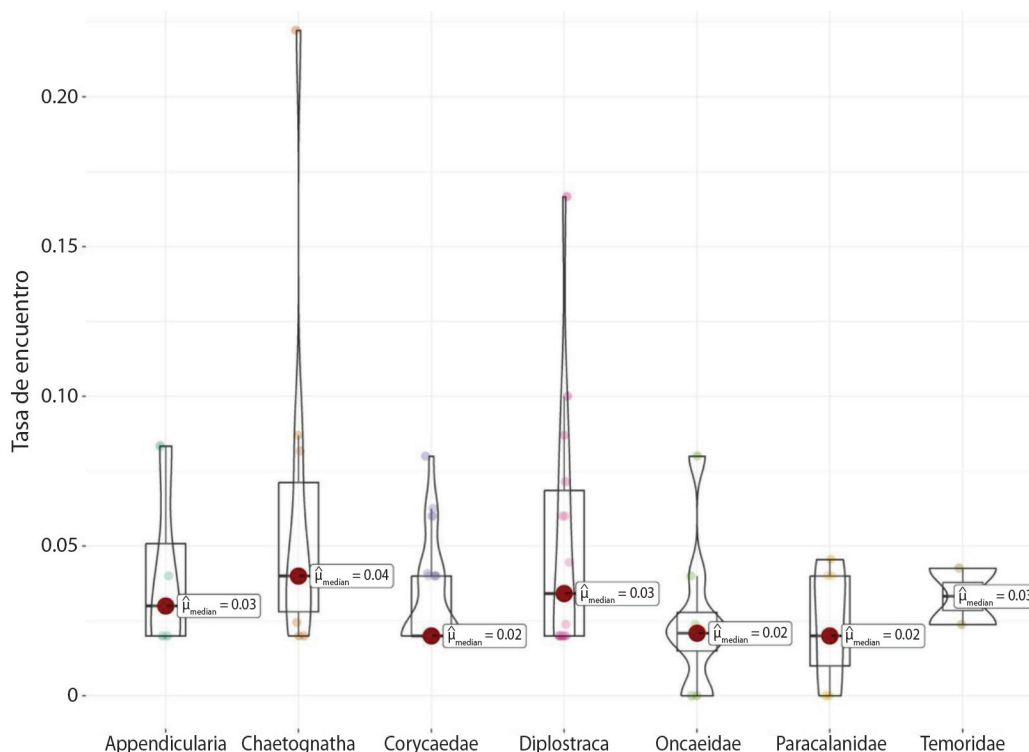


Fig. 4. Tasa de encuentro (MPs/Ind) de los siete grupos dominantes del zooplancton en el AMP durante los dos periodos hidroclimáticos. / **Fig. 4.** Encounter rate (MPs/Ind) of the seven dominant zooplankton groups in the MPA during two hydroclimatic periods.

a la temporada seca y 1 290 a la de lluvias; del total de organismos procesados 110 microplásticos fueron ingeridos por el zooplancton, 64 corresponden a la temporada seca y 46 a la de lluvias. Durante la temporada de lluvias, la tasa de ingestión de microplásticos en las estaciones costeras estuvo entre 0.02-0.100 partículas/ind; Diplostraca fue el grupo taxonómico que presentó el mayor consumo 0.100 partículas/ind. En las estaciones oceánicas la tasa de ingestión se observó entre 0-0.222 partículas/ind, Chaetognatha fue el taxón con la mayor ingesta, alcanzando 0.222 partículas/ind. Durante la temporada seca, las tasas de ingestión en las estaciones costeras variaron de 0-0.087 partículas/ind; Chaetognatha fue el taxón con el mayor consumo (0.087 partículas/ind). En las estaciones oceánicas se encontró una tasa de ingestión entre 0-0.071 partículas/ind, Diplostraca fue el

taxón con el mayor consumo (0.222 partículas/ind) (Tabla 1). En total el zooplancton presentó una TE promedio 0.040 partículas/ind y no se observaron diferencias significativas entre las temporadas y estaciones con la TE (Fig. 4).

En cuanto al tamaño de los microplásticos ingeridos por los grupos de zooplancton varió entre 9.03 μm y 899.6 μm . Chaetognatha consumieron los microplásticos con mayores tamaños hasta 899.6 μm , seguidos por Oncaeidae que consumieron microplásticos hasta 327.1 μm . Los microplásticos de menor tamaño se encontraron en los diplostracos, desde 9.03 μm , y Corycaedae, desde 12.6 μm .

Los tipos de microplásticos encontrados en el zooplancton corresponden principalmente a fragmentos (85 %), fibras (10 %) y películas (5 %); los principales colores ingeridos fueron negro (46 %), rojo (22 %), otros (18 %),



azul (9 %) y grises (5 %) (Tabla 1). Los valores de Bioconcentración (FBC) estuvieron por encima de 1 en seis de los grupos evaluados exceptuando los quetognatos. No se encontraron diferencias significativas entre los valores de FBC entre las otras taxa. Paracalanidae presentó el mayor valor de FBC (19.26) y el menor valor de FBC se encontró en Oncaeidae (1.23) (Tabla 1).

DISCUSIÓN

Este estudio documenta, por primera vez, el factor de bioconcentración de microplásticos en el zooplancton del Caribe, mostrando cómo la biodisponibilidad está correlacionada con la época de mayores aportes fluviales de la zona costera durante el periodo de lluvias, sin embargo, la dinámica oceanográfica hace persistente la presencia de microplásticos en el periodo seco trayendo material del gran Caribe al AMP. La persistencia de estos contaminantes, en áreas protegidas como el AMP los Archipiélago del Rosario y San Bernardo, subraya un impacto crítico en los ecosistemas marinos presentes en el área. El zooplancton ingirió principalmente fragmentos de microplásticos negros, con valores mayores a los presentes en el agua (bioconcentración > 1). Esto representa un riesgo significativo para esta comunidad biológica y es importante que se investigue con mayor profundidad.

Presencia y abundancia de microplásticos en la columna de agua: La contaminación por microplásticos fue persistente durante los dos periodos hidroclimáticos estudiados en el AMP siendo mayor en la temporada de lluvias. en la temporada de lluvias, predominan los aportes fluviales de los ríos Magdalena y Sinú, además de descargas de aguas residuales de la zona costera (Acosta-Coley et al., 2019; Garcés-Ordoñez et al., 2021), Durante la temporada seca, los microplásticos están posiblemente más relacionados con corrientes oceánicas de Panamá-Colombia y flujos de aire superficial (Criales-Hernández et al., 2021; La Daana et al., 2022). Esto lo podemos inferir porque la

disminución en la salinidad y densidad del agua durante el periodo de lluvias favorece la inmersión de microplásticos más densos, como poliéster, PET y polietileno (Eo et al., 2021). Adicionalmente la mayor turbidez y sedimentos en la columna de agua favorece la bioincrustación y la agregación de materia orgánica lo que también aumenta las tasas de hundimiento, especialmente en plásticos de baja densidad, contribuyendo a su sedimentación (Eo et al., 2021; Kaiser et al., 2017; Kooi et al., 2017).

Ingestión de microplásticos por parte del zooplancton: El zooplancton analizado mostró ingestión de microplásticos en todos los grupos tróficos, sin diferencias significativas entre temporadas. Esto rechaza la hipótesis de variabilidad temporal, y está en línea con estudios en otras regiones como el Pacífico mexicano y la Gran Barrera australiana (Miller et al., 2023; Zavala-Alarcón et al., 2023).

La ingestión de partículas plásticas por el zooplancton puede estar explicado por factores clave como la adherencia de materia orgánica, el color y el tamaño de las partículas. La primera agregación de materia orgánica en las partículas y adherencia de microorganismos los convierten en alimento atractivo, favoreciendo la palatabilidad (He et al., 2022; Osborn & Stojkovic, 2014; Vroom et al., 2017). La preferencia sobre los microplásticos con mayor exposición al ambiente sobre aquellos microplásticos prístinos se ha observado en otros estudios (Vroom et al., 2017).

La segunda característica es el color que es importante porque incrementa la selección y atractividad de los microplásticos (Aytan et al., 2022). En este estudio, el negro predominó como el color más ingerido sobre los cuatro colores encontrados, similar a lo registrado por Desforges et al. (2015) y Kosore et al. (2018), que encontraron que los organismos zooplanc-tónicos ingieren microplásticos con colores similares como el negro, rojo y azul. Los microplásticos que presentan algún tipo de coloración pueden ser más atractivos para los organismos que usualmente son traslúcidos o grises en la zona pelágica para evitar ser depredados

(Johnsen, 2014). Los microplásticos con colores tienen mayor reflectancia, siendo más visibles y atractivos para ser capturados como posibles presas (Kühn et al., 2018). El estudio sobre el efecto del color en la ingestión de microplásticos permanece escaso, por lo que estos resultados contribuyen a confirmar que el color de los microplásticos puede afectar la selectividad en organismos marinos de sistemas pelágicos.

La tercera y cuarta característica es el tamaño promedio y la forma de los microplásticos ingeridos entre más similares sean las partículas plásticas al tamaño de sus presas, potencialmente serán mayor ingeridos y también depende del tamaño promedio del zooplancton en la respectiva región. En este estudio los microplásticos ingeridos por el zooplancton fueron inferiores a lo encontrado en estudios en el pacífico de México ($113.8 \mu\text{m}$) (Zavala-Alarcón et al., 2023), en el suroeste del mar Negro ($100 \pm 153 \mu\text{m}$) (Aytan et al., 2022), en el norte del Pacífico ($556 \pm 149 \mu\text{m}$) (Desforges et al., 2015), y superior a lo registrado para el sur del mar de China ($56.3\text{--}313 \mu\text{m}$) (Amin et al., 2020). En cuanto a la forma de los microplásticos, se observó en el presente estudio a pesar de la alta concentración de fibras, estas no son mayormente ingeridas por el zooplancton, el cual prefiere otro tipo de formas como fragmentos y películas, los cuales están presentes en el agua en menor densidad (Miller et al., 2023; Zavala-Alarcón et al., 2023).

En general, el rango de la TE de microplásticos por el zooplancton fue inferior a lo registrado en otros océanos del mundo como el este del mar de China, en el mar de Kenia y el Ártico (Botterell et al., 2022; Kosore et al., 2018; Sun et al., 2017) y superior en el suroeste del mar Negro y el Pacífico de México (Aytan et al., 2022; Zavala-Alarcón et al., 2023). El grupo taxonómico con mayor TE fueron los quetognatos, igual a lo registrado por Kosore et al. (2018) quienes observaron la mayor TE (0.46 partículas/ind) en comparación con Copepoda, Amphipoda y el ictioplancton en Kenia. Mientras que en el Pacífico central de México no se registró TE de microplásticos por parte de Chaetognatha (Zavala-Alarcón et al., 2023).

Bioconcentración de microplásticos: Los resultados muestran que seis de los siete grupos taxonómicos analizados acumulan microplásticos, ya sea de forma directa o indirecta. Paracalanidae presentó el mayor factor de bioconcentración, probablemente debido a su dieta omnívora que aumenta la exposición a estos contaminantes que grupos de más complejidad y carnívoros como quetognatos (Miller et al., 2020). Esto coincide con estudios que señalan que los niveles tróficos inferiores, como los herbívoros y omnívoros, son más vulnerables a la contaminación por microplásticos (Miller et al., 2020). Aunque los valores de bioconcentración registrados en este estudio son menores a los reportados en la Gran Barrera de Coral australiana (Miller et al., 2023), confirman un impacto significativo en estas comunidades.

Recomendaciones: El Caribe tiene un enorme desafío en alinear sus políticas gubernamentales entre los países para encontrar soluciones que reduzcan la cantidad de desechos plásticos residuales, disminuyendo la contaminación plástica desde su origen, promoviendo la gestión de los materiales desde su producción hasta su reciclaje o compostaje; por lo que es importante desarrollar esfuerzos que contribuyan a la disminución de los volúmenes de plásticos que terminan en el océano, especialmente aquellos que pueden estar afectando a los organismos y ecosistemas clave; mediante la mejor gestión de residuos sólidos y la implementación de economía circular. Además, estos hallazgos refuerzan la necesidad de monitorear y mitigar los efectos de los microplásticos en los ecosistemas marinos para proteger tanto a las especies afectadas como los servicios ecosistémicos que proporcionan.

Declaración de ética: Los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección



de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Vicerrectoría de Investigación y Extensión de la Universidad Industrial de Santander (Proyecto 2839), la Universidad Nacional de Colombia (Proyecto 56438), y Parques Nacionales Naturales de Colombia. Los autores desean agradecer a los profesionales y técnicos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, y del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad por su colaboración durante las campañas de campo y su ayuda en la recolección de muestras. Expresamos además nuestra gratitud a las contribuciones y sugerencias hechas por los evaluadores en el manuscrito.

REFERENCIAS

- Acosta-Coley, I., Duran-Izquierdo, M., Rodríguez-Cavallo, E., Mercado-Camargo, J., Mendez-Cuadro, D., & Olivero-Verbel, J. (2019). 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>
- Aldana-Arana, D., Oxenford, H. A., Medina, J., Delgado, G., Díaz, M. E., Samano, C., Castillo-Escalante, V., Bardet, M., Mouret, E., & Bouchon, C. (2022). Widespread microplastic pollution across the Caribbean Sea confirmed using queen conch. *Marine Pollution Bulletin*, 178, 113582. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113582>
- Alexander, D. E. (1999). Bioaccumulation, bioconcentration, biomagnification. In *Environmental geology* (pp. 43–44). Encyclopedia of Earth Science. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/1-4020-4494-1_31
- Alfonso, M. B., Arias, A. H., & Piccolo, M. C. (2020). Microplastics integrating the zooplanktonic fraction in a saline lake of Argentina: Influence of water management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(2), 117. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8080-1>
- Alonso, D., Vides, M., Cedeño, C., Marrugo, M., Henao, A., Sánchez, J. A., Dueñas, L., Andrade, J. C., González, F., & Gómez, M. (2015). *Parque Nacional Natural Corales de profundidad: Descripción de comunidades coralinas y fauna asociada*. INVEMAR.
- Amin, R. M., Sohaiami, E. S., Anuar, S. T., & Bachok, Z. (2020). Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110616. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110616>
- Aytan, U., Esensoy, F. B., & Senturk, Y. (2022). Microplastic ingestion and egestion by copepods in the Black Sea. *The Science of the Total Environment*, 806(4), 150921. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150921>
- Boltovskoy, D. (1999). *South Atlantic zooplankton* (2nd ed.). Backhuys Publisher.
- Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98–110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Botterell, Z. L., Bergmann, M., Hildebrandt, N., Krumpfen, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2022). Microplastic ingestion in zooplankton from the Fram Strait in the Arctic. *Science of the Total Environment*, 831, 154886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154886>
- Boxshall, G. A., & Halsey, S. H. (2004). *An introduction to copepod diversity*. Ray Society.
- Canino, M. F., & Grant, G. C. (1985). The feeding and diet of *Sagitta tenuis* (Chaetognatha) in the lower Chesapeake Bay. *Journal of Plankton Research*, 7(2), 175–188.
- Carretero, O., Gago, J., & Viñas, L. (2021). From the coast to the shelf: microplastics in Rías Baixas and Miño River shelf sediments (NW Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111814. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111814>
- Chen, M. R., & Hwang, J. S. (2010). Diet of the copepod *Calanus sinicus* Brodsky, 1962 (Copepoda, Calanoida, Calanidae) in northern coastal waters of Taiwan during the northeast monsoon period. *Crustaceana*, 83(7), 851–864.
- Chenillat, F., Huck, T., Maes, C., Grima, N., & Blanke, B. (2021). Fate of floating plastic debris released along the coasts in a global ocean model. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112116. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112116>
- Clark, J. R., Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Blakford, J., Lewis, C., Lenton, T. M., & Galloway, T. S. (2016). Marine microplastic debris: A targeted plan for understanding and quantifying interactions with marine life. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(6), 317–324. <https://doi.org/10.1002/fee.1297>
- Coral-Chamorro, L. S., Ruiz-Jiménez, J. A., Ciales-Hernández, M. I., & Cabanzo-Hernández, R. (2024). Assessment of techniques for the digestion and extraction of microplastics ingestion by

- marine zooplankton. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 53(1), 175–186. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.1.1277>
- Criales-Hernández, M. I., Jerez-Guerrero, M., Rodríguez-Rubio, E., & Benavides-Serrato, M. (2021). Zooplankton community associated with mesophotic coral reefs in the Colombian Caribbean Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 45, 101843. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101843>
- Defontaine, S., Sous, D., Tesan, J., Monperrus, M., Lenoble, V., & Lancelur, L. (2020). Microplastics in a salt-wedge estuary: vertical structure and tidal dynamics. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111688. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111688>
- Deibel, D., & Lowen, B. (2012). A review of the life cycles and life-history adaptations of pelagic tunicates to environmental conditions. *ICES Journal of Marine Science*, 69(3), 358–369. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsr159>
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M., & Ross, P. S. (2015). Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 320–330. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5>
- 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(5), 798–809. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.030>
- Díaz, J. M., Barrios, L. M., Cendales, M. H., Garzón-Ferreira, J., Geister, J., López-Victoria, M., Ospina, G. H., Parra-Velandia, F., Vargas-Angel, B., & Zea, S. (2000). Áreas coralinas de Colombia (No. 5). INVEMAR.
- Eo, S., Hong, S. H., Song, Y. K., Han, G. M., Seo, S., & Shim, W. J. (2021). Prevalence of small high-density microplastics in the continental shelf and deep sea waters of East Asia. *Water Research*, 200(5), 117238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2021.117238>
- Galindo-Montero, A. A. G., Costa-Redondo, L. C., Vasco-Echeverri, O., & Arana, V. A. (2023). Microplastic pollution in coastal areas of Colombia. *Marine Environmental Research*, 190, 106027. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106027>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Costa-Muniz, M., Salles-Pereira, L. B., & 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.
- Gómez-Giraldo, A., Osorio, A. F., Toro, F. M., Osorio, J. D., Álvarez, O. A., & Arrieta, A. (2009). Patrón de circulación en bahía Barbacoas y su influencia sobre el transporte de sedimentos hacia las islas del Rosario. *Avances en Recursos Hidráulicos*, 20, 21–39.
- Gunaalan, K., Nielsen, T. G., Rodríguez-Torres, R., Lorenz, C., Vianello, A., Andersen, C. A., Vollertsen, J., & Almeda, R. (2023). Is zooplankton an entry point of microplastics into the marine food web? *Environmental Science & Technology*, 57(31), 11643–11655. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c02575>
- He, M., Yan, M., Chen, X., Wang, X., Gong, H., Wang, W., & Wang, J. (2022). Bioavailability and toxicity of microplastics to zooplankton. *Gondwana Research*, 108, 120–126. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gr.2021.07.021>
- Johnsen, S. (2014). Hide and seek in the open sea: Pelagic camouflage and visual countermeasures. *Annual Review of Marine Science*, 6(1), 369–392. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135018>
- Kaiser, D., Kowalski, N., & Waniek, J. J. (2017). Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environmental Research Letters*, 12, 124003. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aa8e8b>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank.
- Kooi, M., Van Nes, E. H., Scheffer, M., & Koelmans, A. A. (2017). Ups and downs in the ocean: Effects of biofouling on vertical transport of microplastics. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 7963–7971. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04702>
- Kosore, C., Ojwang, L., Maghanga, J., Kamau, J., Kimeli, A., Omukoto, J., Ngisiag'e, N., Mwaluma, J., Ong'ada, H., Magori, C., & Ndirui, E. (2018). Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: First documented evidence. *African Journal of Marine Science*, 40(3), 225–234. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2018.1492969>
- Kühn, S., Van Oyen, A., Booth, A. M., Meijboom, A., & Van Franeker, J. A. (2018). Marine microplastic: preparation of relevant test materials for laboratory assessment of ecosystem impacts. *Chemosphere*, 213, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.032>
- La Daana, K. K., Asmath, H., & Gobin, J. F. (2022). The status of marine debris/litter and plastic pollution in the Caribbean Large Marine Ecosystem (CLME): 1980–2020. *Environmental Pollution*, 300, 118919. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118919>
- Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 15611. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lima, C. D. M., Junior, M. M., Schwamborn, S. H. L., Kesler, F., Oliveira, L. A., Ferreira, B. P., Mugrabe, G., Frias, J., & Neumann-Leitão, S. (2023). Zooplankton exposure to microplastic contamination in an estuarine plume-influenced region, in northeast Brazil. *Environmental Pollution*, 322, 121072. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121072>



- Lo, H. K. A., & Chan, K. Y. K. (2018). Negative effects of microplastic exposure on growth and development of *Crepidula onyx*. *Environmental Pollution*, 233(Supplement), S588–S595. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.095>
- Lozano-Duque, Y., Vidal, L. A., Navas, G. R., & Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (2010). La comunidad fitoplanctónica en el mar Caribe colombiano. En G. R. Navas, C. Segura-Quintero, M. Garrido-Linares, M. Benavides-Serrato, & D. Alonso (Eds.), *Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano* (Vol. 20, pp. 86–118). INVEMAR.
- Marrugo-Pascuales, P., & Martínez-Ledesma, C. A. (2016). *Plan de manejo del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad 2016–2021*. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Miller, M. E., Hamann, M., & Kroon, F. J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLoS ONE*, 15(10), e0240792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792>
- Miller, M. E., Motti, C. A., Hamann, M., & Kroon, F. J. (2023). Assessment of microplastic bioconcentration, bioaccumulation, and biomagnification in a simple coral reef food web. *Science of The Total Environment*, 858, 159615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159615>
- Morales-Giraldo, D. F., Gutiérrez, V. L. R., & Posada, B. O. P. (2017). Geomorfología de los fondos submarinos del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, mar Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 46(2), 73–90. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2017.46.2.727>
- Motoda, S. (1959). Devices of simple plankton apparatus. *Memoirs of the Faculty of Fisheries Hokkaido University*, 7(1-2), 73–94.
- Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F. J., Mahlknecht, J., Aguilar-Hernández, I., & Ornelas-Soto, N. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives. *Journal of Environmental Management*, 309, 114698. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698>
- Osborn, A. M., & Stojkovic, S. (2014). Marine microbes in the plastic age. *Microbiology Australia*, 35(4), 207.
- Parolini, M., Stucchi, M., Ambrosini, R., & Romano, A. (2023). A global perspective on microplastic bioaccumulation in marine organisms. *Ecological Indicators*, 149(3), 110179. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110179>
- Postel, L., Fock, H., & Hagen, W. (2000). Biomass and abundance. En R. Harris, H. R. Skjoldal, J. Lenz, P. Wiebe, & M. Huntley (Eds.), *ICES zooplankton methodology manual* (pp. 83–192). Academic Press.
- Rangel-Buitrago, N. (2011). Geomorfología, sedimentos, intervenciones antropogénicas y amenazas naturales. En E. Zarza-González (Ed.), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo* (pp. 55–66). Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Rodrigues, S. M., Elliott, M., Almeida, C. M. R., & Ramos, S. (2021). Microplastics and plankton: knowledge from laboratory and field studies to distinguish contamination from pollution. *Journal of Hazardous Materials*, 417, 126057. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126057>
- Sánchez, J. A., Gómez-Corrales, M., Gutiérrez-Cala, L., Vergara, D. C., Roa, P., González-Zapata, F. L., Gneco, M., Puerto-Rueda, D. N., Neira-Ramírez, L., & Sarmiento-Segura, A. (2019). Steady decline of corals and other benthic organisms in the SeaFlower Biosphere Reserve (Southwestern Caribbean). *Frontiers in Marine Science*, 6, 73. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2019.00073>
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77–83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>
- Suhaimi, H., Mustafa-Kamal, A. H., Mazlan, A. G., Yusoff, F. M., Rasdi, N. W., Habib, A., Ikhwanuddin, M., & Yuslan, A. (2022). Effect of diet on productivity and body composition of *Moina macrocopa* (Straus, 1820) (Branchiopoda, Cladocera, Anomopoda). *Crustaceana*, 95(1), 1–28. <http://dx.doi.org/10.1163/15685403-bja10160>
- Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S., & Zhao, Y. (2017). Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1), 217–224. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.004>
- Sun, X., Liang, J., Zhu, M., Zhao, Y., & Zhang, B. (2018). Microplastics in seawater and zooplankton from the Yellow Sea. *Environmental Pollution*, 242, 585–595. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.014>
- Tekman, M. B., Wekerle, C., Lorenz, C., Primpke, S., Hasemann, C., Gerdt, G., & Bergmann, M. (2020). Tying up loose ends of microplastic pollution in the Arctic: Distribution from the sea surface through the water column to deep-sea sediments at the Hausgarten Observatory. *Environmental Science & Technology*, 54(7), 4079–4090. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06981>
- Viršek, M. K., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., & Kržan, A. (2016). Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *Journal of Visualized Experiments*, 16(118), 55161. <https://doi.org/10.3791/55161>
- Vroom, R. J., Koelmans, A. A., Besseling, E., & Halsband, C. (2017). Aging of microplastics promotes their

- ingestion by marine zooplankton. *Environmental Pollution*, 231, 987–996. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.088>
- WoRMS Editorial Board (2024). *World Register of Marine Species* [database]. <https://www.marinespecies.org/>
- Zavala-Alarcón, F. L., Huchin-Mian, J. P., González-Muñoz, M. D. P., & Kozak, E. R. (2023). In situ microplastic ingestion by neritic zooplankton of the central Mexican Pacific. *Environmental Pollution*, 319, 120994. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120994>
- Zhang, Y., Pu, S., Lv, X., Gao, Y., & Ge, L. (2020). Global trends and prospects in microplastics research: A bibliometric analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123110>
- Zitouni, N., Bousserhine, N., Missawi, O., Boughattas, I., Chèvre, N., Santos, R., Belbekhouche, S., Alphonse, V., Tisserand, F., Balmassiere, L., Pereira-Dos-Santos, S., Mokni, M., Guerbej, H., & Banni, M. (2021). Uptake, tissue distribution, and toxicological effects of environmental microplastics in early juvenile fish *Dicentrarchus labrax*. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 124055. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124055>