

## Microplásticos en *Emerita analoga* (Crustacea: Hippidae) y en sedimentos en ocho playas arenosas de Lima, Perú

### Microplastics in *Emerita analoga* (Crustacea: Hippidae) and in sediments on eight sandy beaches of Lima, Peru

Juan García<sup>1</sup>, José Iannacone<sup>1,2,3\*</sup>, Lorena Alvariano<sup>1</sup>

#### RESUMEN

Los microplásticos (MP) han sido registrados en los ecosistemas marinos alrededor del mundo; sin embargo, poco se conoce sobre la variación temporal y espacial de los MP en playas marinas de Perú. En este trabajo se evaluaron los MP en *Emerita analoga* (Crustacea: Hippidae) y en los sedimentos de ocho playas arenosas, al norte y sur de la ciudad de Lima, en dos temporadas. Se colectaron 30 individuos de *E. analoga* y muestras de sedimento de cada una de las ocho playas por cada temporada (invierno y verano). Los MP fueron extraídos, contabilizados y caracterizados. Se observó una abundancia de  $0.02 \pm 0.13$  a  $1.82 \pm 6.31$  ítems de MP/individuo en *E. analoga* y en los sedimentos variaron de  $41 \pm 31.07$  a  $5353 \pm 4013$  ítems de MP/kg. Los fragmentos fueron el tipo predominante en los sedimentos, mientras que las fibras lo fueron en *E. analoga*. El transparente fue el color más frecuente. Los tamaños de las partículas en el sedimento oscilaron principalmente entre 1000 y 3000  $\mu\text{m}$ , y en *E. analoga* fueron menores a 1000  $\mu\text{m}$ .

<sup>1</sup> Grupo de Investigación de Sostenibilidad Ambiental (GISA), Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA), Museo de Historia Natural, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú

<sup>2</sup> Coastal Ecosystems of Peru Research Group (COEPERU), Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Escuela de Ingeniería Ambiental, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú

<sup>3</sup> Grupo de Investigación «One Health», Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú

\* E-mail: joseiannacone@gmail.com

Recibido: 5 de enero de 2023

Aceptado para publicación: 5 de agosto de 2023

Publicado: 25 de agosto de 2023

©Los autores. Este artículo es publicado por la Rev Inv Vet Perú de la Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Este es un artículo de acceso abierto, distribuido bajo los términos de la licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0) [<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>] que permite el uso, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original sea debidamente citada de su fuente original

Se puede afirmar que la variación espacio-temporal juega un rol más importante en la dinámica de los MP en sedimentos en comparación con *E. analoga*. La abundancia de MP en el sedimento de la playa no guardó relación con la proporción de los individuos en *E. analoga* que los ingirieron, ni con la cantidad ingerida.

**Palabras clave:** bioindicador, contaminación marina, *Emerita analoga*, partículas de microplásticos, playas arenosas

## ABSTRACT

Microplastics (MP) have been recorded in marine ecosystems around the world; however, little is known about the temporal and spatial variation of PM on marine beaches in Peru. In this work, PM were evaluated in *Emerita analoga* (Crustacea: Hippidae) and in the sediments of eight sandy beaches, north and south of the city of Lima, in two seasons. Thirty individuals of *E. analoga* and sediment samples were collected from each of the eight beaches for each season (winter and summer). The PM were extracted, counted and characterized. An abundance of  $0.02 \pm 0.13$  to  $1.82 \pm 6.31$  PM items/individual was observed in *E. analoga* and in the sediments they varied from  $41 \pm 31.07$  to  $5353 \pm 4013$  PM items/kg. Fragments were the predominant type in the sediments, whereas fibres were the predominant type in *E. analoga*. Transparent was the most frequent color. Particle sizes in the sediment ranged mainly between 1000 and 3000  $\mu\text{m}$ , and in *E. analoga* less than 1000  $\mu\text{m}$ . It can be affirmed that spatio-temporal variation plays a more important role in the dynamics of PM in sediments compared to *E. analoga*. The abundance of PM in the beach sediment was not related to the proportion of individuals in *E. analoga* that ingested them, nor with the amount ingested.

**Key words:** bioindicator, marine pollution, *Emerita analoga*, microplastic particles, sandy beaches

## INTRODUCCIÓN

La elevada producción global de plástico en las últimas décadas alcanzó los 368 millones de toneladas métricas en 2019, lo que sumado a su inadecuada gestión una vez que han sido desechados, ha conllevado a que más de 36 millones de toneladas ingresen al ambiente marino cada año (Besley *et al.*, 2017; Mazariegos-Ortiz *et al.*, 2020), convirtiéndose en uno de los más importantes contaminantes que amenaza a la biota (Xu *et al.*, 2020a; Iannacone *et al.*, 2021); preocupación que no solo se ha hecho presente entre la comunidad científica, sino también entre el público en general (De la Torre *et al.*,

2020a,b). Esto a causa de su persistencia, a su potencial toxicidad inherente y a su propensión a atraer otros contaminantes hacia su superficie (Li *et al.*, 2016; De la Torre, 2019; Paredes-Osses *et al.*, 2021; Iannacone *et al.*, 2022).

Entre los desechos plásticos, los microplásticos (MP) son los que concentran la atención de los investigadores debido a su tamaño y ubicuidad (Ogonowski *et al.*, 2018). Los MP tiene un tamaño menor a 5 mm (Paredes-Osses *et al.*, 2021). Estos, según su origen, pueden ser clasificados en primarios si han sido intencionalmente fabricados de tamaño pequeño (como las microesferas, empleadas en productos cosméticos y de lim-

pieza facial o los pellets, empleados en la manufactura de plásticos) o secundarios, cuando a partir de plásticos de gran tamaño, por la acción de las corrientes, la radiación UV, las propiedades oxidativas de la atmósfera, y las hidrolíticas del agua, los han fraccionado hasta convertirlos en pequeñas partículas (Morais *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020). El reducido tamaño los convierte en uno de los principales riesgos ambientales, debido a que incrementan su biodisponibilidad para los organismos de ambientes marinos o de agua dulce (Cheung *et al.*, 2016; Qu *et al.*, 2018; Eo *et al.*, 2019; De la Torre, 2020).

Las playas arenosas alrededor del mundo constituyen lugares de depósito natural de sedimentos, por lo que acumulan MPs (Torrez-Pérez *et al.*, 2021), exponiendo a su abundante fauna a un alto riesgo de captación de estos (Brazeiro, 2005; Horn *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2020a,b). La ingesta constituye la forma de captación más frecuente de MP (Waddell *et al.*, 2020). El consumo de MP, ha sido registrado en una gran variedad de especies en los ecosistemas marinos (Rochman *et al.*, 2015; Bour *et al.*, 2018; Mazariegos-Ortíz *et al.*, 2020; Iannacone *et al.*, 2021).

En las playas arenosas de la costa central del Perú se han encontrado entre 4.7 y 489.7 partículas de MP por metro cuadrado de sedimento (Purca e Henostroza, 2017; Iannacone *et al.*, 2019; De la Torre *et al.*, 2020b; Pretell *et al.*, 2020; Zarate y Iannacone, 2021). De la Torre *et al.* (2019) presentaron el primer registro de presencia de MP en peces comerciales de la costa de Lima, Perú. Un año después se daría a conocer que los MP también eran captados por moluscos de importancia económica, llegándose a encontrar entre 1.5 y 11.48 MP por individuo aproximadamente (De la Torre *et al.*, 2020a; Valencia *et al.*, 2020). Una investigación reciente en el cangrejo peludo *Romaleon setosum* reportó en el tracto digestivo una abundancia promedio de 7.93 MP por individuo (Iannacone *et al.*, 2022).

Hoy se conoce que el cambio en las temporadas estacionales trae consigo oscilaciones en las abundancias y características de los MP de determinado ambiente (Cheung *et al.*, 2016; Chen y Chen, 2020; Gao *et al.*, 2021). Estudios realizados en una sola temporada han generado valores promedio de abundancias sub- o sobreestimados, evidenciando la necesidad de considerar varias temporadas para producir estimaciones más realistas y representativas (Cheung *et al.*, 2016). De la misma manera, las actividades desarrolladas por la población cercana, las medidas para la gestión de residuos, y la presencia de un punto de descarga de efluentes, entre otros, pueden alterar estas variables (Zhou *et al.*, 2020).

Las playas arenosas en la zona intermareal suelen presentar una mayor cantidad de MP (Mazariegos-Ortíz *et al.*, 2020; Astorga-Pérez *et al.*, 2022), afectando principalmente a los organismos que se alimentan por filtración en la columna de agua o directamente del sedimento (Horn *et al.*, 2019, 2020; Mohsen *et al.*, 2021). Uno de los organismos más abundantes es *Emerita analoga*, conocido comúnmente como «muy muy». Este constituye uno de los eslabones más importantes en la cadena trófica de la zona intermareal arenosa peruana (Iannacone *et al.*, 2007; Torres *et al.*, 2020), debido a que de esta especie sirve de alimento a las aves marinas y peces de importancia económica. Esta característica, sumadas a su capacidad de respuesta ante alteraciones en su medio, le han permitido ser exitosamente empleado como bioindicador de diversos contaminantes (Huaraca *et al.*, 2020; Torres *et al.*, 2020).

Por este motivo, en este trabajo se evalúa la variación temporal y espacial en la ocurrencia, abundancia y distribución de los MP en *E. analoga* y los sedimentos de ocho playas localizadas al norte y sur de Lima, Perú.

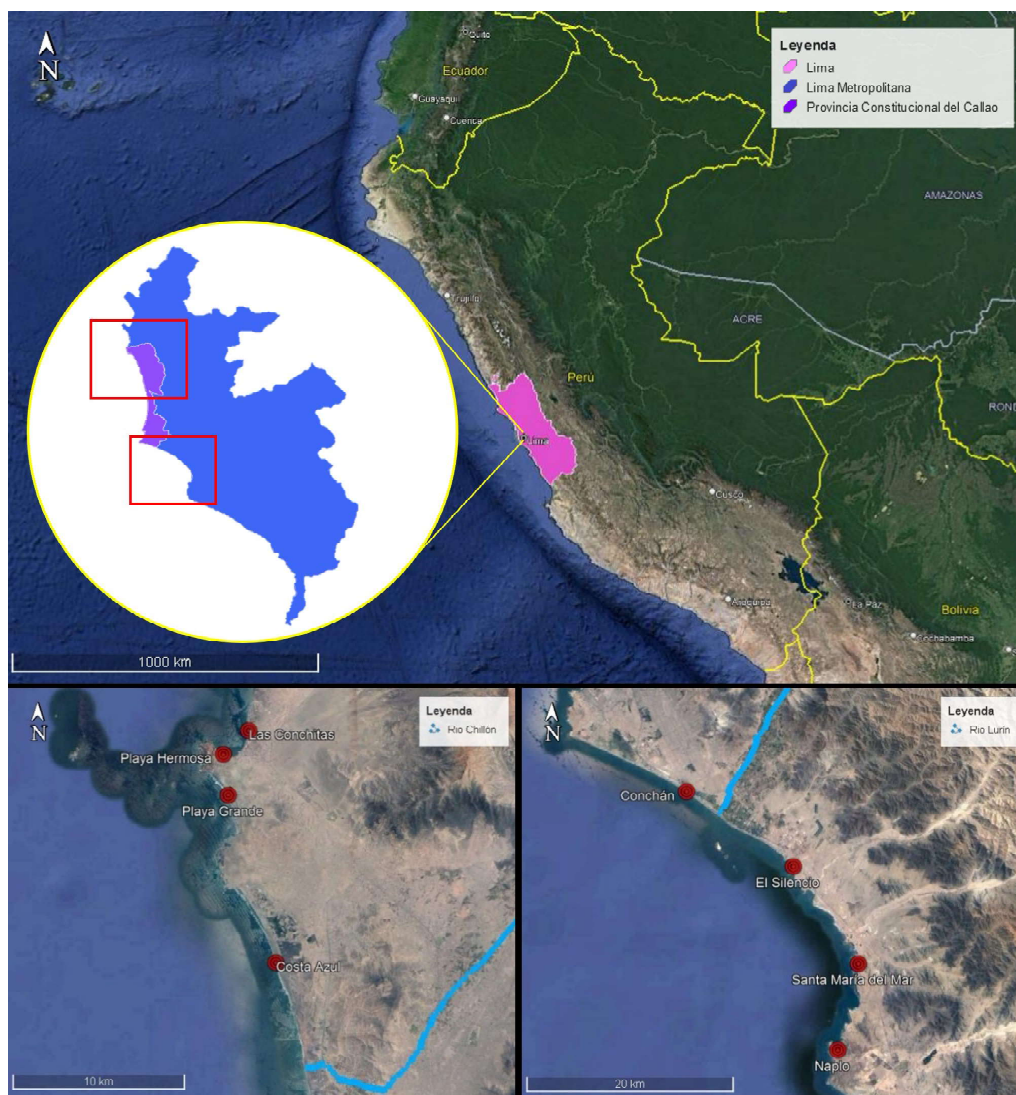


Figura 1. Mapa mostrando las ocho playas estudiadas y su distribución al norte y sur del departamento de Lima, Perú

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de *E. analoga* y de sedimento fueron colectadas en dos temporadas, en invierno de 2019 y en verano de 2020, en ocho playas arenosas distribuidas tanto en la zona norte (Las Conchitas, Playa Hermosa, Playa Grande y Costa Azul) como en la zona

sur (Conchán, El Silencio, Santa María del Mar y Naplo) de Lima (Figura 1; Cuadro 1). En cada playa se colectaron manualmente, al azar y en ambas temporadas, 30 *E. analoga* de la zona intermareal. Los especímenes fueron colocados en bolsas de papel aluminio y transportados en frío hasta el laboratorio, donde fueron congelados hasta su análisis.

Cuadro 1. Características de las ocho playas estudiadas en el departamento de Lima, Perú

Playa	Zona	Descripción	Coordenadas (UTM WGS84)
Las Conchitas	Norte	Playa expuesta de arena gruesa y fina; pendiente moderada. Rodeada de zona urbana, restaurantes y espacios recreacionales. Moderada cantidad de escombros en LAM. Zona supramareal con moderada cantidad de basura y presencia de pequeñas embarcaciones pesqueras.	18S 263363.00 E 8698888.00 N
Playa Hermosa	Norte	Playa naturalmente protegida (por Punta Lancheiros), de arena fina y baja pendiente. Rodeada de zona residencial, hoteles, restaurantes y clubes con zona de embarque (muelles). Moderada cantidad de basura en LAM y mínima en zona supramareal.	18S 261911.82 E 8697488.54 N
Playa Grande	Norte	Playa semiprotegida de arena fina y baja pendiente. Rodeada de zona no urbana, con algunos clubes recreacionales cerca. Moderada cantidad de basura en LAM. Gran acumulación de basura en zona supramareal.	18S 262246.75 E 8695099.63 N
Costa Azul	Norte	Playa expuesta, de arena fina y baja pendiente, ubicada a 7 km de la desembocadura del río Chillón. Rodeada de un ACR "Humedales de Ventanilla"; balneario con restaurantes. El ACR a su vez está rodeada de zona urbana densamente poblada. Abundante cantidad de escombros en LAM y zona supramareal con gran acumulación de basura.	18S 265223.68 E 8685373.80 N
Conchán	Sur	Playa expuesta, de arena fina y pendiente moderada, ubicada a 3.5 km de la desembocadura del río Lurín. La zona alrededor es principalmente industrial con pequeños parches urbanos. Se observó abundante actividad pesquera y extracción de <i>E. analoga</i> para carnada, así como abundancia de restos de este organismo en la LAM. Zona supramareal con poca cantidad de basura.	18S 289874.42 E 8644619.29 N
El Silencio	Sur	Playa semiprotegida, de arena gruesa y pendiente pronunciada. Rodeada de zona urbana, con restaurantes y hospedajes. En el verano se establecen puestos de comida. Contigua a la zona urbana se sitúa la zona industrial. Poca cantidad de escombros en LAM. Zona supramareal, con poca cantidad de basura. Se encuentran embarcaciones pequeñas.	18S 300371.34 E 8637525.89 N
Santa María del Mar	Sur	Playa semiprotegida de arena fina. Zona intermareal amplia debido a la baja pendiente. Rodeada de zona residencial. Poca cantidad de escombros en LAM y libre de basura en zona supralitoral.	18S 306861.80 E 8628209.74 N
Naplo	Sur	Playa naturalmente protegida, de arena fina y gruesa; pendiente pronunciada en intermareal inferior. Rodeada por zona residencial y puestos de comida. Poca cantidad de escombros en LAM, libre de basura en zona supralitoral. Playas alledañas con abundante actividad pesquera y numerosas embarcaciones atadas en sus aguas.	18S 305049.91 E 8619786.25 N

LAM = Línea de alta marea; ACR= Área de Conservación Regional

Para la colecta de sedimentos y para la extracción de los MP se siguió a Besley *et al.* (2017), con modificaciones mínimas en el área colectada en cada punto de muestreo (0.01 m<sup>2</sup> en lugar de 0.25 m<sup>2</sup>), y en el volumen de sedimento empleado para la extracción (100 g en lugar de 50 g). En cada playa se trazó un transecto de 100 m de largo, paralelo a la costa, en la línea de alta marea y

se establecieron cinco puntos de muestreo. De cada punto se colectó una muestra de 100 g de sedimento como mínimo (peso húmedo), escarbando en la superficie con ayuda de una pala metálica (0.10 x 0.10 m), hasta una profundidad de 5 cm. Las muestras fueron colocadas en frascos de vidrio o sobres de papel aluminio para su transporte al laboratorio. Los instrumentos fueron enjuagados con agua destilada.

gados con agua destilada filtrada entre muestra y muestra.

La extracción de MP del sedimento se realizó en tres etapas: secado, separación por densidades y filtración (Bangun *et al.*, 2018). El secado se realizó por 48 h en una estufa a 60 °C. La separación por densidades se realizó mezclando 100 g de sedimento (peso seco) con 400 mL de solución saturada de NaCl (358.9 g·L<sup>-1</sup>) y removiendo la mezcla por 2 min a 600 rpm en un agitador magnético (Corning PC-620D®). Una vez removida, la muestra se dejó reposar hasta no observar turbidez en el sobrenadante. Finalmente, el sobrenadante fue tamizado a través de un filtro de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y 0.45 µm de poro, ayudado por una bomba de vacío (Rocker 400®). El proceso de extracción se repitió tres veces por cada muestra (Besley *et al.*, 2017). Los filtros se dejaron secar a temperatura ambiente al interior de placas Petri de vidrio para prevenir su contaminación.

A fin de evitar que las muestras fueran contaminadas por MP presentes en el ambiente, los instrumentos o la ropa durante su proceso, se tomaron las siguientes medidas: se emplearon guantes de nitrilo y batas de algodón; todas las soluciones empleadas fueron filtradas antes de su uso mediante un filtro de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y 0.45 µm de poro; y todos los instrumentos y materiales empleados fueron enjuagados tres veces con agua filtrada antes y después de su uso (Horn *et al.*, 2019).

El análisis de las muestras de *E. analoga* se inició midiendo el largo del caparazón con ayuda de un vernier (0.01 mm) y se determinó el sexo de los individuos mediante la observación de las características del telson y los pleópodos (Brazeiro, 2005). Seguidamente los individuos fueron disecados y los tractos gastrointestinales fueron removidos y separados individualmente en tubos de ensayo, cuya boca se cubrió con papel aluminio. La extracción de MP se rea-

lizó mediante digestión alcalina seguida por filtrado, siguiendo el protocolo propuesto por Foekema *et al.* (2013) y modificado por Dehaut *et al.* (2016). Cada tubo con muestra fue llenado hasta tres veces del volumen del tejido con una solución de KOH al 10% e incubado durante 24 h a 60 °C para digerir la materia orgánica. Posteriormente, todo el contenido del tubo fue filtrado al vacío a través de papel filtro sin ceniza (Whatman grado 41), cuyo tamaño de poro osciló entre los 20 y 25 µm. De igual manera, los filtros se dejaron secar a temperatura ambiente dentro de placas Petri.

Los MP retenidos en los filtros fueron contabilizados y caracterizados según su categoría (fragmento, fibra, espuma, film y pellet) (Crawford y Quinn, 2017), tamaño y color (Foekema *et al.*, 2013). Los MP fueron identificados mediante inspección visual a través de un estereoscopio, confirmados mediante el test de la aguja caliente (Devriese *et al.*, 2015) y agrupados según tipo y color. Además, se tomaron fotografías a los MP empleando un ocular con micrómetro (Rochman *et al.*, 2015). Los tamaños (eje de mayor longitud) de cada MP fueron calculados analizando las fotografías con el Software ImageJ (Isobe *et al.*, 2015).

Si bien los MP son por definición partículas entre 1 y 5000 µm (Crawford y Quinn, 2017); en este trabajo se consideraron como MP partículas entre 20 y 5000 µm debido a limitaciones del protocolo (las muestras digeridas no pasaron a través de un filtro de tamaño de poro más pequeño). Los resultados son reportados en: (1) abundancia de ítems de MP en *E. analoga* en ítems/individuo, considerando al individuo sin discriminar que presentara o no MP, (2) número promedio de ítems de MP/individuo de *E. analoga*, considerando solo los que presentaron MP y finalmente (3) sedimentos en ítems/kg de sedimento seco, respectivamente. De igual forma se determinó la frecuencia de ocurrencia (FO%) como el porcentaje de *E. analoga* y de sedimentos con MP (Pérez-Alvelo *et al.*, 2021).

Cuadro 2. Frecuencia de ocurrencia (FO%) (proporción de individuos de *Emerita analoga* con microplásticos - MPs - en su tracto digestivo), número promedio de MP por individuo con presencia de MPs en sus tractos digestivos (media  $\pm$  DE) y máximo número de MP por individuo

Playas	Individuos recolectados	Individuos con MP	FO (%)	Ítems de MP/ind de <i>E. analoga</i> con presencia de MP	Máximo N° de MP por individuo
Las Conchitas	60	1	1.67	1.00 $\pm$ 0.00	1
Playa Hermosa	60	13	21.67	1.46 $\pm$ 1.20	5
Playa Grande	60	6	10.00	1.00 $\pm$ 0.00	1
Costa Azul	60	17	28.33	6.41 $\pm$ 10.75	37
Conchán	60	11	18.33	1.00 $\pm$ 0.00	1
El Silencio	60	7	11.67	1.14 $\pm$ 0.38	2
Santa María del Mar	60	5	8.30	1.00 $\pm$ 0.00	1
Naplo	60	16	26.67	3.19 $\pm$ 6.21	26
Total	480	76	15.83	2.76 $\pm$ 6.10	37

Cuadro 3. Abundancias de ítems de microplásticos (MP) por individuo de *Emerita analoga* por cada temporada: invierno de 2019 y verano de 2020

Playa	Invierno (Media $\pm$ DE)	Verano (Media $\pm$ DE)	General (Media $\pm$ DE)	Estadístico U	p
Las Conchitas	0.00 $\pm$ 0.00 <sup>a</sup>	0.03 $\pm$ 0.18 <sup>a</sup>	0.02 $\pm$ 0.13 <sup>a</sup>	435	0.32
Playa Hermosa	0.13 $\pm$ 0.35 <sup>ab</sup>	0.50 $\pm$ 1.08 <sup>b</sup>	0.32 $\pm$ 0.81 <sup>abc</sup>	371	0.10
Playa Grande	0.13 $\pm$ 0.35 <sup>ab</sup>	0.07 $\pm$ 0.25 <sup>ab</sup>	0.10 $\pm$ 0.30 <sup>abc</sup>	420	0.39
Costa Azul	2.10 $\pm$ 7.15 <sup>c</sup>	1.53 $\pm$ 5.46 <sup>c</sup>	1.82 $\pm$ 6.31 <sup>c</sup>	405.5	0.41
Conchán	0.23 $\pm$ 0.43 <sup>bc</sup>	0.13 $\pm$ 0.35 <sup>ab</sup>	0.18 $\pm$ 0.39 <sup>abc</sup>	405	0.32
El Silencio	0.17 $\pm$ 0.46 <sup>ab</sup>	0.10 $\pm$ 0.31 <sup>ab</sup>	0.13 $\pm$ 0.39 <sup>abc</sup>	433.5	0.66
Santa María del Mar	0.07 $\pm$ 0.25 <sup>ab</sup>	0.10 $\pm$ 0.31 <sup>ab</sup>	0.08 $\pm$ 0.28 <sup>ab</sup>	435	0.64
Naplo	1.47 $\pm$ 4.80 <sup>c</sup>	0.23 $\pm$ 0.50 <sup>b</sup>	0.85 $\pm$ 3.44 <sup>bc</sup>	376	0.16
Todas	0.54 $\pm$ 3.10	0.34 $\pm$ 2.02	0.44 $\pm$ 2.62	28015	0.42

<sup>abc</sup> Letras distintas indican diferencias significativas entre playas (prueba de Kruskal Wallis, seguida por una prueba de comparación múltiple de Dunn-Bonferroni,  $p < 0.05$ ). DE = Desviación estándar

El análisis de datos fue desarrollado empleando Microsoft Excel 2013 y SPSS v. 26.0. La normalidad de los datos fue evaluada mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov o Shapiro-Wilk, dependiendo del número de datos analizados y luego fue utilizada la prueba de Levene para evaluar la homogeneidad de varianzas. En general, los

datos no cumplieron con las asunciones de normalidad y homogeneidad de varianzas por lo que fueron empleadas pruebas no paramétricas, exceptuando algunas pruebas aplicadas a subgrupos de datos que llegaron a cumplir estas asunciones. La prueba de Kruskal Wallis ( $H'$ ), seguida por una prueba de comparación múltiple de Dunn-Bonferroni,

se aplicaron para determinar diferencias entre las abundancias de MP presentes en *E. analoga* y sedimentos en las ocho playas.

Se usó la prueba U de Mann-Whitney para evaluar los efectos de la localización, temporada, cercanía de la playa a un río (Chillón para las playas del norte y Lurín para las playas del sur) y sexo de *E. analoga* sobre el número de MP por individuo; así como del número de ítems/kg de sedimento. Esta prueba también fue empleada para evaluar si hubo diferencias entre los tamaños del caparazón de aquellos individuos de *E. analoga* que ingerieron MP y aquellos que no. La prueba de correlación de Spearman ( $\rho$ ) fue usada para determinar la relación entre la cantidad de MP en *E. analoga* y en el sedimento de su entorno, así como para probar si la proporción de individuos con MP presentes en *E. analoga* en una determinada playa estuvo relacionada a la abundancia de MP en el sedimento de dicha playa. Por último, esta prueba fue empleada, además, para determinar si el número de MP ingeridos por determinado individuo en *E. analoga* estuvo relacionado con su tamaño.

### Aspectos Éticos

El proyecto fue aprobado por el Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur, Lima, Perú (Código 006-2019-PRO99), mediante Constancia N.º 27-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2019. Además, el estudio se realizó bajo autorización del Ministerio de la Producción del Perú (PRODUCE), según Resolución Directoral N.º 740-2019-PRODUCE/DGPCHDI.

## RESULTADOS

### *Emerita analoga*

Un total de 480 individuos de *E. analoga* fueron analizados para evaluar la ingesta de MP (240 colectados en el verano

y 240 en el invierno). El largo del caparazón (tamaño) de los machos ( $n=267$ ) durante el invierno osciló entre 12.2 y 19.3 mm ( $14.88 \pm 1.09$  mm), y en el verano entre 13.7 a 22.0 mm ( $15.82 \pm 1.98$  mm). Respecto a las hembras, en el invierno sus tamaños fueron de 13.0 a 31.1 mm ( $20.51 \pm 3.13$  mm) y en verano ( $n=213$ ), de 13.7 a 29.0 mm ( $21.32 \pm 2.73$  mm). En general, el tamaño de las hembras ( $20.96 \pm 2.94$  mm) fue significativamente superior al de los machos ( $15.15 \pm 1.46$  mm) ( $U = 1980, p=0.000$ ).

Se encontraron 210 ítems de MP en los tractos digestivos de 76 individuos de *E. analoga*. La FO% de MP promedio general fue 15.83% (Cuadro 2). La abundancia de MP promedio ( $\pm$  DE) en general fue de  $0.44 \pm 2.62$  ítems/individuo. En ambas temporadas, la playa Las Conchitas presentó el valor más bajo y Costa Azul el más alto (Cuadro 3).

En ambas temporadas el tipo de MP más consumido por *E. analoga* fueron las fibras, conformando un 83.72% en el invierno y un 96.30%, en el verano (Figura 2). Respecto a los tamaños, los MPs más consumidos fueron aquellos con longitudes menores a las 1000  $\mu\text{m}$  (62.38%; Cuadro 4; Figura 2). Los MP transparentes fueron los más consumidos tanto en invierno como en el verano, con 27.91 y 45.68%, respectivamente: El segundo color más consumido fue el negro con 25.71% (Figura 2). La abundancia de MP en *E. analoga* no evidenció diferencias significativas entre estaciones. Tampoco hubo diferencias significativas entre el número de MP por individuo de *E. analoga* de playas del norte y del sur, ya sea en general ( $U = 28605.50; p=0.84$ ) en invierno ( $U = 6889.50; p=0.38$ ) o en verano ( $U = 6987.50; p=0.52$ ).

La presencia del río Chillón entre las playas del norte generó diferencias significativas en la abundancia de MP presentes en *E. analoga*, siendo de  $1.82 \pm 6.31$  MP por individuo en las playas cercanas al río y de  $0.14 \pm 0.52$  en playas sin río cercano ( $U = 4415.50;$



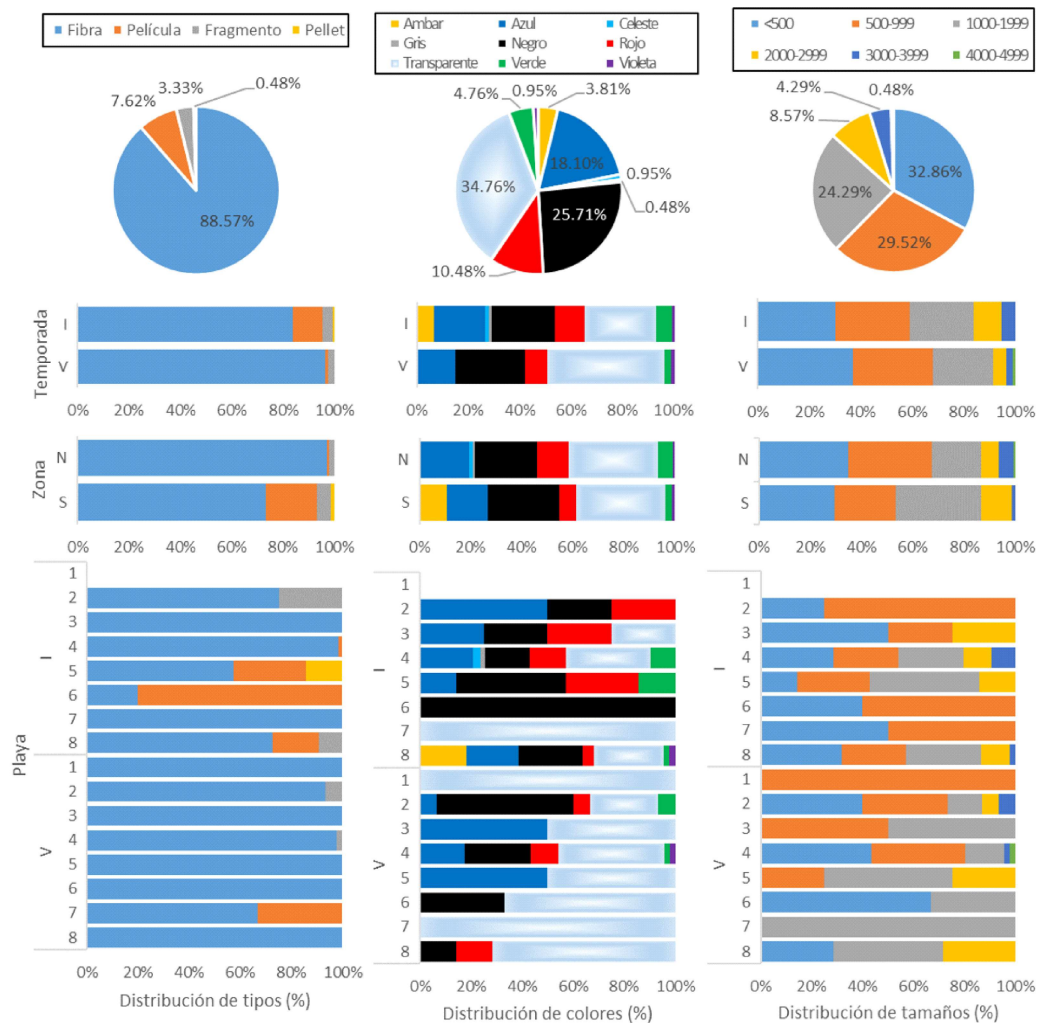


Figura 2. Distribución de microplásticos (MP) según su tipo, color y tamaño en *Emerita analoga*. I=Invierno; V=Verano; N=Norte; S=Sur; 1=Las Conchitas; 2=Playa hermosa; 3=Playa Grande; 4=Costa Azul; 5=Conchán; 6=El Silencio; 7=Santa María del Mar; 8=Naplo. Tamaños en  $\mu\text{m}$

$p=0.001$ ). Estas diferencias se observaron tanto en el promedio general ( $U = 1850$ ,  $p=0.001$ ); como en la temporada de invierno ( $U = 1004$ ;  $p=0.001$ ), pero no en el verano ( $U = 2103$ ;  $p=0.16$ ). Sin embargo, estas diferencias no fueron observadas entre las playas del sur ( $U = 5294$ ;  $p=0.72$ ). Por otro lado, hubo diferencias significativas entre el número de MP por individuo de las ocho playas en el invierno ( $H = 23.18$ ;  $p=0.002$ ), verano ( $H = 14.58$ ;  $p=0.04$ ) y de forma general ( $H = 30.02$ ;  $p<0.001$ ) (Cuadro 3).

No se identificaron diferencias significativas entre el tamaño del caparazón de aquellos individuos de *E. analoga* en cuyos tractos digestivos se encontraron MP y aquellos en los que no, ya sea que se evaluaran en invierno ( $U = 3944.50$ ;  $p=0.74$ ), verano ( $U = 3317.50$ ;  $p=0.48$ ) o en conjunto ( $U = 14874.50$ ;  $p=0.67$ ). Se identificó una relación directa entre el tamaño de los individuos de *E. analoga* y el número de MPs ingeridos ( $\rho = 0.25$ ;  $p=0.03$ ), donde los individuos de mayor tamaño que ingirieron MPs tuvieron

Cuadro 4. Tamaño de las micropartículas (MPs) presentes en el tracto digestivo de *Emerita analoga* (media + DE y rango)

Playa	Tamaño de MPs ingeridos ( $\mu\text{m}$ )		
	Invierno	Verano	General
Las Conchitas	No determinado	525.00 $\pm$ 0.00 (525-525)	525.00 $\pm$ 0.00 (525-525)
Playa Hermosa	512.50 $\pm$ 225.92 (175-650)	928.33 $\pm$ 848.99 (75-3125)	840.79 $\pm$ 774.25 (75-3125)
Playa Grande	856.25 $\pm$ 826.99 (275-2050)	1,000.00 $\pm$ 318.20 (775-1225)	904.17 $\pm$ 660.38 (275-2050)
Costa Azul	1,217.86 $\pm$ 969.56 (100-3750)	746.74 $\pm$ 764.39 (100-4050)	1,019.04 $\pm$ 915.29 (100-4050)
Conchán	1,135.71 $\pm$ 699.09 (75-2250)	1,300.00 $\pm$ 639.34 (575-2050)	1,195.45 $\pm$ 650.17 (75-2250)
El Silencio	445.00 $\pm$ 194.78 (150-625)	783.33 $\pm$ 754.29 (275-1650)	571.88 $\pm$ 463.57 (150-1650)
Santa María del Mar	637.50 $\pm$ 406.59 (350-925)	1,291.67 $\pm$ 289.76 (1100-1625)	1,030.00 $\pm$ 460.10 (350-1625)
Naplo	1,014.77 $\pm$ 825.03 (50-3225)	1,435.71 $\pm$ 937.07 (250-2650)	1,072.55 $\pm$ 843.89 (50-3225)
Total	1,072.09 $\pm$ 876.34 (50-3750)	892.28 $\pm$ 780.10 (75-4050)	1,002.74 $\pm$ 843.19 (50-4050)

significativamente más MP en su tracto digestivo que los más pequeños (Figura 3). Esta relación cobra mayor fuerza durante el verano ( $\rho = 0.41$ ;  $p=0.02$ ), pero fue ausente en el invierno ( $\rho = 0.19$ ;  $p=0.24$ ).

La abundancia de MP en los individuos machos no difirió significativamente del número ingerido por las hembras en general ( $U = 17391$ ;  $p=0.33$ ). Sin embargo, la abundancia de MPs en hembras en el invierno ( $0.63 \pm 3.47$ ) fue superior a la de los machos ( $0.30 \pm 1.84$ ) ( $U = 5132.50$ ;  $p=0.04$ ).

### Sedimentos

Se encontraron MP en los sedimentos de las ocho playas y en ambas estaciones. El número de MP por kilogramo de sedimento en invierno fluctuó entre 0 y 3890 y en verano entre 0 y 13310. Los fragmentos confor-

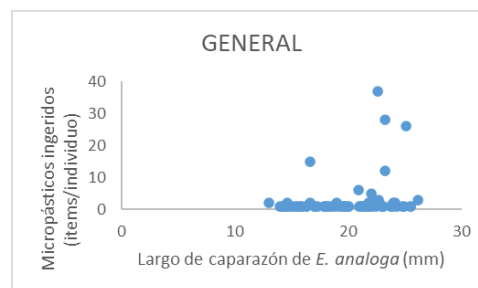


Figura 3. Gráfica entre la relación de los microplásticos (MP) ingeridos de *Emerita analoga* (ítems/individuo) con el largo del caparazón (mm) en ocho playas del departamento de Lima, Perú

maron la mayor parte de los MP (80.07 en invierno y 94.24% en verano), seguido por las fibras y las espumas. La distribución del tamaño fue bastante similar entre estaciones,

Cuadro 5. Abundancia en sedimentos en en invierno de 2019 y verano de 2020

Playa	Invierno (media ± DE)	Verano (media ± DE)	General (media ± DE)	Estadístico	P value
Las Conchitas	264 ± 248.25 <sup>b</sup>	782 ± 328.66 <sup>c</sup>	523 ± 387.21 <sup>abc</sup>	$t = -2.81$	$p=0.02$
Playa Hermosa	54 ± 61.89 <sup>a</sup>	1734 ± 1105.39 <sup>c</sup>	894 ± 1152.72 <sup>abc</sup>	$t = 3.25$	$p=0.01$
Playa Grande	400 ± 217.49 <sup>b</sup>	3346 ± 2081.28 <sup>cd</sup>	1873 ± 2087.35 <sup>bc</sup>	$t = 3.31$	$p=0.01$
Costa Azul	2200 ± 1179.15 <sup>c</sup>	8506 ± 3160.92 <sup>d</sup>	5353 ± 4013.05 <sup>c</sup>	$t = 3.17$	$p=0.01$
Conchán	68 ± 14.83 <sup>a</sup>	14 ± 11.40 <sup>a</sup>	41 ± 31.07 <sup>a</sup>	$t = 6.45$	$p<0.001$
El Silencio	298 ± 167.54 <sup>b</sup>	98 ± 158.81 <sup>ab</sup>	198 ± 186.54 <sup>ab</sup>	$t = 1.94$	$p=0.09$
Santa María del Mar	76 ± 79.56 <sup>a</sup>	134 ± 81.73 <sup>b</sup>	105 ± 81.96 <sup>ab</sup>	$t = -1.14$	$p=0.29$
Naplo	122 ± 92.57 <sup>ab</sup>	38 ± 64.96 <sup>a</sup>	80 ± 87.43 <sup>a</sup>	$t = 1.66$	$p=0.14$
Total	435.25±793.26	1831.50±3057.39	1133.4±2327.8	$U=684.50$	$p=0.27$

<sup>abcd</sup> Letras distintas indican diferencias significativas entre playas (prueba de Kruskal Wallis, seguida por una prueba de comparación múltiple de Dunn-Bonferroni,  $p<0.05$ )

siendo en general, los ítems de MP entre 2000 a 3000  $\mu\text{m}$  con 35.69%, seguido por ítems con tamaños entre 1000 y 2000  $\mu\text{m}$  con 33.19%. En la distribución por colores tampoco se observó gran variación entre estaciones, habiendo un predominio de MP transparentes (27.57%) y blancos (23.16%).

La abundancia de MP en el sedimento fue mayor en el verano en cinco playas (Cuadro 5). No se observaron diferencias significativas en las abundancias de MPs en los sedimentos de las playas del norte y sur de Lima ( $U = 684.50$ ,  $p=0.27$ ). Sin embargo, al evaluar por estaciones, el número de ítems de MP por kilogramo de sedimentos en las playas del norte ( $729.50 \pm 1044.59$ ) fue significativamente mayor que las playas del sur ( $141.00 \pm 134.86$ ) en la temporada de invierno ( $U = 116.50$ ;  $p=0.02$ ); más aún en el verano (playas del norte:  $3,592.00 \pm 3557$ ;) playas del sur:  $71.00 \pm 100.05$ ;  $p<0.001$ ).

La presencia de un río cercano a las playas no evidenció diferencias significativas en las abundancias de ítems de MP por kilo-

gramo por estaciones (invierno:  $U = 104.50$ ;  $p=0.16$ ); verano ( $U = 130.00$ ;  $p=0.53$ ) o en ambas temporadas ( $U = 507$ ;  $p=0.30$ ). Por otro lado, se encontraron diferencias significativas entre las abundancias de ítems de MPs por kilogramo de sedimento para las ocho playas; tanto en invierno ( $H = 27.28$ ,  $p<0.001$ ) como en verano ( $H = 34.86$ ,  $p<0.001$ ), así como en el global ( $H = 47.14$ ,  $p<0.001$ ) (Cuadro 5).

#### Relación entre *Emerita analoga* y Sedimentos

No hubo una general relación significativa entre la abundancia de MP en *E. analoga* y en los sedimentos de las playas marinas ( $\rho = 0.12$ ;  $p=0.78$ ), ni en la estación de verano ( $\rho = 0.11$ ;  $p=0.80$ ) o invierno ( $\rho = 0.26$ ;  $p=0.53$ ). La FO % de *E. analoga* que presentaron MP en su tracto digestivo en una playa no estuvo relacionada a la abundancia de MP en el sedimento de dicha playa, tanto en general ( $\rho = 0.12$ ;  $p=0.78$ ), como en invierno ( $\rho = 0.17$ ;  $p=0.68$ ) o verano ( $\rho = 0.06$ ;  $p=0.89$ ).

## DISCUSIÓN

### *Emerita analoga*

Los resultados mostraron que el 15.88% de los individuos de *E. analoga* en las ocho playas arenosas de Lima contenían MP en sus tractos digestivos, sin variaciones significativas entre el verano e invierno o entre las zonas norte y sur. *E. analoga* es habitante habitual en estas playas y, por tanto, expuestos a la captación de MP (Brazeiro, 2005). La proporción de organismos afectados fluctuó entre 1.67 y 28.33%, dependiendo de la playa. En un estudio en especímenes del «cangrejo peludo» *R. setosum* se determinó que el 100% de los individuos contenían MPs en su tracto digestivo (Iannacone *et al.*, 2022). Los valores reportados en otros países, en organismos de varios taxones animales que comparten el mismo hábitat y cuyo tipo de alimentación los expone a la ingesta de MP varían desde 1 a 100% (Bour *et al.*, 2018; Piarulli *et al.*, 2020), y considerando únicamente a crustáceos se reportan entre 5.50 y 100% de individuos con MP (Piarulli *et al.*, 2019; Iwalaye *et al.*, 2020).

Se ha observado ingesta de MP en invertebrados diversos países (Waddell *et al.*, 2020). Horn *et al.* (2019), encontraron una abundancia de  $0.65 \pm 1.64$  ítems de MP/ind en *E. analoga* en las playas arenosas de California. La abundancia promedio de MP/ind en este estudio ( $0.44 \pm 0.65$ ) fue cercana a los valores encontrados para los crustáceos omnívoros *Lithodes santolla* (0.33 MP/ind) de playas chilenas (Andrade y Ovando, 2017) y *Callinectes sapidus* (0.44-0.72 MP/ind) en Texas, USA (Waddell *et al.*, 2020), así como en los crustáceos *Pandalus borealis* y *Chionoecetes opilio* (0.04-1.67 MP/ind) de los mares de Bering y de Chukchi en Rusia (Fang *et al.*, 2018). Valores menores fueron encontrados en el anfípodo *Cymadusa* sp (0.07 MP/ind) de las costas de Brasil (Da Silva *et al.*, 2021).

Los crustáceos no son los únicos que se han evaluado en zonas costeras. Valores mayores a los del presente estudio han sido reportados en bivalvos (0.01-0.25 MP/ind) y en gusanos poliquetos (0.10 MP/ind) de la costa norte del mar Adriático, quienes son suspensívoros y omnívoros, respectivamente (Piarulli *et al.*, 2020). En la ascidia *Phallusia nigra* se han contabilizado 0.17 MP/ind (Da Silva *et al.*, 2021). En general, los estudios en bivalvos, tanto en Perú como alrededor del mundo, muestran abundancias superiores a lo encontrado en *E. analoga*, partiendo de 0.60 hasta 11.48 MP/ind (Rochman *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2016, 2018; Bråte *et al.*, 2018; Qu *et al.*, 2018; Baechler *et al.*, 2020; De la Torre *et al.*, 2020a; Valencia *et al.*, 2020; Ding *et al.*, 2021).

Al solo considerar individuos de *E. analoga* con MP, la abundancia promedio general fue de  $2.76 \pm 6.10$  MO/ind. En 77.63% de los casos, los individuos solo ingirieron 1 MP, pero algunos de ellos contuvieron hasta 37 ítems. Este hecho también fue observado en invertebrados bentónicos de hábitos suspensívoros y sedimentívoros de Noruega (Bour *et al.*, 2018), y en poblaciones del cangrejo omnívoro *Carcinus aestuarii* del norte del Mar Adriático (Piarulli *et al.*, 2019).

Iwalaye *et al.* (2020) señalan que el incremento en la temperatura del agua durante el verano trae consigo un aumento del metabolismo de organismos ectotermos, favoreciendo una mayor ingestión de alimentos (incluyendo MPs). Sin embargo, en este estudio no hubo diferencias en la abundancia de MP { durante el invierno ( $0.54 \pm 3.10$  MP/ind) en comparación con el verano ( $0.34 \pm 2.02$  MP/ind)}. Esta falta de variación de las abundancias entre temporadas fue observada también por Ding *et al.* (2021) en moluscos bivalvos en Qingdao, China.

No hubo diferencias en la ingestión de MP entre las playas del norte con las del sur; sin embargo, la playa Costa Azul del norte

registró la mayor cantidad de MP en el sedimento y la mayor cantidad de MP ingeridos por *E. analoga* ( $1.82 \pm 6.31$  MP/ind) en comparación con las otras siete playas (0.02-0.85 MP/ind). Un factor que tuvo un impacto significativo en la cantidad de MP ingeridos por *E. analoga* en la zona norte fue la presencia del río Chillón, el cual constituye una de las vías de constante ingreso de MPs provenientes de áreas urbanas zona, incrementando su biodisponibilidad para los organismos que habitan las playas costeras de los alrededores.

El tamaño de *E. analoga* no determinó la cantidad de consumo de MP, lo cual estuvo acorde con lo obtenido por Horn *et al.* (2019), Costa *et al.* (2019) y Morais *et al.* (2020). Por otro lado, estudios en langostas y almejas indican que los organismos pequeños contenían altas concentraciones de MP en comparación con aquellos de gran tamaño (Murray y Cowie, 2011; Narmatha-Sathish *et al.*, 2020). Este hecho se respalda en que organismos de mayor tamaño poseen tractos gastrointestinales con suficiente espacio para permitir que las partículas los recorran sin adherirse o engancharse en alguna estructura interna, facilitando su eliminación natural. Asimismo, los bivalvos tienen la capacidad de eliminar partículas por medio de pseudoheces (Murray y Cowie, 2011; Bråte *et al.*, 2018).

El sexo de los individuos no influyó significativamente en la cantidad de MP ingeridos (Murray y Cowie, 2011); resultado similar al hallazgo de Iannacone *et al.* (2022) en *R. setosum*. Por otro lado, se ha reportado en hembras de *N. norvegicus* una mayor abundancia de MP presentes en el tracto digestivo de las hembras en el invierno (Welden y Cowie, 2016, 2018), especialmente durante el periodo de incubación, donde cambian su tipo de alimentación tornándose a un mecanismo suspensívoro (Murray y Cowie, 2011). También se han detectado mayores abundancias en cangrejos machos *Lithodes santolla* de las costas de Chile (Andrade y Ovando, 2017).

Entre los factores que intervienen en la cantidad de MP que ingiere un organismo determinado se encuentran los ambiente donde residen y se alimentan. La literatura muestra que la concentración de MP en los sedimentos es mayor que en la columna de agua, debido a que una parte de las MP poseen una densidad mayor a la del agua, lo que no les permite flotar (Ding *et al.*, 2021); asimismo, la bioincrustación (formación de biopelículas en la superficie de las partículas) aumenta su densidad haciéndolas propensas a hundirse. Esta condición pone de manifiesto un alto riesgo de exposición para organismos suspensívoros y sedimentívoros que habitan esta zona (Su *et al.*, 2018; Morais *et al.*, 2020).

El consumo de MP es predominante en organismos de hábitos suspensívoros como mejillones, ostras, almejas y ascidias (Su *et al.*, 2018; Baechler *et al.*, 2020; Valencia *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2020a); sedimentívoros como pepinos de mar, anélidos, cangrejos y otros crustáceos bentónicos (Bour *et al.*, 2018; Iwalaye *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2021), y filtradores propiamente dichos, como *E. analoga* (Horn *et al.*, 2019, 2020; Xu *et al.*, 2020a,b). Estos últimos habitan en los sedimentos y son incapaces de diferenciar entre partículas de alimento o MP; además, no cuentan con algún mecanismo para eliminar las partículas captadas antes de que estas ingresen a su tracto digestivo (Horn *et al.*, 2020).

Las bajas frecuencia de ingesta y abundancia de MP en *E. analoga* en comparación con otros grupos de invertebrados bentónicos de la zona intermareal, a pesar de ser un organismo altamente expuesto a la ingesta de MP, se pueden atribuir a su mecanismo de alimentación (Auwor *et al.*, 2020; Waddell *et al.*, 2020). Esto igualmente sucede en crustáceos como los percebes *Lepas* spp, que en ambientes contaminados por MP solo 33.5% presentó MP en el tracto gastrointestinal y en rangos de 1 a 30 partículas (Goldstein y Goodwin, 2013).

El predominio del consumo de fibras por *E. analoga* (88.57%) ha sido observado también en bivalvos, moluscos quitones y cangrejos de las playas de Lima, constituyendo entre el 59.09 y 92.68% de los MPs en estos organismos (De la Torre *et al.*, 2020a; Valencia *et al.*, 2020; Iannacone *et al.*, 2022). Resultados similares han sido observados en diversos grupos de organismos en otros países (Bråte *et al.*, 2018; Fang *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2019; Mohsen *et al.*, 2019; Morais *et al.*, 2020; Waddell *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2020ab; Zhang *et al.*, 2021; Astorga-Pérez *et al.*, 2022). Por otro lado, la estación no influyó en el tipo de fibras consumidas. Las fibras poseen la densidad suficiente como para hundirse (Waddell *et al.*, 2020), además de que son fácilmente resuspensibles por el constante rompimiento de las olas de la zona intermareal (Sayogo *et al.*, 2020), dando como resultado una constante lluvia de fibras que son atrapadas por las antenas de *E. analoga*. Además, una vez ingeridas, tienden a adherirse en las estructuras internas, llegando a enredarse entre sí, dificultando su eliminación (Piarulli *et al.*, 2019; Narmatha-Sathish *et al.*, 2020), favoreciendo su retención y acumulación (Sayogo *et al.*, 2020).

Una probable razón de haber encontrado una menor proporción de fibras con relación a los fragmentos, como se reporta en diversos ambientes marinos, se debería al hecho de haber retirado las fibras orgánicas a base de celulosa como la viscosa o algodón (Li *et al.*, 2018; Qu *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2020a), no siendo, por lo tanto, consideradas como MP en esta investigación. Estas fibras, en otros trabajos son incluidas en el cálculo de las abundancias y proporciones (Akkajit *et al.*, 2021; Truchet *et al.*, 2021). Es así, que los valores registrados para las fibras en el presente estudio estarían subestimados.

El tamaño promedio de las partículas ingeridas por *E. analoga* (1002.74  $\mu\text{m}$ ) fue similar al de los señalados por Xu *et al.* (2020a) en invertebrados de las costas de Hong Kong (1004.2  $\mu\text{m}$ ), pero inferior al de los crustáceos balánidos reportados en esa

misma región (1359.13  $\mu\text{m}$ ) (Xu *et al.*, 2020b). Estas variaciones también han sido encontradas en bivalvos (Fang *et al.*, 2018). En otros trabajos, el tamaño de los MPs dependió indudablemente de la zona del estudio y de las especies involucradas (Qu *et al.*, 2018; Mohsen *et al.*, 2019; Narmatha-Sathish *et al.*, 2020; Truchet *et al.*, 2021).

Los resultados obtenidos favorecen el planteamiento realizado por Horn *et al.* (2019) al declarar que *E. analoga* probablemente ingiere MP del tamaño del plancton (partículas entre 4 y 2000  $\mu\text{m}$ ). El tamaño de la boca de un organismo puede ser una limitante al tamaño de los MP ingeridos; sin embargo, en esta investigación se evidenció que las fibras de MP de una longitud mayor a la de la apertura de la boca pueden ingresar, para luego enredarse o atascarse en el tracto digestivo (Mohsen *et al.*, 2019).

Las fibras rojas y azules son consideradas como las más frecuentes en moluscos (De la Torre *et al.*, 2020a; Valencia *et al.*, 2020) y cangrejos (Iannacone *et al.*, 2022) en las playas de Lima; sin embargo, en el presente estudio, las transparentes predominaron, constituyendo el 34.76% del total, seguidos por el negro (25.71%), azul (18.10%) y rojo (10.48%). Este predominio de MP transparentes es consistente con otros estudios (Awuor *et al.*, 2020; Baechler *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2020a; Ding *et al.*, 2021). Los MPs negro y azul se encontraron con mayor frecuencia en invertebrados costeros de Brasil (Costa *et al.*, 2019), Costa Rica (Astorga-Pérez *et al.*, 2022) y Sudáfrica (Iwalaye *et al.*, 2020), mientras los negros y transparentes abundaron en cangrejos de China (Zhang *et al.*, 2021) y en bivalvos de una playa turística de Argentina (Truchet *et al.*, 2021). El rojo, por otro lado, ha sido registrado como el color dominante en organismos bentónicos de las regiones árticas y subárticas (Fang *et al.*, 2018).

La variedad de colores observados en las fibras, sugieren también una variedad de fuentes (Awuor *et al.*, 2020). Algunas tienen

su origen en los hogares, producto del desprendimiento que genera el lavado de ropa sintética, los que llegan al mar en las aguas residuales, pero también se pueden originar directamente en el mar, producto de las actividades turísticas y del desgaste de las artes de pesca, cuerdas y materiales empleados en actividades pesqueras (Costa *et al.*, 2019). Es importante resaltar que el desgaste y la exposición a factores ambientales pueden decolorar los MP, tornándolos transparentes (Prarat y Hongsawat, 2022).

### Sedimento

El hallazgo de MPs en los sedimentos de las playas muestreadas reconfirma que los MPs están ampliamente distribuidos a lo largo de la costa central del Perú, tal como se observó en investigaciones previas (Purca e Henostroza, 2017; Iannacone *et al.*, 2019; De la Torre *et al.*, 2020b; Pretell *et al.*, 2020; Zarate y Iannacone, 2021).

La abundancia promedio entre las dos temporadas se encuentran dentro del rango de los reportados en playas de China adyacentes a zonas de maricultura o con un bajo índice de desarrollo (Zhou *et al.*, 2020). Sin embargo, los valores registrados en la presente investigación son mayores a los obtenidos en estudios similares en el país (Purca e Henostroza, 2017; Iannacone *et al.*, 2019; De la Torre *et al.*, 2020b; Pretell *et al.*, 2020; Zarate y Iannacone, 2021), como en países vecinos, tales como Chile (Hidalgo-Ruz y Thiel, 2013), Brasil (Costa *et al.*, 2019), Guatemala (Mazariegos-Ortíz *et al.*, 2020) y Argentina (Jaubet *et al.*, 2021; Truchet *et al.*, 2021). Sin embargo, se dispone de reportes con abundancias inferiores en las costas arenosas de México (2553.40 ítems/kg; Torrez-Pérez *et al.*, 2021) y en China (6922.60 ítems/kg; Qiu *et al.*, 2015).

Las metodologías empleadas para la toma y procesamiento de las muestras tienen un rol importante en los resultados obtenidos (De la Torre *et al.*, 2020b). Por ejemplo, la abundancia obtenida por Purca e Henostroza

(2017) para la playa Costa Azul fue de 463.33 ítems/m<sup>2</sup> en la época seca, mientras que en este estudio para esa época fue de 22 000 ítems/m<sup>2</sup>. En el primer estudio, se contabilizaron plásticos duros entre los 1 y 2500 µm, mientras que en esta investigación fue de 0.45 a 5000 µm: además, en el primer caso el 80% de los MP fueron extraídos sin ayuda de un microscopio, en tanto que toda la extracción de los MPs se hizo con ayuda del estereoscopio en el presente estudio. Fue empleado en la extracción del 100% de los ítems reportados. Por otro lado, la zona para la toma de muestras puede afectar los resultados, siendo así que se pueden obtener valores muy diferentes al tomar muestras de la zona intermareal o supralitoral con relación a la línea de alta marea, utilizada en la presente investigación.

Se reconoce que los niveles de MP guardan relación con la densidad poblacional humana (Chen y Chen, 2020; Prarat y Hongsawat, 2022). Este hecho fue confirmado en la presente investigación, pues el norte, en donde se verificó una mayor abundancia de MP en sedimentos, cuenta con una población de cerca de 3.5 millones de habitantes, mientras en el sur, en donde se verificó una cantidad mucho menor, la población es menor a los dos millones de habitantes (INEI, 2014).

Respecto a la variación de las abundancias entre temporadas, a diferencia de los estudios realizados por Cheung *et al.* (2016) y Gao *et al.* (2021), el análisis general no mostró diferencias significativas en las abundancias de MP entre las temporadas de invierno y verano. Sin embargo, los resultados por playa mostraron una mayor abundancia de MP en sedimentos de las playas del norte en el verano, mientras para las playas del sur fue en el invierno. La actividad turística es un factor que ha sido asociado al incremento de la abundancia de MP en sedimentos, especialmente para las playas del norte (Chen y Chen, 2020). No obstante, el resultado para las playas del sur fue inesperado, aunque esto ya habría sido reportado por Pretell *et al.*

(2020) para la playa Pescadores, lo cual estaría influenciado por la mayor y mejor limpieza de las playas. En el presente estudio, cuando se realizaron las colectas, se pudo observar que los residuos en la línea de alta marea en las playas del sur habían sido removidos parcialmente con la ayuda de un rastrillo, hecho que no se observó en las playas de norte.

Otro factor que se ve afectado por la variación temporal y que puede ayudar a comprender el aumento de la cantidad de MP presentes en los sedimentos durante la época de verano son las precipitaciones (Cheung *et al.*, 2016). El verano en la costa del país se corresponde con la temporada de lluvias en la sierra. Las lluvias arrastran los desechos acumulados en las riveras de los ríos (Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020); además, el crecimiento de las aguas resuspende los desperdicios acumulados durante la época seca en el fondo de los ríos, siendo transportados al océano (Hurley *et al.*, 2018).

Según Eo *et al.* (2019), entre el 70 y 80% de los MP que ingresan al mar a través de los ríos, lo hacen en la temporada lluviosa. Por esta razón, algunos autores encontraron mayor abundancia de MP durante la época lluviosa en verano que durante la época seca en invierno (Hurley *et al.*, 2018; Gao *et al.*, 2021). Sin embargo, si bien los resultados mostraron un claro aumento en la abundancia durante la época de verano en las playas del norte, este incremento no se pudo atribuir estadísticamente a la influencia ejercida por el río Lurín en el sur. No obstante, es un hecho que los ríos constituyen uno de los principales medios de transporte de MP hacia el medio marino (Baechler *et al.*, 2020).

En general se vieron diferencias significativas en las abundancias entre playas, siendo Costa Azul, Conchán y Naplo las más disímiles. En general, Costa Azul, una de las playas del norte, adyacente a un área densamente poblada, con una moderada afluencia de veraneantes y localizada 7 km del punto de descarga del río Chillón, fue la que mostró

la mayor abundancia de MP. Según Purca y Henostroza (2017) consideran a los residuos urbanos descargados en las bahías de distritos cercanos a esta playa como una posible fuente de MP. Además de esto, una inspección visual del entorno de las playas permitió observar que tanto en Costa Azul como en Playa Grande (la segunda con mayor abundancia de MP), presentaban grandes cantidades de basura acumulada en la zona supralitoral, lo cual sugiere además una fuente terrestre (Pérez-Alvelo *et al.*, 2021).

El 91.52% de los MP identificados fueron fragmentos, resultados consistentes con algunas publicaciones sobre MP en playas de la costa central del Perú y otros países (Hidalgo-Ruz y Thiel, 2013; Young y Elliott, 2016; Purca y Henostroza, 2017; Pretell *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2020). Pretell *et al.* (2020). Sin embargo, en muchos trabajos se sitúan a las fibras como el tipo más abundante de MP en los sedimentos de playas arenosas. Entre ellos, Horn *et al.* (2019) reportan 95% de fibras en las playas de California, Torrez-Pérez *et al.* (2021) con 88% en las playas arenosas de México, y Chen y Chen (2020) encontraron entre 97 y 99% de fibras en las playas de Taiwán.

Los MP secundarios, como los fragmentos, provienen principalmente de áreas urbanas (De la Torre *et al.*, 2020a) y tienen su origen en la degradación mecánica o química de plásticos de mayor tamaño, los cuales expuestos a las condiciones ambientales, se agrietan y fragmentan (Zhang *et al.*, 2020), degradación que se inicia a partir de las ocho semanas de exposición al ambiente (Weinstein *et al.*, 2016)

Las fibras representaron el 4.16% de los MP totales y pueden ser generadas en el océano, por fragmentación de cuerdas y material de pesca (Akkajit *et al.*, 2021) o por desprendimiento a partir de la ropa de los bañistas (Pérez-Alvelo *et al.*, 2021). No obstante, se ha reportado que la mayor cantidad de fibras resultan del lavado a máquina de telas sintéticas (Prarat y Hongswat, 2022).



El 3.62% de los MP fueron espumas. Debido a su uso en la industria de los alimentos, es común encontrarlas en playas donde se desarrolla el turismo (Zarate y Iannacone, 2021). Las películas y los pellets conformaron menos del 1% en conjunto. Los MP tipo película, se originan a partir de envases de alimentos de plástico (Sayogo *et al.*, 2020) y bolsas principalmente. Las películas son muy frágiles, quebrándose en pequeñas piezas (Lo *et al.*, 2018), lo cual explicaría la baja abundancia en el estudio. Los pellets a diferencia de los fragmentos, fibras, espumas y películas son MP primarios y suelen ser abundantes en playas cercanas a industrias de fabricación de plástico. Además, se les emplea en la elaboración de productos para el cuidado personal, por lo que llegan a ser vertidos al mar a través de las aguas residuales domésticas (Prarat y Hongsawat, 2022).

Los MP encontrados en los sedimentos de tamaño entre 1000 y 3000  $\mu\text{m}$  conformaron el 68.88% del total. En este sentido, estudios realizados en playas arenosas de Perú por Purca y Henostroza (2017), De la Torre *et al.* (2020) y Pretell *et al.* (2020) quienes encontraron que la fracción más abundante de MP estuvieron en los rangos de 1000 a 2500, 1000 a 2800 y 1000 a 2000  $\mu\text{m}$ , representando el 80.0, 54.2 y 34.5-50.9% del total, respectivamente. Ding *et al.* (2021) reportaron MP de mayor tamaño durante el verano; sin embargo, no se observaron cambios en el rango de tamaño entre estaciones en el presente estudio, pues las partículas estuvieron entre 1000 y 3000  $\mu\text{m}$  tanto en verano (70.47%) como en invierno (62.21%). Sin embargo, el tamaño más frecuente en las playas del norte estaba entre 1000 y 3000  $\mu\text{m}$  (70.72%), mientras que en el sur era menos de 1000  $\mu\text{m}$  (59.91%), mostrando la influencia de las playas del norte sobre los resultados. Resultados similares a los de las playas del norte fueron reportados por Zhou *et al.* (2020) en playas turísticas y cercanas a puertos pesqueros, mientras que los resultados obtenidos en las playas del sur fueron coincidentes con el trabajo de Iannacone *et al.* (2019),

quienes encontraron que 65.80% del total de los MP en los sedimentos de la playa Venecia (sur de Lima) era menos de 1000  $\mu\text{m}$ .

En lo referente al color de los MP, diversos trabajos han registrado predominio del blanco y transparente (Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020; Mazariegos-Ortiz *et al.*, 2020; Narmatha-Sathish *et al.*, 2020; Chouchene *et al.*, 2021), en tanto que en el presente estudio fue el transparente (27.57%), seguido del blanco (23.16%), sin cambios mayores por efecto de la temporada, respaldando lo reportado por Chen y Chen (2020). Otros resultados en playas de la costa central del Perú se ha reportado la predominancia de MP de color transparente o blanco (Iannacone *et al.*, 2019; De la Torre *et al.*, 2020b).

La zona en la cual se localizan las playas tuvo impacto sobre las características de los MP encontrados en los sedimentos. Las playas del norte mantuvieron una proporción similar a los valores generales, con 28.09% de MP transparentes seguidos por 23.85 % de blancos. En cambio, las playas del sur mostraron un patrón diferente, siendo predominante el color azul (29.72%), seguido del negro (18.87%). Estudios realizados en Lima y alrededores muestran un patrón similar, donde el azul fue el color más abundante en las playas Chancay, Carpayo y Asia (Zarate e Iannacone, 2021), y el negro fue el más abundante en las playas D'Onofrio, Pescadores y Pucusana (Pretell *et al.*, 2020). Esta dominancia de los colores azul y negro también ha sido observado en otros países de Centro y Sudamérica (Costa *et al.*, 2019; Torrez-Pérez *et al.*, 2021; Truchet *et al.*, 2021), así como en China (Mohsen *et al.*, 2019; Gao *et al.*, 2021).

Los fragmentos de MP blancos y transparentes, como los de este estudio, se constituyen principalmente de polipropileno y polietileno, y son empleados para la fabricación de múltiples productos, tanto para uso doméstico como industrial (Edo *et al.*, 2019). A esto se debe agregar el hecho de que casi

la totalidad de las espumas encontradas en este estudio fueron blancas, y se contabilizaron dentro de esta categoría, a pesar de que muchas de ellas se habían tomado ligeramente amarillas, debido al prolongado tiempo de exposición al ambiente. Además, se observaron MP incoloros, tanto translucidos como opacos, y todos fueron contabilizados como transparentes, pues se sabe que, los translucidos corresponden a MP que recientemente ingresaron al medio marino, proveniente de fuentes cercanas, mientras los opacos son aquellos que han sufrido desgaste con el paso del tiempo (Mazariegos-Ortiz *et al.*, 2020). Las fibras azules y negras, como las que abundan en la zona sur de este estudio, suelen ser más abundantes en playas y puertos relacionados con actividades pesqueras (Chouchene *et al.*, 2021).

### Relación entre *Emerita analoga* y Sedimentos

En esta investigación se determinó que la abundancia de MP en los tractos digestivos de *E. analoga* no estaba relacionada con la abundancia presente en los sedimentos de las playas de Lima. Esta falta de relación fue asimismo reportada entre los MP de los sedimentos y muy-muy de las playas de California (Horn *et al.*, 2019). Por otro lado, se ha registrado que la constante resuspensión de los MP depositados en los sedimentos de la zona intermareal genera una fuerte correlación entre la abundancia de MP en organismos que se alimentan filtrando en la columna de agua de esta zona y los sedimentos (Su *et al.*, 2018). Correlaciones positivas entre los sedimentos costeros y los organismos que habitan en ellos han sido reportados en percebes (Xu *et al.*, 2020b), almejas (Narmathasathish *et al.*, 2020) y pepinos de mar (Mohsen *et al.*, 2019), entre otros.

Si bien no se determinó la existencia de una relación entre organismo y el sedimento de su entorno, nuestros resultados demuestran que los MP están presentes en el sedimento de las playas de Lima, así como en *E. analoga* que habitan en ellos. Estos hechos

sugieren que los MP pueden estar ingresando a la cadena alimenticia de las playas arenosas del Perú, a través de *E. analoga*. Este invertebrado es un importante eslabón en la cadena trófica de la zona intermareal arenosa en la cual habita, pues existe una diversa gama de vertebrados e invertebrados que ejercen una acción depredadora sobre esta especie. Por esta razón, *E. analoga* puede transferir MP a organismos en distintos niveles tróficos, como aves playeras (Rojas-Meza y Sebastián-Cabrera, 2010), peces que viven en los fondos arenosos y pegados a la costa, e incluso crustáceos que habitan la zona supramareal (Osorio *et al.*, 1967).

*Emerita analoga* cumple con las características de un buen bioindicador y/o biomonitor, las cuales son: abundancia local, amplia distribución, facilidad para ser colectado, hábito sedentario y generalista o no selectivo (Costa *et al.*, 2019; Morais *et al.*, 2020; Torres *et al.*, 2020). Sin embargo, para esta investigación, el hecho de que no pueda relacionarse con el grado de contaminación por MP existente en los sedimentos de su entorno, repercute en forma desfavorable para su empleo como un potencial biomonitor de MP dentro de una escala espacio-temporal, pues para ello, sería necesario que los MP en el tracto digestivo de *E. analoga* y en los sedimentos sean directamente proporcionales, tanto en abundancia como en su distribución (Costa *et al.*, 2019). Incluso como bioindicador, una de las mayores limitantes sería su baja frecuencia de ocurrencia de ingesta de MP (15.88%).

Considerando la reducida área de muestreo empleada en este proyecto (0.10 x 0.10 m) en comparación con otras efectuadas en investigaciones similares (entre 0.25 x 0.25 a 0.50 x 0.50 m), que la distribución de MP en la línea de alta marea no está distribuida homogéneamente y que la muestra de sedimento fue obtenida directamente del rastro dejado por la línea de alta marea, en donde hay una gran concentración de MP y otros desperdicios arrojados por el mar y que toda ella fue analizada, pues constituía casi el 100%

del sedimento procesado y analizado (100 g en peso seco), el valor de las abundancias obtenidas podría estar ligeramente sobre-estimado.

## CONCLUSIONES

- Se observó presencia de microplásticos (MP) en *E. analoga* y los sedimentos de las ocho playas arenosas evaluadas en la costa de Lima, Perú.
- La playa con el mayor número de MP consumidos por parte de *E. analoga* fue Costa Azul, y la playa con la menor cantidad fue Las Conchitas. Los MP más consumidos fueron las fibras transparentes, con un tamaño promedio de 1002.74 µm. Las abundancias y distribuciones de los MP consumidos no sufrieron cambios entre temporadas o localizaciones.
- El tamaño de los organismos no determinó el hecho de si consumían MP, pero influyó sobre la cantidad de MP ingeridos entre aquellos que lo hicieron. El sexo no se asoció con el consumo de MP.
- La playa Costa Azul, una de las playas del norte, mostró los valores más altos de abundancia de MP en los sedimentos, en tanto que la playa Conchán, al sur de Lima, presentó la menor abundancia.
- Los MP más comunes en el sedimento fueron los fragmentos de color transparente (1000 a 3000 µm). La abundancia de MP en los sedimentos fue más alta en el verano que en el invierno; pero sin diferencias por tipo, tamaño o color.
- La abundancia de MP fue mayor en las playas del norte respecto a las playas del sur, así como en la distribución de los MP según tipo, tamaño y color.
- La abundancia de MP presentes en el sedimento de una playa no se relacionó con la proporción de individuos que ingerían MP.

## LITERATURA CITADA

1. **Akkajit P, Tipmanee D, Cherdsukjai P, Suteerasak T, Thongnonghin S. 2021.** Occurrence and distribution of microplastics in beach sediments along Phuket coastline. *Mar Pollut Bull* 169: 112496. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.-112496
2. **Alvarez-Zeferino JC, Ojeda-Benítez S, Cruz-Salas AA, Martínez-Salvador C, Vázquez-Morillas A. 2020.** Microplastics in Mexican beaches. *Resour Conserv Recy* 155: 104633. doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104633
3. **Andrade C, Ovando F. 2017.** Primer registro de MPs en contenido estomacal de centolla *Lithodes santolla* (Anomura: Lithodidae), bahía Nassau, Cabo de Hornos, Chile. *An Inst Patagonia (Chile)* 45: 59-65.
4. **Astorga-Pérez A, Ulate-Naranjo K, Abarca-Guerrero L. 2022.** Presencia de MPs en especies marinas del Parque Nacional Marino las Baulas. *Tecnol Marcha* 35: 27-38. doi: 10.18845/tm.v35i2.5466
5. **Awuor W, Muthumbi AWN, Robertson-Andersson DV. 2020.** Presence of microplastics in benthic macroinvertebrates along the Kenyan coast. *Afr J Mar Sci* 42: 405-411. doi: 10.2989/1814232X.2020.1829045
6. **Baechler BR, Granek EF, Hunter MV, Conn KE. 2020.** Microplastic concentrations in two Oregon bivalve species: spatial, temporal, and species variability. *Limnol Oceanogr Lett* 5: 54-65. doi: 10.1002/lol2.10124
7. **Bangun AP, Wahyuningsih H, Muhtadi A. 2018.** Impacts of macro- and microplastic on macrozoobenthos abundance in intertidal zone. *IOP Conf Ser Earth Environ Sci* 122: 012102. doi: 10.1088/1755-1315/122/1/012102
8. **Besley A, Vijver MG, Behrens P, Bosker T. 2017.** A standardized method for sampling and extraction methods for

- quantifying microplastics in beach sand. *Mar Pollut Bull* 114: 77-83. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.08.055
9. **Bour A, Avio CG, Gorbi S, Regoli F, Hylland K. 2018.** Presence of microplastics in benthic and epibenthic organisms: Influence of habitat, feeding mode and trophic level. *Environ Pollut* 243: 1217-1225. doi: 10.1016/j.envpol.2018.09.115
  10. **Bråte ILN, Hurley R, Iversen K, Beyer J, Thomas KV, Steindal CC, Green NW, Olsen M, Lusher A. 2018.** *Mytilus* spp as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: a qualitative and quantitative study. *Environ Pollut* 243: 383-393. doi: 10.1016/j.envpol.2018.-08.077
  11. **Brazeiro A. 2005.** Geomorphology induces life history changes in invertebrates of sandy beaches: The case of the mole crab *Emerita analoga* in Chile. *J Mar Biolog Assoc UK* 85: 113-120. doi: 10.1017/S002531540501091Xh
  12. **Chen MC, Chen TH. 2020.** Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. *Mar Pollut Bull* 151: 110861. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110861
  13. **Cheung PK, Cheung LTO, Fok L. 2016.** Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in the estuary of a subtropical macro-scale drainage basin in South China. *Sci Total Environ* 562: 658-665. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.048
  14. **Chouchene K, Prata JC, da Costa J, Duarte AC, Rocha-Santos T, Ksibi M. 2021.** Microplastics on Barra beach sediments in Aveiro, Portugal. *Mar Pollut Bull* 167: 112264. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112264
  15. **Costa LL, Arueira VF, da Costa MF, Di Benedetto APM, Zalmon IR. 2019.** Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic pollution of sandy beaches sediment? *Mar Pollut Bull* 145: 5-13. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.019
  16. **Crawford CB, Quinn B. 2017.** Microplastic pollutants. Elsevier. 315 p.
  17. **Da Silva PCA, Sorrentino R, Ramos BDS, Senna AR de, Skinner LF. 2021.** Ingestion of microplastics by benthic marine organisms in the Ilha Grande Bay heritage site on Southeastern Brazil. *J Human Environ Trop Bays* 2: 1-13. doi: 10.12957/jheotb.2021.60332
  18. **De la Torre GE. 2019.** MPs en el medio marino: una problemática que abordar. *Cienc Tecnol* 15: 27-37.
  19. **De la Torre GE. 2020.** Microplastics: an emerging threat to food security and human health. *J Food Sci Technol* 57: 1601-1608. doi: 10.1007/s13197-019-04138-1
  20. **De la Torre GE, Dioses-Salinas DC, Pérez-Baca BL, Santillán L. 2019.** Microplastic abundance in three commercial fish from the coast of Lima, Peru. *Braz J Natural Sci* 2: 171. doi: 10.31415/bjns.v2i3.67
  21. **De la Torre GE, Apaza-Vargas DM, Santillán L. 2020a.** Microplastic ingestion and feeding ecology in three intertidal mollusk species from Lima, Peru. *Rev Biol Mar Oceanog* 55: 167-171. doi: 10.22370/rbmo.2020.55.2.2502
  22. **De la Torre GE, Dioses-Salinas DC, Castro JM, Antay R, Fernández NY, Espinoza-Morriberón D, Saldaña-Serrano M. 2020b.** Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Mar Pollut Bull* 151: 110877. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110877
  23. **Dehaut A, Cassone AL, Frère L, Hermabessiere L, Himber C, Rinnert E, Rivière G, et al. 2016.** Microplastics in seafood: benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environ Pollut* 215: 223-233. doi: 10.1016/j.envpol.2016.05.018
  24. **Devriese LI, van der Meulen MD, Maes T, Bekaert K, Paul-Pont I, Frère L, Robbens J, Vethaak, AD. 2015.** Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Sout-

- hern North Sea and Channel area. Mar Pollut Bull 98: 179-187. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.051
25. **Ding J, Sun C, He C, Li J, Ju P, Li F. 2021.** Microplastics in four bivalve species and basis for using bivalves as bioindicators of microplastic pollution. Sci Total Environ 782: 146830. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146830
  26. **Edo C, Tamayo-Belda M, Martínez-Campos S, Martín-Betancor K, González-Pleiter M, Pulido-Reyes G, García-Ruiz C, et al. 2019.** Occurrence and identification of microplastics along a beach in the Biosphere Reserve of Lanzarote. Mar Pollut Bull 143: 220-227. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.04.061
  27. **Eo S, Hong SH, Song YK, Han GM, Shim WJ. 2019.** Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. Water Res 160: 228-237. doi: 10.1016/j.watres.2019.05.053
  28. **Fang C, Zheng R, Zhang Y, Hong F, Mu J, Chen M, Song P, et al. 2018.** Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. Chemosphere 209: 298-306. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.101
  29. **Foekema EM, De Gruijter C, Mergia MT, Van Franeker JA, Murk AJ, Koelmans AA. 2013.** Plastic in North Sea fish. Environ Sci Technol 47: 8818-8824. doi: 10.1021/es400931b
  30. **Gao F, Li J, Hu J, Sui B, Wang C, Sun C, Li X, Ju P. 2021.** The seasonal distribution characteristics of microplastics on bathing beaches along the coast of Qingdao, China. Sci Total Environ 783: 146969. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146969
  31. **Goldstein MC, Goodwin DS. 2013.** Gooseneck barnacles (*Lepas* spp) ingest microplastic debris in the north Pacific subtropical gyre. PeerJ 2013: e184. doi: 10.7717/peerj.184
  32. **Hidalgo-Ruz V, Thiel M. 2013.** Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. Mar Environ Res 87-88: 12-18. doi: 10.1016/j.marenvres.2013.02.015
  33. **Horn D, Granek E, Steele C. 2020.** Effects of environmentally relevant concentrations of microplastic fibers on Pacific mole crab (*Emerita analoga*) mortality and reproduction. Limnol Oceanogr Lett 5: 74-83. doi: 10.1002/lol2.10137
  34. **Horn D, Miller M, Anderson S, Steele C. 2019.** Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. Mar Pollut Bull 139: 231-237. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.039
  35. **Huaraca LF, Chamorro SA, Hernández V, Bay-Schmith E, Villamar CA. 2020.** Comparative acute toxicity of glyphosate-based herbicide (GBH) to *Daphnia magna*, *Tisbe longicornis*, and *Emerita analoga*. J Environ Sci Heal B 55: 646-654. doi: 10.1080/03601234.2020.1758497
  36. **Hurley R, Woodward J, Rothwell JJ. 2018.** Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. Nat Geosci 11: 251-257. doi: 10.1038/s41561-018-0080-1
  37. **Iannacone J, Alvarino L, Bolognesi BB. 2007.** Aspectos cuantitativos de los metazoos parásitos del muy muy *Emerita analoga* (Stimpson) (Decapoda, Hippidae) en Chorrillos, Lima, Perú. Neotrop Helminthol 1: 59-68. doi: 10.24039/rnh-2007121154
  38. **Iannacone J, Huyhua A, Alvarino L, Valencia F, Principe F, Minaya D, Ortega J, et al. 2019.** Microplastics in the high and supralittoral area of a sand beach of the coastal coast of Peru. Biologist 17: 335-346. doi: 10.24039/rtb2019172369
  39. **Iannacone J, Principe F, Minaya D, Panduro G, Carhuapoma M, Alvarino L. 2021.** Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. Rev Inv Vet Perú 32: e20038. doi: 10.15381/rivep.v32i2.20038

40. **Iannacone J, Príncipe F, Alvariño L, Minaya D, Panduro G, Ayala Y. 2022.** MPs en el «cangrejo peludo» *Romaleon setosum* (Molina, 1782) (Cancridae) del Perú. *Rev Inv Vet Perú* 33: e22161. doi: 10.15381/rivep.v33i1.22161
41. **[INEI] Instituto Nacional de Estadística e Informática. 2014.** Una mirada a Lima Metropolitana. Lima, Perú: INEI. 79 p.
42. **Isobe A, Uchida K, Tokai T, Iwasaki S. 2015.** East Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics. *Mar Pollut Bull* 101: 618-623. doi: 10.1016/j.marpolbul.-2015.10.042
43. **Iwalaye OA, Moodley GK, Robertson-Andersson DV. 2020.** Microplastic occurrence in marine invertebrates sampled from Kwazulu-Natal, South Africa in different seasons. *Nat Environ Pollut Technol* 19: 1811-1819. doi: 10.46488/NEPT.2020.v19i05.004
44. **Jaubet ML, Hines E, Elías R, Garaffo GV. 2021.** Factors driving the abundance and distribution of microplastics on sandy beaches in a Southwest Atlantic seaside resort. *Mar Environ Res* 171: 105472. doi: 10.1016/j.marenvres.2021.105472
45. **Li J, Green C, Reynolds A, Shi H, Rotchell JM. 2018.** Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environ Pollut* 241: 35-44. doi: 10.1016/j.envpol.2018.05.038
46. **Li J, Qu X, Su L, Zhang W, Yang D, Kolandhasamy P, Li D, Shi H. 2016.** Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environ Pollut* 214: 177-184. doi: 10.1016/j.envpol.2016.04.012
47. **Lo HS, Xu X, Wong CY, Cheung SG. 2018.** Comparisons of microplastic pollution between mudflats and sandy beaches in Hong Kong. *Environ Pollut* 236: 208-217. doi: 10.1016/j.envpol.2018.-01.031
48. **Mazariegos-Ortiz C, de los Ángeles Rosales M, Carrillo-Ovalle L, Cardoso RP, Muniz MC, dos Anjos RM. 2020.** First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Mar Pollut Bull* 156: 111220. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111220
49. **Mohsen M, Wang Q, Zhang L, Sun L, Lin C, Yang H. 2019.** Microplastic ingestion by the farmed sea cucumber *Apostichopus japonicus* in China. *Environ Pollut* 245: 1071-1078. doi: 10.1016/j.envpol.2018.11.083
50. **Mohsen M, Zhang L, Sun L, Lin C, Wang Q, Liu S, Sun J, Yang H. 2021.** Effect of chronic exposure to microplastic fibre ingestion in the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Ecotox Environ Safe* 209: 111794. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111794
51. **Morais LMS, Sarti F, Chelazzi D, Cincinelli A, Giarrizzo T, Martinelli-Filho JE. 2020.** The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. *Environ Pollut* 265: 114817. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114817
52. **Murray F, Cowie PR. 2011.** Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Mar Pollut Bull* 62: 1207-1217. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.03.032
53. **Narmatha-Sathish M, Immaculate-Jeyasanta K, Patterson J. 2020.** Monitoring of microplastics in the clam *Donax cuneatus* and its habitat in Tuticorin coast of Gulf of Mannar (GoM), India. *Environ Pollut* 266: 115219. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115219
54. **Ogonowski M, Gerdes Z, Gorokhova E. 2018.** What we know and what we think we know about microplastic effects - A critical perspective. *Curr Opin Environ Sci Health* 1: 41-46. doi: 10.1016/j.coesh.2017.09.001
55. **Osorio C, Bahamonde M, López M. 1967.** «El limanche» (*Emerita analoga* Simpson) en Chile. *B Mus Hist Nat* 29: 61-116.
56. **Paredes-Osses E, Pozo K, Opazo-Capurro A, Bahamonde P, Cabrera-Pardo JR. 2021.** Microplastics pollution in Chile: current situation and future prospects. *Front Environ Sci* 9: 796989. doi: 10.3389/fenvs.2021.796989

57. **Pérez-Alvelo KM, Llegus EM, Forestier-Babilonia JM, Elías-Arroyo CV, Pagán-Malavé KN, Bird-Rivera GJ, Rodríguez-Sierra CJ. 2021.** Microplastic pollution on sandy beaches of Puerto Rico. *Mar Pollut Bull* 164: 112010. doi: 10.1016/j.marpolbul.-2021.112010
58. **Piarulli S, Scapinello S, Comandini P, Magnusson K, Granberg M, Wong JXW, Sciotto G, et al. 2019.** Microplastic in wild populations of the omnivorous crab *Carcinus aestuarii*: a review and a regional-scale test of extraction methods, including microfibrils. *Environ Pollut* 251: 117-127. doi: 10.1016/j.envpol.2019.04.092
59. **Piarulli S, Vanhove B, Comandini P, Scapinello S, Moens T, Vrielinck H, Sciotto G, et al. 2020.** Do different habits affect microplastics contents in organisms? A trait-based analysis on salt marsh species. *Mar Pollut Bull* 153: 110983. doi: 10.1016/j.marpolbul.-2020.110983
60. **Prarat P, Hongawatt P. 2022.** Microplastic pollution in surface seawater and beach sand from the shore of Rayong province, Thailand: distribution, characterization, and ecological risk assessment. *Mar Pollut Bull* 174: 113200. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.-113200
61. **Pretell V, Pinedo L, Ramos W, Benites E. 2020.** Evaluation and characterization of microplastics on three sandy beaches of Lima, Peru. 18<sup>th</sup> LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology. Virtual. doi: 10.18687/LACCEI2020.1.1.71
62. **Purca S, Henostroza A. 2017.** Presencia de MPs en cuatro playas arenosas de Per. *Rev Peru Biol* 24: 101-106. doi: 10.15381/rpb.v24i1.12724
63. **Qiu Q, Peng J, Yu X, Chen F, Wang J, Dong F. 2015.** Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: first observation on sediment of China. *Mar Pollut Bull* 98: 274-280. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.028
64. **Qu X, Su L, Li H, Liang M, Shi H. 2018.** Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Sci Total Environ* 621: 679-686. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.284
65. **Rochman CM, Tahir A, Williams SL, Baxa DV, Lam R, Miller JT, Teh FC, Werorilangi S, Teh SJ. 2015.** Anthropogenic debris in seafood: plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci Rep* 5: 14340. doi: 10.1038/srep14340
66. **Rojas-Meza VJ, Sebastián-Cabrera YM. 2010.** Consumo de *Emerita analoga* «muy muy» y su infección por larvas *Profilicollis altmani* en las playas del sur de Lima. *ECIPERÚ* 8: 163-166.
67. **Sayogo BH, Patria MP, Takarina ND. 2020.** The density of microplastic in sea cucumber (*Holothuria* sp) and sediment at Tidung Besar and Bira Besar island, Jakarta. *J Phys Conf Ser* 1524: 012064. doi: 10.1088/1742-6596/1524/1/012064
68. **Su L, Cai H, Kolandhasamy P, Wu C, Rochman CM, Shi H. 2018.** Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. *Environ Pollut* 234: 347-355. doi: 10.1016/j.envpol.2017.11.075
69. **Torres U, Iannaccone J, Romero S, Guabloche A, Alvarino L, Chero J, Cruces C, et al. 2020.** Implicancias de la calidad sanitaria de las playas en la ecología parasitaria de *Emerita analoga* (Stimpson, 1857) (Decapoda: Hippidae). *Neotrop Helminthol* 12: 261-277. doi: 10.24039/rmh2018122684
70. **Torrez-Pérez K, Cervantes O, Reyes-Gómez J, Olivos-Ortiz A. 2021.** Clasificación de MPs en playas urbanas, suburbanas, rurales y naturales de Colima y Jalisco, México. *Costas* 3: 207-230. doi: 10.25267/Costas
71. **Truchet DM, López ADF, Arduzzo MG, Rimondino GN, Buzzi NS, Malanca FE, Spetter CV, et al. 2021.** Microplastics in bivalves, water and sediments from a touristic sandy beach of Argentina. *Mar Pollut Bull* 173:

113023. doi: 10.1016/j.marpolbul.-2021.-113023
72. **Valencia F, Guabloche A, Alvariño L, Iannacone J. 2020.** Estandarización de un protocolo para evaluar microplásticos en bivalvos marinos en el departamento de Lima, Perú. *Biologist* 18: 119-134. doi: 10.24039/rtb2020181478
  73. **Waddell EN, Lascelles N, Conkle JL. 2020.** Microplastic contamination in Corpus Christi Bay blue crabs, *Callinectes sapidus*. *Limnol Oceanogr Lett* 5: 92-102. doi: 10.1002/lol2.10142
  74. **Weinstein JE, Crocker BK, Gray AD. 2016.** From macroplastic to microplastic: degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. *Environ Toxicol Chem* 35: 1632-1640. doi: 10.1002/etc.3432
  75. **Welden NA, Cowie PR. 2016.** Environment and gut morphology influence microplastic retention in langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environ Pollut* 214: 859-865. doi: 10.1016/j.envpol.2016.-03.067
  76. **Welden NA, Abylkhani B, Howarth LM. 2018.** The effects of trophic transfer and environmental factors on microplastic uptake by plaice, *Pleuronectes platessa*, and spider crab, *Maja squinado*. *Environ Pollut* 239: 351-358. doi: 10.1016/j.envpol.2018.03.110
  77. **Xu X, Wong CY, Tam NFY, Lo HS, Cheung SG. 2020a.** Microplastics in invertebrates on soft shores in Hong Kong: influence of habitat, taxa and feeding mode. *Sci Total Environ* 715: 136999. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.-136999
  78. **Xu XY, Wong CY, Tam NFY, Liu HM, Cheung SG. 2020b.** Barnacles as potential bioindicator of microplastic pollution in Hong Kong. *Mar Pollut Bull* 154: 111081. doi: 10.1016/j.marpolbul.-2020.111081
  79. **Young AM, Elliott JA. 2016.** Characterization of microplastic and mesoplastic debris in sediments from Kamilo Beach and Kahuku Beach, Hawai'i. *Mar Pollut Bull* 113: 477-482. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.11.009
  80. **Zhang Y, Kang S, Allen S, Allen D, Gao T, Sillanpää M. 2020.** Atmospheric microplastics: a review on current status and perspectives. *Earth-Sci Rev* 203: 103118. doi: 10.1016/j.earscirev.-2020.103118
  81. **Zhang T, Sun Y, Song K, Du W, Huang W, Gu Z, Feng Z. 2021.** Microplastics in different tissues of wild crabs at three important fishing grounds in China. *Chemosphere* 271: 129479. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129479
  82. **Zhou Q, Zhang H, Waniek JJ, Luo Y. 2020.** The distribution and characteristics of microplastics in coastal beaches and mangrove wetlands. *Handbook of Environmental Chemistry* 95: 77-92. doi: 10.1007/698\_2020\_459
  83. **Zarate M, Iannacone, J. 2021.** MPs en tres playas arenosas de la costa central del Perú. *Rev Salud Ambient* 21: 134-142.