

Microplásticos en playas de la zona de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), México

Microplastics in beaches within the influence area of the Veracruz Reef System National Park (PNSAV), Mexico

Luis Alberto Peralta-Peláez^{1*}, Carolina Peña-Montes², Leandro Hermida-Castellanos^{1,2}, Oswaldo de Jesús Huerta-Quero¹, Cecilia Hernández-Álvarez¹, Ixchel Alejandra Mejía-Estrella³, Belkis Sulbarán-Rangel³

Recibido: 01 de noviembre de 2022.

Aceptado: 22 de junio de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. La producción de plástico se ha incrementado considerablemente en las últimas décadas, teniendo una producción en 2019 de 368 millones de toneladas, donde una cantidad considerable termina desechada en el medio ambiente, donde se desgasta y descompone en microplásticos. **Objetivos.** Cuantificar y caracterizar los microplásticos presentes en las playas del área de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV). **Métodos.** Se realizó un muestreo mediante cuadrantes ubicados en playas localizadas en la costa de Veracruz: La Mancha, Chachalacas, Chalchihuecan, Antón Lizardo y el Sendero, en los municipios de Actopan, Úrsulo Galván, la Antigua y Alvarado, respectivamente. Las partículas de plástico se obtuvieron después del secado y tamizado de la arena y se cuantificaron y caracterizaron por espectroscopía y microscopía. **Resultados.** Se encontró un total de 180 piezas de plástico (4.5 piezas/m²) en la zona de influencia del PNSAV. Las playas del Sendero y Chachalacas presentaron la mayor cantidad de piezas de plástico. Del total de partículas en el sistema, el 92.35 % presentó forma irregular, las restantes fueron fibras, “pellets” y películas. Con respecto al tipo y dominancia de polímeros plásticos encontrados en las playas, los tres materiales principales fueron polietileno de alta y baja densidad (26.67 y 27.22 %, respectivamente) y polipropileno (23.33 %). **Conclusiones.** Se encontraron microplásticos en todas las playas analizadas, la mayor parte presentaron forma irregular. Los microplásticos representan un riesgo para los organismos que los ingieren, ya que se ha reportado que sirven como vectores de microorganismos patógenos y dispersores de sustancias químicas tóxicas.

Palabras clave: Área natural protegida, Arrecifes, Microplásticos, Playas arenosas.

ABSTRACT

Background. Plastic production has increased considerably in the last decades, with production during 2019 of 368 million tons, where a considerable amount is discarded into the environment, where it wears out and decomposes into microplastics. **Objectives.** Quantify and characterize the microplastics on the beaches of the area of influence of the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV). **Methods.** The present study sampled sand beaches on the coasts of Veracruz, more specifically in La Mancha, Chachalacas, Chalchihuecan, Antón Lizardo, and El Sendero, in the municipalities of Actopan, Úrsulo Galván, La Antigua and Alvarado, respectively. Plastic particles were obtained after drying and sieving the sand and were quantified and characterized by spectroscopy (FTIR) and electron microscopy (SEM). **Results.** A total of 180 plastic pieces (4.5 pieces /m²) were found in the zone of influence of the PNSAV. El Sendero and Chachalacas's beaches presented the most plastic pieces. Of the total number of particles in the system, 92.35% were irregularly shaped, and the rest were fibers, pellets, and films. Regarding the type and dominance of plastic polymers found on the beaches, the three primary materials were high and low-density polyethylene (26.67 and 27.22 %, respectively) and polypropylene (23.33 %). **Conclusions.** Microplastics were found on all the beaches analyzed, most of which were irregular in shape, representing a risk for organisms that ingest them since they serve as vectors of pathogenic microorganisms and dispersers of toxic chemicals.

Keywords: Natural protected area, Reefs, Microplastics, Sand beaches.

*Corresponding author:

Luis Alberto Peralta Peláez: e-mail: luis.pp@veracruz.tecnm.mx

To quote as:

Peralta-Peláez, L. A., C. Peña-Montes, L. Hermida-Castellanos, O. de J. Huerta-Quero, C. Hernández-Álvarez, I. A. Mejía-Estrella & B. Sulbarán-Rangel. 2023. Microplásticos en playas de la zona de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), México. *Hidrobiológica* 33 (2): 231-242.

DOI:10.24275/KHDD6042

INTRODUCCIÓN

En 2015, se publicó un estudio sobre la estimación de la contaminación por plástico de los océanos encontrándose que, en 2010 se introdujeron entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas métricas (Jambeck *et al.*, 2015). Posteriormente, en 2016 se estimó que entre 19 y 23 millones de toneladas, es decir el 11 % de los residuos plásticos generados en todo el mundo, se incorporaron en los ecosistemas acuáticos (de agua dulce y marinos) (Borrelle *et al.*, 2020). Estos hechos hacen evidente el impacto que tienen los residuos plásticos en el ambiente y la biodiversidad en los últimos años, los cuales van desde el cambio del paisaje, ya que se ha vuelto común verlos por doquier, hasta ser parte de los elementos físicos de distintos ecosistemas, trayendo como consecuencia la pérdida del valor estético (Hishan, 2023; Shruti *et al.*, 2021), escénico o ecosistémico. Inclusive, se ha registrado la incorporación de los plásticos en los organismos y últimamente, en la biodiversidad mediante la ingesta y exposición directa a ellos, o de manera indirecta por las sustancias químicas que se desprenden por la intemperización del plástico. Peña-Montes & Peralta-Peláez (2018) le llaman a dicha incorporación: “La plastificación de la biodiversidad”, esto se define como: “La incorporación de distintos polímeros plásticos de origen sintético que son depositados en el ambiente o algunos de sus derivados, producto de la intemperización de este, en los tejidos de los organismos”.

En México, algunos autores han reportado la presencia de residuos plásticos en playas. Piñón-Colin *et al.* (2018) investigaron la ocurrencia, distribución y caracterización de microplásticos en las playas de arena de la península de Baja California, México; sus resultados muestran que en dichas playas hay 135 ± 92 partículas/kg, siendo más abundante la forma de fibras (91 %) y los polímeros como el poliacrílico, la poliácridamida, el tereftalato de polietileno, los poliésteres y el nylon.

Retama *et al.* (2016) realizaron un estudio para contabilizar las fibras de microplásticos en las playas de las bahías de Huatulco, encontrando hasta 69 fibras por cada 30 g. Shruti *et al.* (2019) analizaron microplásticos en los sedimentos del río Atoyac en Puebla en 29 puntos, se encontraron valores de hasta $1\ 633 \pm 202.56$ partículas/kg en la parte baja del río, siendo el 51 % de las partículas de color y el 49 % blancas. Se obtuvieron películas (25.9 %), fragmentos (22 %) y fibras (14.8 %) indicando que toda la cuenca tiene presencia de microplásticos. Shruti *et al.* (2021) realizaron una revisión sobre estudios realizados en las costas del Golfo de México. Los autores encontraron que esta región del planeta es poco estudiada, aunque hay evidencia de la presencia de basura plástica en el Golfo de México desde la década de los 80 s, como lo mencionan Lecke-Mitchell & Keith-Mullin (1992). La mayoría de los estudios realizados en el Golfo de México han sido en el norte, en sitios pertenecientes a Estados Unidos y un 47 % examina la presencia de piezas de plástico en sedimentos (Shruti *et al.*, 2021). Estos mismos autores mencionan la necesidad de unificar las técnicas de detección y cuantificación para tener datos representativos. Narciso-Ortiz *et al.* (2020) realizaron estudios en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) tanto en playas como en la desembocadura del río Jamapa, encontrando micropartículas (rango de tamaño de 5 a 100 nm) en cada uno de los puntos de muestreo. Para el caso de los arrecifes, las micropartículas oscilaron entre 0.716 y 32 μm de tamaño, pero alcanzaron 0.83-784 μm en ríos.

Los arrecifes son de gran importancia debido a que albergan una amplia biodiversidad, la cual comprende un cuarto de la vida marina; además, contribuyen a la mitigación de los impactos que son provo-

cados por tormentas, huracanes y vientos del norte. Asimismo, los arrecifes mantienen la línea de costa relativamente estable, además de ser el principal productor de oxígeno y captan dióxido de carbono (SEMARNAT, 2017).

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) cuenta con una superficie de 65 516 hectáreas. El PNSAV está integrado por al menos 28 arrecifes, algunos de los cuales presentan lagunas arrecifales con pastos marinos, playas, bajos, islas o cayos (SEMARNAT, 2017). Está ubicado en la plataforma occidental del Golfo de México, dentro de la porción central del litoral veracruzano, frente a las costas de Veracruz, Boca del Río y Alvarado. Por lo tanto, es importante determinar la presencia de residuos plásticos en esta región. El presente trabajo se centró en la detección, cuantificación y caracterización de partículas de plástico presentes en las playas del área de influencia del PNSAV.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Se localiza en la zona costera central del estado de Veracruz, en el PNSAV, Golfo de México, México y comprende las playas La Mancha (Municipio de Actopan), Chachalacas (Municipio de Úrsulo Galván), Chalchihuecan (Municipio de La Antigua) y Antón Lizardo y Sendero (Municipio de Alvarado) (Fig. 1).

Muestreo: Los muestreos se realizaron en abril y noviembre de 2019, durante la pandemia por SARS-CoV-2 y en los meses de mayo y junio de 2021. En todos los sitios de muestreo se hizo un transecto de 100 m de longitud paralelo a la línea de marea más alta y que se localiza antes del primer cordón de dunas, donde se colocaron los cuadrantes. Se establecieron cinco cuadrantes de 1 m² cada uno, con una distancia entre ellos de 20 m (Fig. 2) (Enríquez-Hernández, 2003; Hidalgo-Ruz & Thiel, 2013). Dentro de cada cuadrante se recolectó el primer centímetro de arena, la cual se transportó en bolsas y se etiquetó con el número de cuadrante, nombre de la playa, fecha y coordenadas geográficas.

Separación de piezas plásticas: En el laboratorio, las muestras se colocaron en charolas y se secaron en un horno solar por una semana monitoreando la temperatura para que no excediera de 80°C, con el fin de evitar que los microplásticos puedan sufrir alguna transformación.

Cada muestra se pasó por una serie de tamices con distinta apertura de malla (710 μm , 500 μm , 355 μm y 150 μm) (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Las piezas (pz) de plástico se separaron en meso (> 0.6 mm) y microplásticos (< 0.5 mm), y posteriormente fueron caracterizadas por color y morfología. Los microplásticos (MP) con dimensiones entre 0.5 cm y 1 mm se retiraron manualmente y todos aquellos con un tamaño < 1 mm se colocaron en cajas Petri de vidrio para ser observados en el microscopio estereoscópico.

Las muestras que presentaron microplásticos en los tamices de 710 y 500 μm , se separaron y contaron manualmente. Los microplásticos se pudieron distinguir visualmente siguiendo los siguientes criterios: 1) no se ven estructuras celulares u orgánicas, 2) las fibras deben ser similarmente gruesas en toda su longitud y 3) las partículas deben estar presentes en varios colores. Fue necesaria una cuidadosa clasificación visual para separar los plásticos de otros materiales como los desechos orgánicos (fragmentos de conchas, partes de animales, algas secas o pastos marinos, entre otros) y otros (revestimientos de pintura, vidrio, etc.) (Fig. 3).

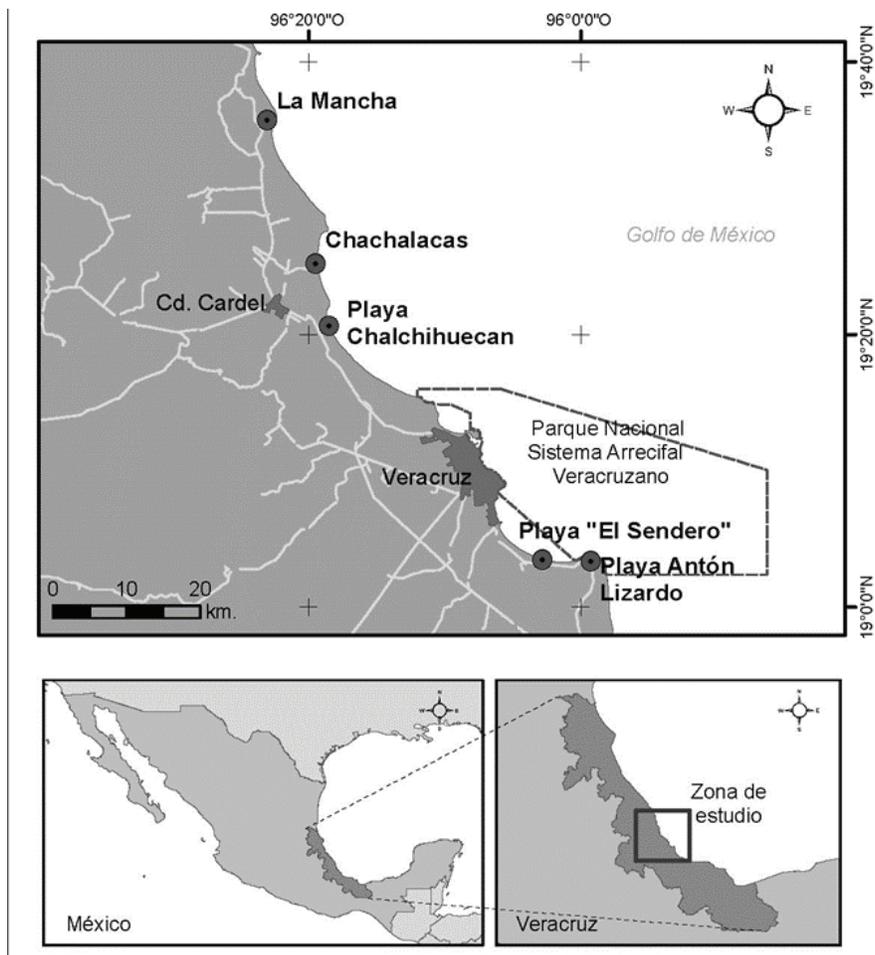


Figura 1. Área de estudio. Se indican en puntos negros las diferentes playas muestreadas en la zona de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV).

Cuantificación de piezas plásticas: Cada muestra fue observada y analizada con ayuda de un estereoscopio, donde se evaluó la presencia de microplásticos. Para el caso de las microfibras, con el fin de descartar falsos positivos (microalgas), se evaluó la presencia de extremos regulares, separaciones celulares y de un núcleo celular. Adicionalmente, cada contaminante plástico fue sumergido en ácido clorhídrico para descartar materia orgánica y residuos calcáreos y se analizaron nuevamente en el microscopio estereoscópico. Las muestras resultantes se analizaron por medio de la espectrometría infrarroja por transformación de Fourier (FTIR), la cual es una técnica no destructiva que se puede utilizar para la identificación rápida y directa del tipo de polímeros plásticos presentes en muestras. La técnica de espectroscopia mide la dispersión inelástica o dispersión Raman y se utiliza para muestras < 1 mm. Finalmente, se utilizó la técnica de microscopía electrónica de barrido de alta resolución (SEM) por sus siglas en inglés, para obtención de imágenes.

Caracterización de piezas plásticas: Para identificar la naturaleza química de los microplásticos, se utilizó FTIR. Los espectros resultantes se compararon con los espectros de los polímeros de referencia (es-

tándares) o con los existentes en las bases de datos de Open Access Spectral Database (<https://spectrabase.com/>). La presencia de material plástico en las playas se clasificó de acuerdo con la propuesta en Hanvey *et al.* (2017) (Tabla 1).

El equipo FTIR utilizado fue un espectrómetro Bruker modelo Alpha. La salida espectral se registró en modo de transmitancia y se adquirieron 16 escaneos en el rango de 400 a 400 cm^{-1} y una resolución de 4 cm^{-1} . Para la obtención de imágenes de las muestras de microplásticos se utilizó un microscopio electrónico de barrido (SEM) Tescan, modelo Mira 3 LMU. El análisis de las imágenes se realizó mediante el software Image-J 1.45 para determinar la forma, longitud y grosor de cada muestra de microplástico.

Análisis estadístico: Para la representación gráfica y el análisis estadístico de los resultados se utilizó el programa Graph Pad Prism 6.0 (USA), así como un análisis paramétrico de los cambios inducidos contra un valor de no cambio el cual será cero. Posteriormente se realizó una comparación de medias mediante la prueba de Análisis de Varianza (ANOVA).

Tabla 1. Tipología de plásticos por tamaño (Hanvey *et al.*, 2017; Frias & Nash, 2019).

Magnitud de rango	Terminología propuesta
> 100 mm	Megaplásticos
20-100 mm	Macroplásticos
5-20 mm	Mesoplásticos
1-5 mm	Microplásticos
1-1000 μm	Plásticos ultrafinos
< 1000 nm	Nanoplásticos

RESULTADOS

En las playas del PNSAV se encontró un total de 180 piezas plásticas, cuatro de ellas se registraron en playa de La Mancha, 39 en playa Chachalacas, 12 en playa Chalchihuecan, 46 en playa El Sendero y 79 en playón de Antón Lizardo. En general, se registró un promedio de 4.5 pz/m² (± 1.9 pz/m²) en el área de estudio, pero el promedio por localidad varió de manera importante. En Chalchihuecan se registraron 6 pz/m² (± 5.6 pz/m²), en Sendero 6 pz/m² (± 5.6 pz/m²), en Chachalacas 6.5 pz/m² (± 14.1 pz/m²), en Antón Lizardo 3.7 pz/m² (± 5.6 pz/m²), mientras que en La Mancha 1.3 pz/m² (± 0.0 pz/m²) (Fig. 4).

En todas las playas muestreadas se encontraron macroplásticos (basura), los cuales no fueron contabilizados. Con respecto al color de los microplásticos, el verde correspondió a 13.89 %, rojo 8.33 %, azul 14.44 %, amarillo 3.89 %, blanco 31.11 %, gris 2.22 %, negro 1.12 % y café 2.22 %. El 22.78 % careció de color (transparentes).

Se encontraron mesoplásticos cuyos tamaños fluctuaron entre playas (La Mancha, ≤ 2.5 cm; Chachalacas, 0.5-2.5 cm; Chalchihuecan,

0.6-1.2 cm; Antón Lizardo y Sendero, 0.4-8.0 cm). Estos diámetros corresponden principalmente a fragmentos de envases, taparrosas, restos de vasos desechables, plásticos en general, papel plastificado, unicolor y "pellets" (perlas o lágrimas de sirena), fibras, entre otros (Fig. 5).

Por otro lado, en el conteo directo al microscopio estereoscópico mediante luz polarizada se observaron microplásticos, los cuales se contabilizaron como piezas totales, encontrándose dos en La Mancha, 22 en Chachalacas, tres en Chalchihuecan, ocho en Sendero y 37 en Antón Lizardo. Estas piezas plásticas al ser vistas con luz polarizada se distinguen de otras como granos de arena y pequeños fragmentos de rocas, ya que son iridiscentes como se observa en la Figura 6.

Mediante FTIR se procesaron 180 piezas. En cuanto al tamaño, 72 correspondieron a microplásticos y 108 a mesoplásticos. Respecto a la forma, 92.35 % presentaron forma irregular, 4.12 % fueron fibras, 1.76 % "pellets" y 1.76 % películas. Respecto al tipo y dominancia de polímeros plásticos encontrados en las playas del PNSAV, el 26.67 % correspondieron a polietileno de alta densidad (HDPE), 23.33 % polipropileno (PP), 27.22 % polietileno de baja densidad (LDPE), 2.22 % cloruro de polivinilo (PVC), 0.56 % poliestireno, mientras que 20 % no se pudieron identificar. Al realizar las comparaciones múltiples con la prueba de Tukey no se encontraron diferencias significativas ($p = 0.99$).

En la Figura 7, el gráfico radial muestra el análisis de tres variables: cantidad, polímero y sitio de muestreo. Se observa que el polietileno de alta y baja densidad (HDPE y LDPE) se encuentra en mayor proporción en todos los sitios, seguido de polipropileno. En cuanto a sitio de muestreo, las playas de Antón Lizardo, El Sendero y Chachalacas tuvieron la mayor cantidad de piezas de plástico, siendo La Mancha y Chalchihuecan, las playas con menos piezas plásticas.

Las imágenes SEM mostraron intemperización de los microplásticos así como hendiduras, lo cual sugiere que se aumenta la superficie de contacto permitiendo que se puedan adherir algunos contaminantes (metales pesados, pesticidas) o incluso microorganismos (Fig. 8).

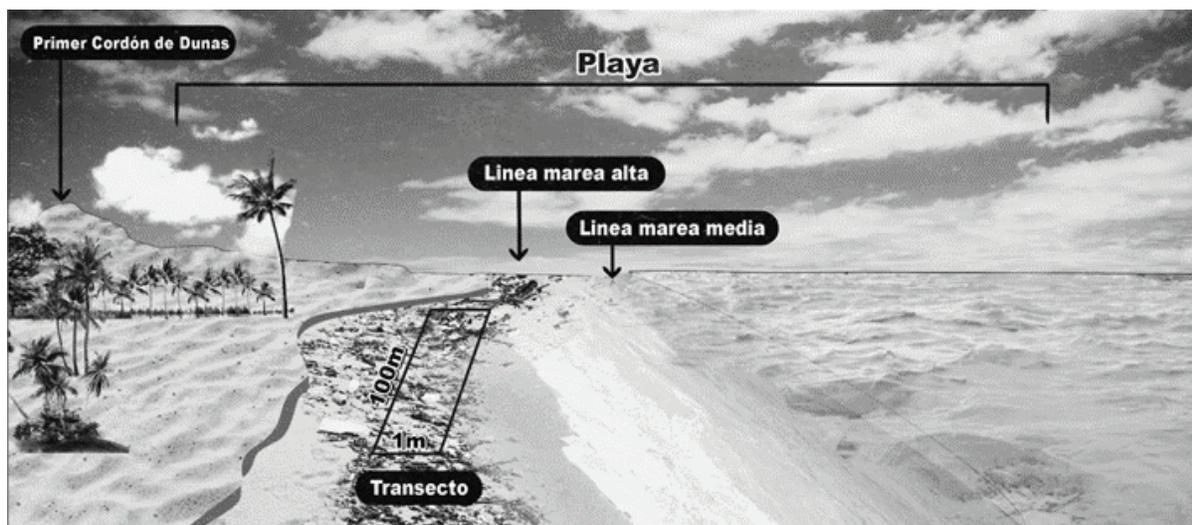


Figura 2. Representación esquemática de las zonas de muestreo en las playas arenosas.

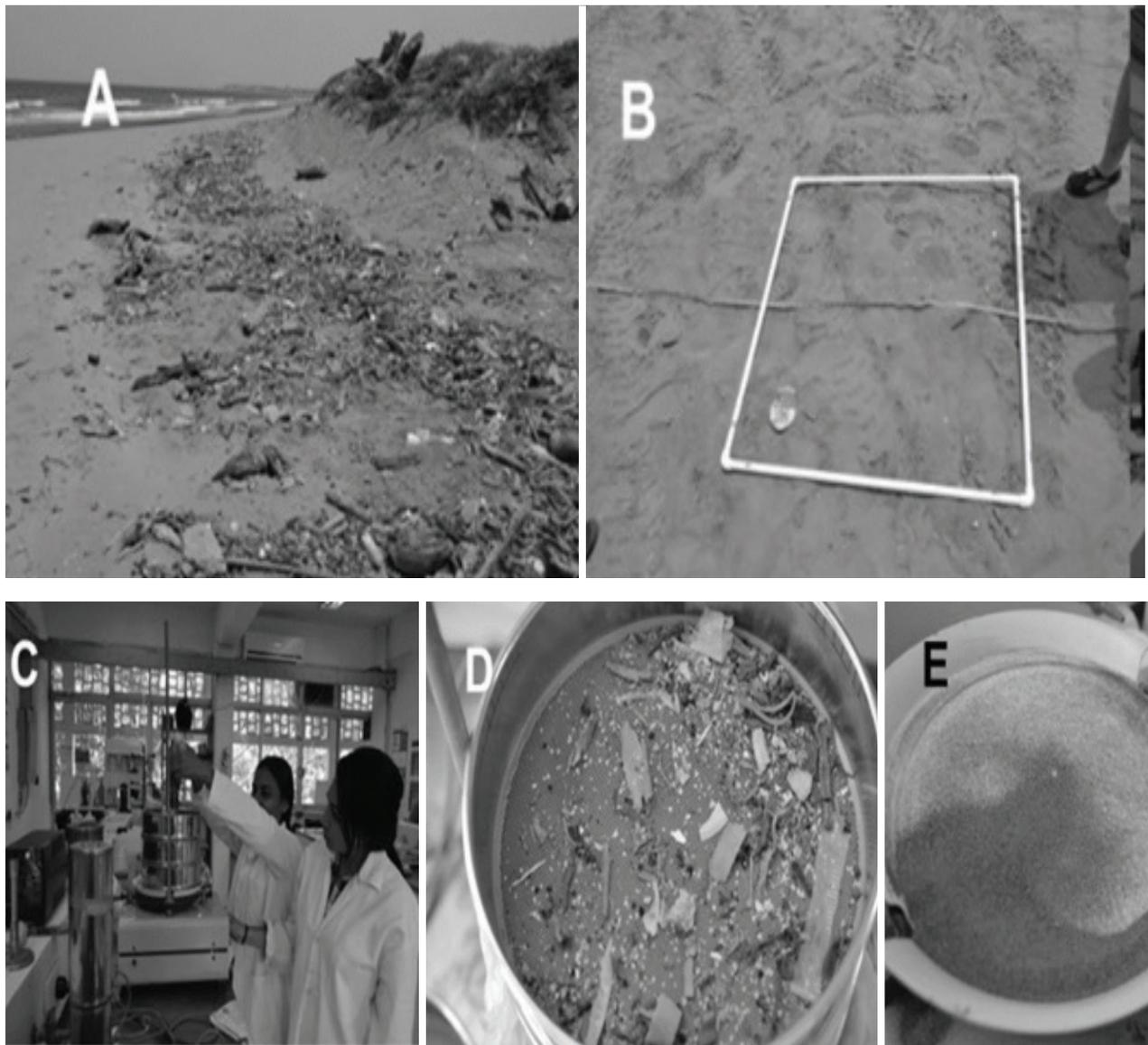


Figura 3. Secuencia de muestreo y observación de piezas de plástico en muestras de las playas arenosas de la región costera central del estado de Veracruz. A) Se observa uno de los sitios de muestreo, B) Toma de muestras, C) Procesamiento de muestras en el tamizador y D-E) presencia de mesoplásticos y microplásticos en el tamiz.

DISCUSIÓN

Se observó **la presencia de** macroplásticos en las playas de Chalchihuecan, El Sendero y Antón Lizardo, mientras que La Mancha y las dunas de Chachalacas no presentaron, aunque esto debe tratarse con cautela pues solo se hizo la cuantificación de microplásticos. En playa La Mancha se realizan actividades de limpieza por formar parte del área natural protegida del Instituto de Ecología A.C. En el caso de las playas de Chalchihuecan, El Sendero y Antón Lizardo, se sabe que reciben la influencia de los ríos La Antigua y Jamapa lo cual, de acuerdo con Wessel *et al.* (2016) y Peralta-Pelaez *et al.* (2022) representan el principal aporte de piezas de plásticos a las zonas costeras, lo que puede explicar la mayor presencia de mesoplásticos y microplásticos en estas playas.

Benavente-Talavera (2021) en playas de Perú, muestran un promedio de 1 382 a 599 partículas/m². En la Tabla 2 resumimos los trabajos realizados en el Golfo de México, incluyendo el presente estudio con fines comparativos. En cuanto al estado de Veracruz, en dicha tabla se observa que en la zona norte del estado hay una mayor cantidad de microplásticos (Tuxpan y Tecolutla), siendo la playa de Tecolutla donde se encuentra la mayor cantidad, en su mayoría fibras. Se ha reportado que las descargas de zonas urbanizadas tienen un alto contenido de fibras debido a las aguas residuales de lavandería de ropa sintética (Borges-Ramírez *et al.*, 2019). Una posible causa de la presencia de fibras en el norte del estado puede deberse a la descarga principalmente de los ríos Tecolutla y Cazones, los cuales arrastran residuos de zonas industriales, agrícolas y urbanas (Flores-Cortés & Armstrong-Altrin, 2022). Por otro lado, en la

región central del estado, específicamente en la zona de influencia el PNSAV, observamos que los resultados obtenidos están en concordancia con los obtenidos por otros autores en sedimentos arenosos, donde se reportan 5.8 pz/m², encontrándose en mayor abundancia plásticos rígidos irregulares, pertenecientes a microplásticos secundarios (Narciso-Ortiz *et al.*, 2020; Peralta-Peláez *et al.*, 2022). Es importante resaltar que, aunque la región del PNSAV recibe la influencia de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río-Medellín-Alvarado, la presencia de fibras es baja con respecto a lo reportado en el norte del estado en Tecolutla (Flores-Cortés & Armstrong-Altrin, 2022). Por lo tanto, es necesario realizar estudios de presencia de microplásticos en agua de mar, además de arrecifes y manglares, los cuales pueden proveer el servicio ambiental de retención de piezas de plástico.

Las abundancias de microplásticos encontradas en playas del norte del Golfo de México son preocupantes por el impacto negativo que pueden tener para la incubación de las tortugas marinas y la biodiversidad de la zona (Wessel *et al.*, 2016; Beckwith & Fuentes, 2018). Además, se han reportado concentraciones totales de MP en la columna de agua en el norte del Golfo de México que fluctúan de 4.8 a 18.4 partículas/m³ y que, por su tamaño, pueden ser “confundidos” con zooplancton e ingeridos por los depredadores, pasando así a la cadena trófica (Di Mauro *et al.*, 2017). Considerando lo anterior, los valores que se reportan en la Tabla 2 deben ser considerados de igual manera como preocupantes.

Con respecto a la caracterización química encontrada, destaca la presencia de polipropileno, así como polietileno de alta y de baja densidad (Fig. 8). Estos resultados están de acuerdo con los estudios reportados por otros autores en el Golfo de México, específicamente en México (Tabla 2).

Se pueden identificar tres causas por las que estos polímeros se encuentran en mayor abundancia: el nivel de producción, la densidad y el origen. En cuanto a la producción, estos polímeros son los que se producen mayormente a nivel mundial (64 %) para la generación de plásticos de un solo uso (Europe Plastics, 2022). Adicionalmente, el tereftalato de polietileno y policloruro de vinilo también son polímeros que se producen en grandes cantidades (Europe Plastics, 2022); sin embargo, el PET no es el polímero más encontrado en el medio ambiente, pero si es el más abundante en seres humanos (Leslie *et al.*, 2022). En este trabajo se encontró PET en baja cantidad por lo que la densidad es el otro factor importante. El PET tiene una densidad mayor (1.37 a 1.38 g/mL), al igual que el PVC con 1.10 a 1.47 g/mL o algunos otros como el policarbonato o nylon con 1.15 a 1.22 g/mL. Los plásticos menos densos se pueden mantener en la superficie o en la columna de agua de mar y son transportados con mayor facilidad por las corrientes marinas, o quedan atrapados en la materia flotante y terminan por depositarse en los sedimentos costeros como las playas; en contraste, los más densos se pueden acumular en los sedimentos del fondo marino. En cuanto al origen, la mayoría de los poliésteres provienen del desprendimiento de prendas de vestir al momento de lavarlas, lo que implica que llegan al mar en forma de microplásticos pequeños, que al tener una superficie de contacto menor ocasionan que se vayan al fondo marino a diferencia del polipropileno y el polietileno que provienen de un macrolástico transformado en mesoplásticos y posteriormente, a microplásticos grandes y/o pequeños que cuentan con mayor superficie de contacto para flotar y mayor posibilidad para ser identificados en los distintos ambientes de playa.

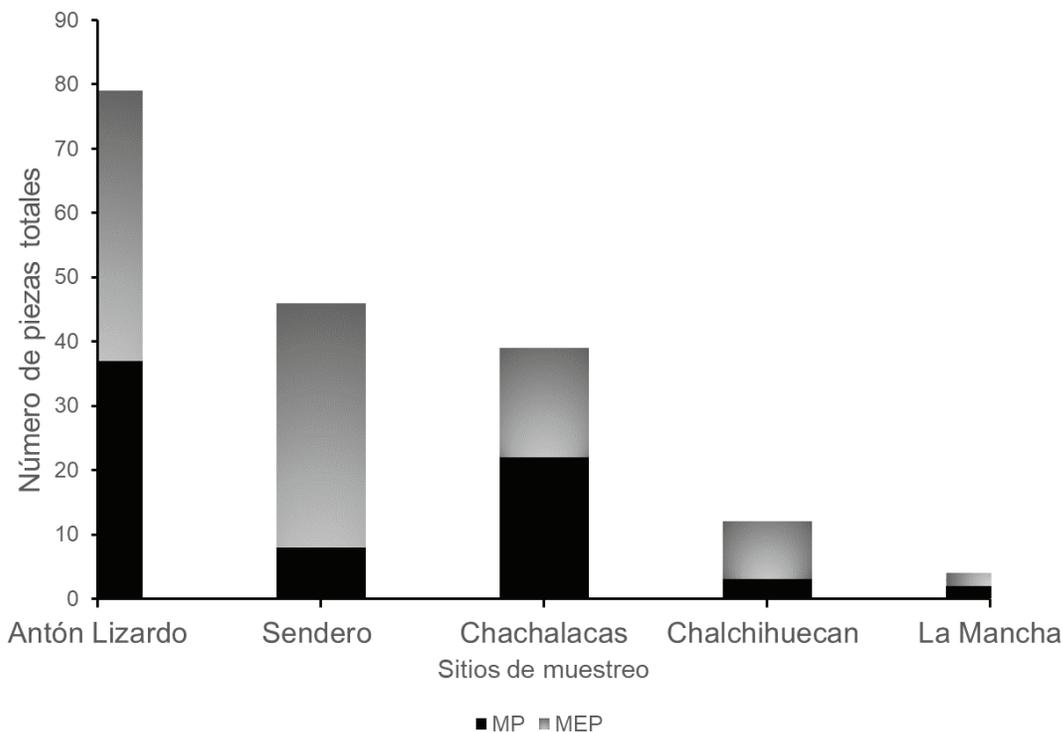


Figura 4. Número de piezas totales de plástico encontradas en las playas muestreadas. Mesoplásticos (negro), Microplásticos (gris).

Tabla 2. Presencia de microplásticos en arena en el Golfo de México.

Región	Sitios de muestreo	Año	Cantidad de piezas de plástico	Forma más abundante	Polímero más abundante	Referencia
Mobile Bay, USA	Siete sitios del estuario	2014	2-117 pz/m ²	Plástico rígido irregular	PE y PP	Wessel <i>et al.</i> (2016)
Región costera del sureste de USA	16 playas entre Carolina del Norte y Texas, y dos en las Islas Vírgenes de USA	2013	43-443 pz/kg	Fibras	PET	Yu <i>et al.</i> (2018)
Norte del golfo de México, Unidad de recuperación de tortugas, Florida	10 playas donde anidan tortugas	2017	2.7-16 pz/m ²	Plástico rígido irregular	NR	Beckwith & Fuentes (2018)
Campeche	Muelle 7 agosto API Hotel del Mar Auto Sur Termoeléctrica	2016-2017	76-472 pz/m ²	Fibras	PET	Borges-Ramírez <i>et al.</i> (2019)
USA (Texas Florida)	Playa Bonita Bahías de Galveston y Lavaca Matagorda Cox Creek	2018-2019	377-1 pz/10m	“pellets” de plástico de preproducción	NR	Tunnell <i>et al.</i> (2020)
Mississippi Alabama Louisiana)	Puerto de Veracruz, Boca del Río, Isla Mujeres, Cancún, Playa del Carmen, Felipe Carrillo Puerto, Mahahual					
México (Veracruz, Quintana Roo, Yucatán)	Progreso					
Tamaulipas Veracruz	Miramar Tamiagua	2018	123-17 pz/m ²	Plástico rígido irregular	PE, PP y PS	Álvarez-Zeferino <i>et al.</i> (2020)
Tabasco Campeche, Yucatán	Tuxpan Tecolutla Chachalacas Sontecomapan Caracol Brujas Acapulquito					
Mississippi Costa del Golfo	Progreso Sedimentos de marismas de estuarios de los ríos Pascagoula, Jourdan y Pearl Rivers	2019	1-104 pz/100 g	Fibras	NR	Weitzel <i>et al.</i> (2021)
Tecolutla	Playa de Tecolutla	2021	181 pz/75 g	Fibras	NR	Flores-Cortés & Armstrong-Altrín (2022)
Tecolutla	Estuario	2016-2017	121 pz/Kg	Fibras	PES, PA, NY	Sánchez-Hernández <i>et al.</i> (2021)
Tuxpan	Playa Tuxpan	2017	73.2 pz/m ²	Plástico rígido irregular	PE, PP, PS	Rosado-Piña <i>et al.</i> (2018)
PNSAV	Playas de Veracruz-Boca del Río	2018	5.8 pz/m ²	Plástico rígido irregular	NR	Narciso-Ortiz <i>et al.</i> (2020)
Zona de influencia del PNSAV	La Mancha Chachalacas Chalchihuecan El Sendero	2019 2021	6.5-1.3 pz/m ²	Plástico rígido irregular	LDPE, HDPE, PP	Este estudio

HDPE-polietileno de alta densidad. LDPE-polietileno de baja densidad. NR-no reportado, PA-poliamida, PE- polietileno, PES-polyester, PET-tereftalato de polietileno, PP-polipropileno, PS-poliestireno, NY-nylon.

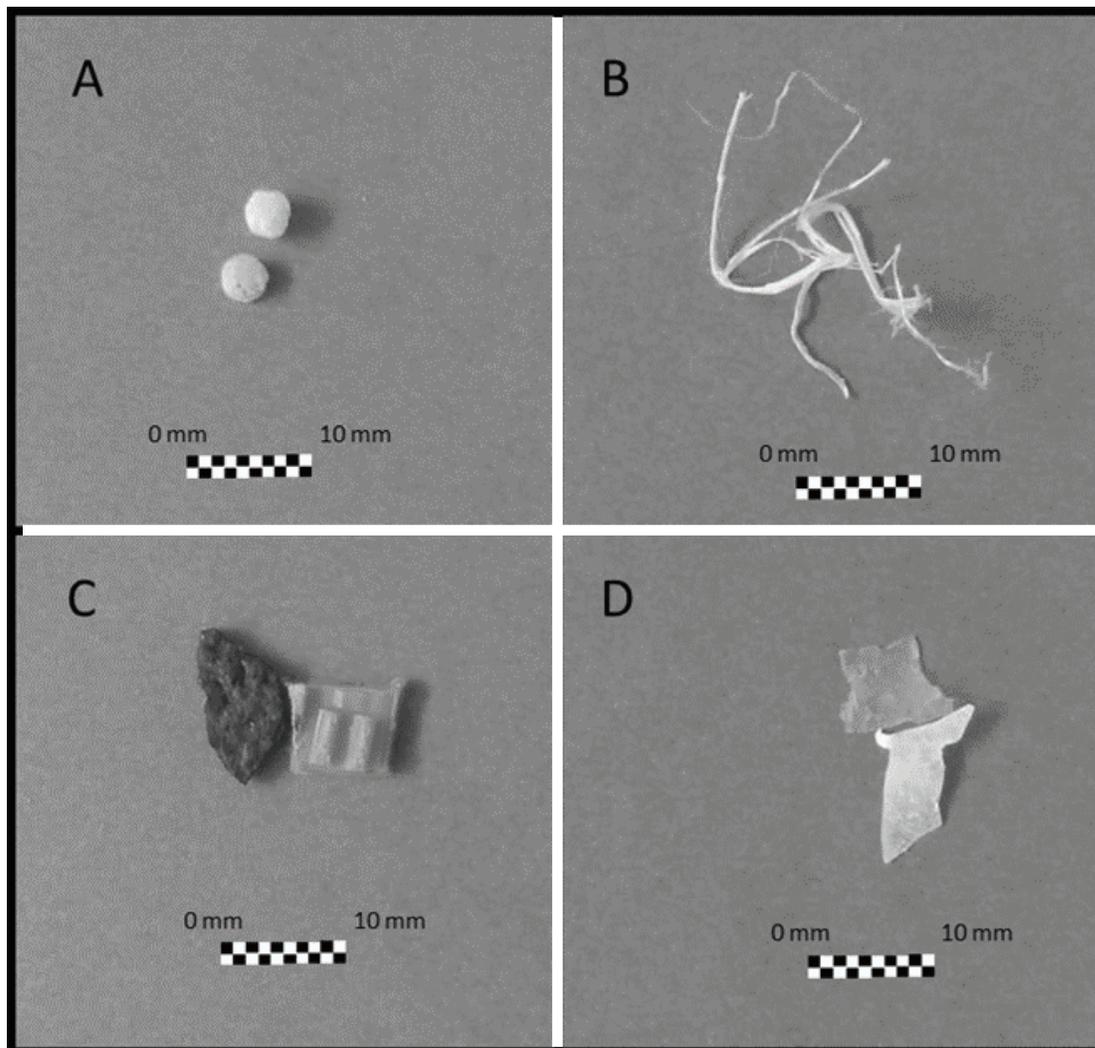


Figura 5. Dimensión de piezas plásticas encontradas en las muestras de arena de playas. (A) Perlas o Nurdels, (B) Fibras, (C) Fragmentos de mesoplásticos y (D) Films o Películas plásticas.

Los microplásticos encontrados son secundarios, estos al ser intemperados sufren desgaste en su superficie lo que genera diferentes espacios como surcos, perforaciones o rugosidades que incrementan la superficie de contacto de las piezas de plástico (Fig. 7a) y favorecen la adhesión de microorganismos que se encuentran en el entorno (Fig. 7b). Estas partículas, por sus características físicas y su capacidad de transportación por las corrientes marinas, pueden fungir como vectores de dispersión para distintos contaminantes y patógenos que podrían afectar a diferentes tipos de organismos como los corales (Carbery *et al.*, 2018)

Por lo tanto, las piezas de plástico constituyen hábitats relativamente estables, un nicho ecológico emergente para bacterias y al mismo tiempo crean biopelículas que podrían afectar las propiedades físicas y químicas del plástico y aumentar aún más, la adsorción de contaminantes químicos. Adicionalmente, dado que se pueden transportar por medio de

las corrientes, pueden llegar a otros sitios en el mundo (Zbyszewski *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2017; Altieri-Redondo, 2020; Liu *et al.*, 2021); si a esto se le suma que la intemperización que genera grietas en las superficies de los plásticos degradados proporcionan muchas superficies ásperas que brindan sitios de unión fácilmente disponibles para los organismos marinos en las regiones del estudio (Fig. 8).

Se detectó la presencia de meso- y microplásticos en la zona emergida de las playas de la zona de influencia del PNSAV, los cuales pueden representar un problema no solo para la fauna y flora marina, sino también para la biodiversidad de playas y dunas; así como para la salud humana por la posible ingesta de especies de consumo humano de esa zona. La mayor parte de los microplásticos encontrados son de forma irregular, lo cual representa un riesgo, ya que como se observó, estas piezas sirven como vectores de dispersión de otros contaminantes y microorganismos.

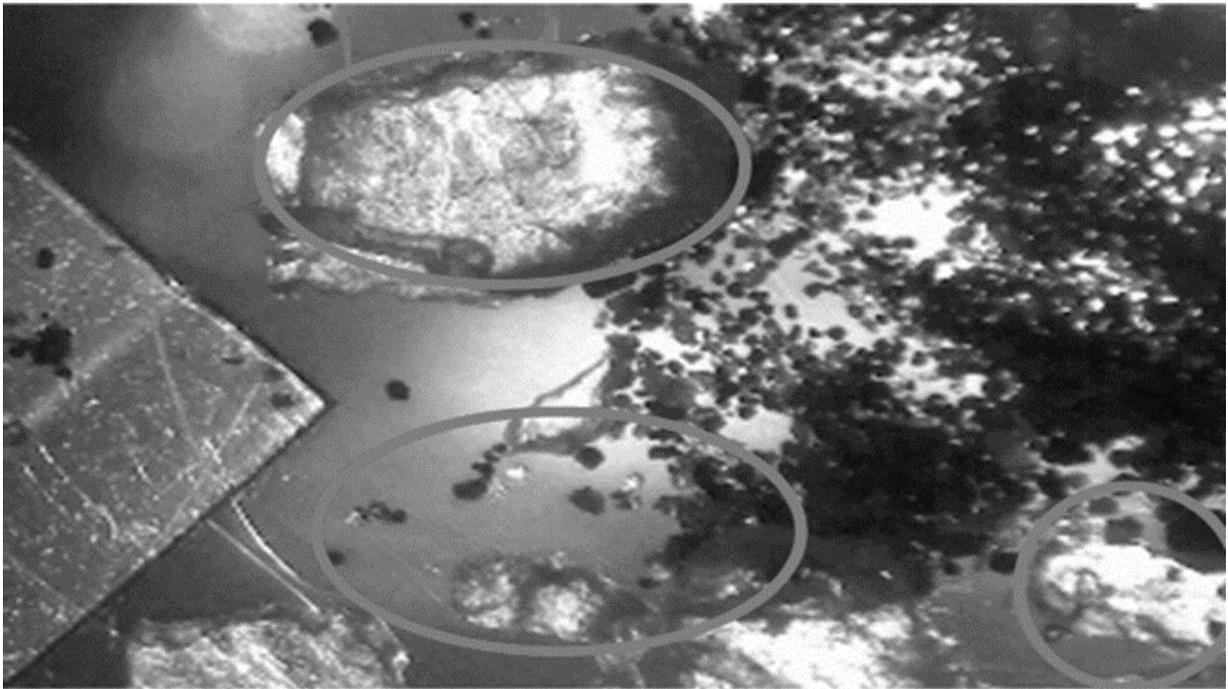


Figura 6. Fotografía de microplásticos con luz polarizada. *Círculos* encierran microplásticos iridiscentes.

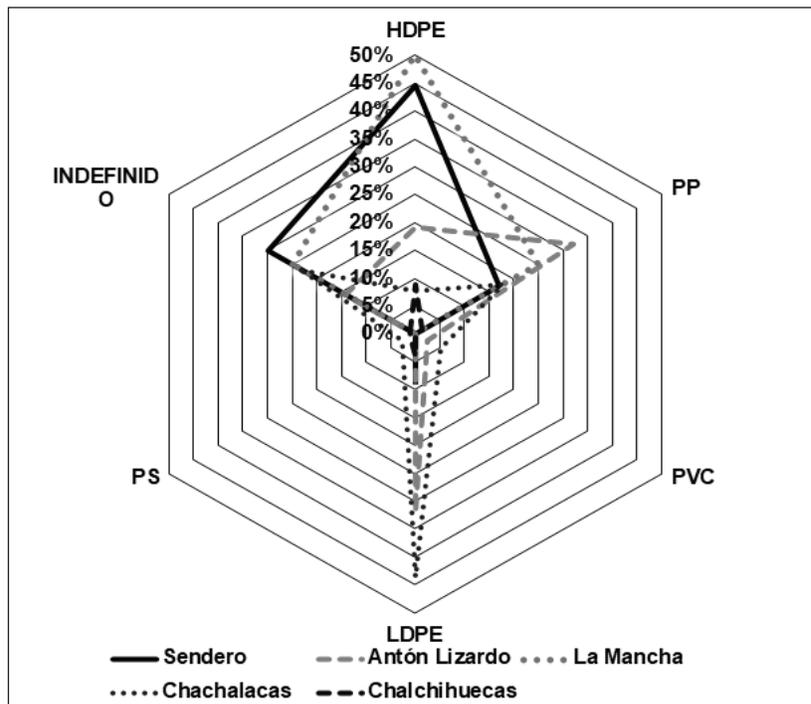


Figura 7. Caracterización química de los polímeros encontrados en las playas de la zona de estudio. Destaca la proporción de polietileno de baja y alta densidad.

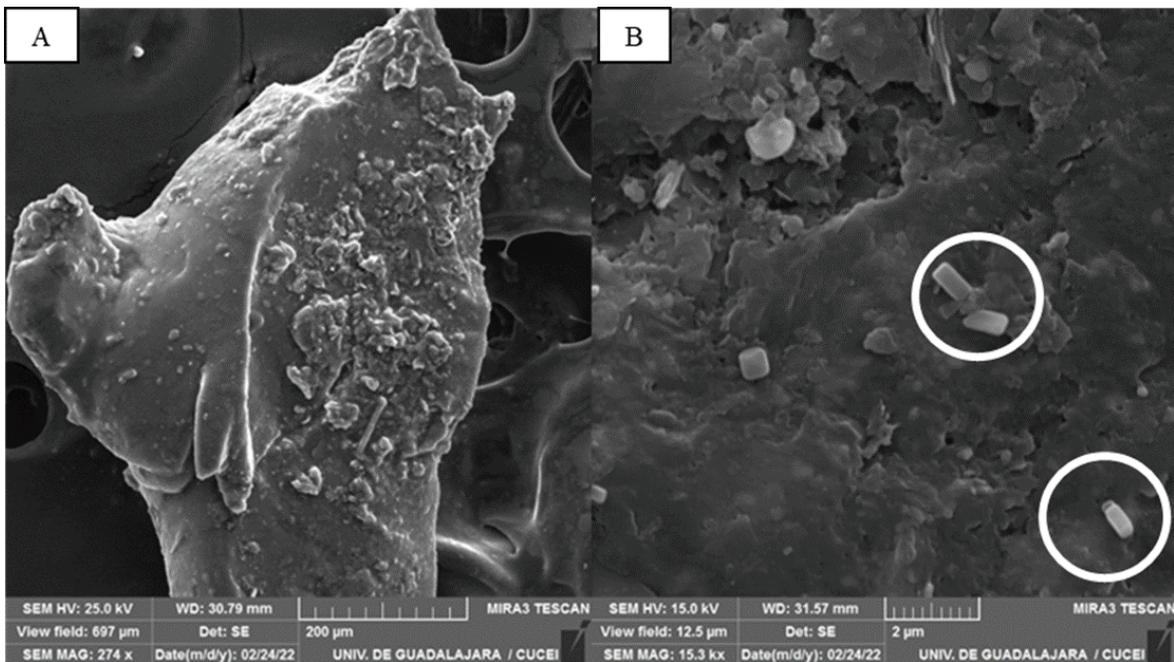


Figura 8. Micrografía electrónica (274x, A; 15.3x, B) de un microplástico menor de 1 mm. (A) Se visualizan rasgos de intemperización (rugosidad, deformaciones). (B) Se distinguen hendidas o cavidades donde se pueden adherir posibles contaminantes y bacterias, las cuales se observan encerradas en círculos blancos.

El presente estudio aporta nuevos conocimientos sobre la contaminación por plásticos de las playas de la zona de influencia del PNSAV, los cuales pueden utilizarse para obtener datos cruciales para la gestión de estos residuos plásticos en esta región. Sin embargo, se requiere realizar un mayor número de estudios tanto en la zona emergente de la playa como en otros ambientes marino-costeros del PNSAV. Además, se necesitan protocolos normalizados de vigilancia de macro, meso y microplásticos para establecer la línea base de referencia, que permitan hacer comparables los resultados en todos los ambientes que se muestren y vigilar la contaminación no sólo de las costas de la zona de influencia del PNSAV, sino también en todo el país.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por las becas de Maestría otorgadas a CHA (990771) y LHC (1090175). Al Tecnológico Nacional de México por los proyectos financiados con claves 8343.20-P y 11012.21-P. Los autores agradecen a Ivania Aguilar López y Roberto C. Monroy Ibarra por la elaboración de los mapas así mismo agradecemos a los revisores y al editor por su observaciones y comentarios que permitieron mejorar el texto.

REFERENCIAS

ALTIERI-REDONDO, L. 2020. Microplásticos como vectores de transmisión de bacterias resistentes a antibióticos en sistemas acuáticos. Tesis de Maestría en Hidrología y Gestión de Recursos Hídricos. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, España.

BECKWITH, V. K. & M. M. FUENTES. 2018. Microplastic at nesting grounds used by the northern Gulf of Mexico loggerhead recovery unit. *Marine Pollution Bulletin* 131: 32-37. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.04.001

BENAVENTE-TALAVERA, V. R. 2021. Determinación de la presencia de microplásticos en nueve playas de Camaná-Arequipa-Perú y Programa de Sensibilización. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Industrial. Facultad de Ciencias e Ingenierías Físicas y Formales, Universidad Católica de Santa María, Perú. 123 p.

BORGES-RAMÍREZ, M. M., R. DZUL-CAAMAL & J. RENDÓN-VON OSTEN. 2019. Occurrence and seasonal distribution of microplastics and phthalates in sediments from the urban channel of the Ria and coast of Campeche, Mexico. *Science of The Total Environment* 672: 97-105. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.472

BORRELLE, S. B., J. RINGMA, K. L. LAW, C. C. MONNAHAN, L. LEBRETON, A. MCGIVERN, E. MURPHY, J. JAMBECK, G. H. LEONARD, M. A. HILLEARY, M. ERIKSEN, H. P. POSSINGHAM, H. DE FROND, L. G. GERBER, B. POLIDORO, A. TAHIR, M. BERNARD, N. MALLIOS, M. BARNES & C. M. ROCHMAN. 2020. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science* 369 (6510): 1515-1518. DOI: 10.1126/science.aba3656

CARBERRY, M., W. O'CONNOR & T. PALANISAMI. 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International* 115: 400-409. DOI: 10.1016/j.envint.2018.03.007.

DI MAURO, R., M. J. KUPCHIK & M. C. BENFIELD. 2017. Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf water of the northern Gulf of

- Mexico. *Environmental Pollution* 230: 789-809. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.07.030
- ENRÍQUEZ-HERNÁNDEZ, G. 2003. Criterios para evaluar la aptitud recreativa de las playas en México: una propuesta metodológica. *Gaceta Ecológica* 68: 55-68.
- EUROPE PLASTICS. 2022. Plastics—the facts 2022. *PlasticEurope* 1: 1-81.
- Flores-Cortés, M. & J. S. Armstrong-Altrin. 2022. Textural characteristics and abundance of microplastics in Tecolutla beach sediments, Gulf of Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment* 194 (10): 752. DOI: 10.1007/s10661-022-10447-4
- FRIAS, J. P. G. L & R. NASH. 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin* 138: 145-147. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.022
- HANVEY, J. S., P. J. LEWIS, J. L. LAVERS, N. D. CROSBIE, K. POZO & B. O. CLARKE. 2017. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Analytical Methods* 9 (9): 1369-1383. DOI: 10.1039/C6AY02707E
- HIDALGO-RUZ, V. & M. THIEL. 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research* 87-88: 12-18. DOI: 10.1016/j.marenvres.2013.02.015
- HIDALGO-RUZ, V., L. GUTOW, R. C. THOMPSON & M. THIEL. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology* 46 (6): 3060-3075. DOI: 10.1021/es2031505
- HISHAN, S. S. 2023. Changing landscape of plastic waste management in India. In: Crowther, D. & F. Quoquab (eds.). *Socially Responsible Plastic: Is This Possible?* Emerald Publishing Limited, Bingley, pp. 105-119. DOI: 10.1108/S2043-052320230000019007
- JAMBECK, J. R., R. GEYER, C. WILCOX, T. R. SIEGLER, M. PERRYMAN, A. ANDRADY & K. L. LAW. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347 (6223): 768-771. DOI: 10.1126/science.1260352
- LECKE-MITCHELL, K. M. & K. MULLIN. 1992. Distribution and abundance of large floating plastic in the north-central Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 24 (12): 598-601. DOI: 10.1016/0025-326X(92)90279-F
- LESLIE, H. A., M. J. VAN VELZEN, S. H. BRANDSMA, A. D. VETHAAK, J. J. GARCIA-VALLEJO & M. H. LAMOREE. 2022. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International* 163: 107199. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107199
- Liu, S., J. Shi, J. Wang, Y. Dai, H. Li, J. Li, X. Liu, X. Chen, X. Wang & P. Zhang. 2021. Interactions between microplastics and heavy metals in aquatic environments: a review. *Frontiers in Microbiology* 12: 730. DOI: 10.3389/fmicb.2021.652520
- NARCISO-ORTIZ, L., A. COREÑO-ALONSO, D. MENDOZA-OLIVARES, C. A. LUCHO-CONSTANTINO & M. A. LIZARDI-JIMÉNEZ. 2020. Baseline for plastic and hydrocarbon pollution of rivers, reefs, and sediment on beaches in Veracruz State, México, and a proposal for bioremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 27 (18): 23035-23047. DOI: 10.1007/s11356-020-08831-z
- PEÑA-MONTES, C. & L. A. PERALTA-PELÁEZ. 2018. Plástificación de la biodiversidad. In: Ávila-Akerberg, V. & T. González Martínez. *Biodiversidad, servicios ecosistémicos y los objetivos del desarrollo sostenible en México*. Universidad Autónoma del Estado de México y Servicio Alemán de Intercambio Académico, pp.191-209.
- PERALTA-PELÁEZ, L. A., J. SANTANDER-MONSALVO, O. O. RIVERA-GARIBAY & O. GARELLI-RÍOS. 2022. Amenaza plástica: un problema en las costas veracruzanas. *Greenpeace México*, 44 p.
- PIÑÓN-COLIN, T., R. RODRIGUEZ-JIMENEZ, M. A. PASTRANA-CORRAL, E. ROGEL-HERNANDEZ & F. T. WAKIDA. 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 131: 63-71. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.055
- RETAMA, I., M. P. JONATHAN, V. C. SHRUTI, S. VELUMANI, S. K. SARKAR, D. R. PRIYADARSI & P. F. RODRÍGUEZ-ESPINOSA. 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 113 (1-2): 530-535. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.053
- ROSADO-PIÑA, V. L., N. MENDOZA-MUÑOZ, A. VÁZQUEZ-MORILLAS, J. C. ÁLVAREZ-ZEFERINO, M. BELTRÁN-VILLAVICENCIO & S. OJEDA-BENÍTEZ. 2018. Caracterización de microplásticos y muestreo de residuos sólidos urbanos de la playa de Tuxpan, Veracruz. *Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos* 11 (1): 64-72.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, L. J., P. RAMÍREZ-ROMERO, F. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, V. H. RAMOS-SÁNCHEZ, R. A. MÁRQUEZ MONTES, H. ROMERO-PAREDES RUBIO, S. B. SUJITHA & M. P. JONATHAN. 2021. Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere* 277: 130261. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130261
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2017. El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV). Disponible en línea en: <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/sistema-arrecifal-veracruzano-y-el-desarrollo-sustentable?idiom=es> (consultado el 19 noviembre, 2022)
- SHRUTI, V. C., M. P. JONATHAN, P. F. RODRIGUEZ-ESPINOSA & F. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ. 2019. Microplastics in freshwater sediments of Atoyac river basin, Puebla City, Mexico. *Science of The Total Environment* 654: 154-163. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.054
- SHRUTI, V. C., F. PÉREZ-GUEVARA & G. KUTRALAM-MUNIASAMY. 2021. The current state of microplastic pollution in the world's largest gulf and its future directions. *Environmental Pollution* 291: 118142. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118142
- TUNNELL, J. W., K. H. DUNNING, L. P. SCHEEF & K. M. SWANSON. 2020. Measuring plastic pellet (nurdle) abundance on shorelines throughout the Gulf of Mexico using citizen scientists: Establishing a platform for policy-relevant research. *Marine Pollution Bulletin* 151: 110794. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110794
- WANG, Z. M., J. WAGNER, S. GHOSAL, G. BEDI & S. WAL. 2017. SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of the Total Environment*, 603, 616-626. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.047

- WEITZEL, S. L., J. M. FEURA, S. A., RUSH, R. B. IGLAY & M. S. WOODREY. 2021. Availability and assessment of microplastic ingestion by marsh birds in Mississippi Gulf Coast tidal marshes. *Marine Pollution Bulletin* 166: 112187. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112187
- WESSEL, C., G. R. LOCKRIDGE, D. BATTISTE & J. CEBRIAN. 2016. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 109 (1): 178-183. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.002
- YU, X., S. LADEWIG, S. BAO, C. A. TOLINE, S. WHITMIRE, & A. T. CHOW. 2018. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. *Science of the Total Environment*, 613, 298-305. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.100
- ZBYSZEWSKI, M., P. L. CORCORAN & A. HOCKIN. 2014. Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. *Journal of Great Lakes Research* 40 (2): 288-299. DOI: 10.1016/j.jglr.2014.02.012