



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**RECONSTRUCCIÓN TEMPORAL DE LA CONCENTRACIÓN DE
MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA ESTERO DE
URÍAS, SINALOA.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

PRESENTA:

ING. DIANA LAURA LÓPEZ CUEVAS

TUTORA PRINCIPAL:

DRA. ANA CAROLINA RUIZ FERNÁNDEZ

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. JORGE FELICIANO ONTIVEROS CUADRAS

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Procesos
Oceánicos y Costeros, UNAM

DRA. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

DRA. MARIANA VELLOSA CAPPARELLI

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Estación El
Carmen, UNAM

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

ASESORA EXTERNA:

DRA. GLADYS VALENCIA CASTAÑEDA

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

MAZATLÁN, SINALOA, MX., MAYO, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**RECONSTRUCCIÓN TEMPORAL DE LA CONCENTRACIÓN DE
MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA ESTERO DE
URÍAS, SINALOA.**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

PRESENTA:

ING. DIANA LAURA LÓPEZ CUEVAS

TUTORA PRINCIPAL:

DRA. ANA CAROLINA RUIZ FERNÁNDEZ

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. JORGE FELICIANO ONTIVEROS CUADRAS

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Procesos
Oceánicos y Costeros, UNAM

DRA. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

DRA. MARIANA VELLOSA CAPPARELLI

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Estación El
Carmen, UNAM

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

ASESORA EXTERNA:

DRA. GLADYS VALENCIA CASTAÑEDA

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

MAZATLÁN, SINALOA, MX., MAYO, 2023

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por darme las herramientas para desarrollar mi proyecto de investigación. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo financiero brindado durante mis estudios de posgrado, con número de registro CVU 1106226.

Este trabajo se desarrolló en el laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología, de la Unidad Académica Mazatlán, del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, gracias al apoyo de los proyectos “Coordinated Research Project IAEA-K41019 Applied Radioecological Tracers to Assess Coastal and Marine Ecosystem Health” (Contract 23425 IAEA-UNAM Temporal Trends of Microplastic Accumulation in Marine Ecosystems of Mexico) y “Fortalecimiento de las Capacidades en los Medios Marinos y Costeros mediante Técnicas Nucleares e Isotópicas” (OIEA-RLA7025), bajo la responsabilidad técnica de la Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández.

A mi directora de tesis, la Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández, por sus enseñanzas, dedicación y asesoría durante la realización de esta tesis. Gracias por siempre estar al pendiente de mis avances y recordarme que el aprendizaje es un proceso constante.

A los miembros de mi comité tutor, Dr. Jorge Feliciano Ontiveros Cuadras, Dra. Magdalena Elizabeth Bergés Tiznado, Dra. Mariana Velloso Capparelli, Dr. Federico Páez Osuna y Dra. Gladys Valencia Castañeda, por siempre mostrarse amables conmigo y por dedicar su tiempo para enriquecer este trabajo.

A la M. en C. Libia Hascibe Pérez Bernal por su guía y apoyo durante la elaboración de los análisis en el laboratorio. Le agradezco mucho su calidez, sus consejos y su atención.

Al Dr. José Roberto Rivera Hernández, Dra. Rosalba Alonso Rodríguez y al M. en C. Jorge Gerardo Pichardo Velarde, por compartirme de sus conocimientos y ayudarme a desarrollar los análisis de este proyecto.

A mis compañeros de laboratorio Melisa, Jahir, Sonia, Perla y Johanna, muchas gracias por su amistad. Gracias por cada consejo y cada palabra de aliento, me llevo todas las experiencias juntos en el corazón.

Dedicatoria

A Dios, por guiarme y colocar a las personas correctas en mi camino para darme fuerza y hacerme sentir valiosa y amada.

A mi mamá Elfe, quien ha sabido formarme con valores, ternura y bondad. Gracias por todo tu apoyo, paciencia, confianza y amor. Gracias por bendecirme cada que salía de casa y por siempre recibirme con un saludo afectuoso cuando regresaba. Gracias por siempre echarme porras y hacerme sentir capaz. Gracias por darme la libertad de soñar en grande y por creer en que puedo marcar la diferencia y, sobre todo, gracias por ser mi más grande ejemplo de fortaleza.

A mi papá Miguel Ángel, por siempre apoyar mis decisiones e impulsarme a seguir preparándome. Gracias por acompañarme en este proceso de altas y bajas, por ayudarme y por siempre aplaudir mis logros.

A mis hermanas Michelle y Karen, por creer en mí y en mis sueños. Gracias por apoyarme en cada paso que doy, por cada sonrisa, por cada palabra de ánimo, por escucharme y por su amor incondicional. Gracias por siempre estar para mí.

A mi sobrino Mauro, gracias por llenarme de alegrías y darme la energía suficiente para continuar.

A Juan Pedro, mi gran apoyo, mi confidente, mi inspiración, mi paz, mi novio. Gracias por creer en mí y repetirme lo valiente e inteligente que soy. Gracias por transmitirme tanta seguridad y por convencerme de que puedo alcanzar todo lo que me proponga. Te agradezco toda la paciencia, consejos y amor. Gracias por hacer ese viaje para ir a aplaudirme en mi primer simposio y por siempre estar para mí, sin importar hora ni lugar. Gracias porque cada vez que mi luz se apagaba, me acompañaste y me ayudaste a volver a brillar. Este logro también es tuyo, hoy los dos somos M. en C., hoy las estrellas nos vieron ganar (ganar).

Dianita, lo logramos.

Índice

1.	Introducción	8
2.	Marco teórico	9
2.1.	Microplásticos	9
2.2.	Características de los sedimentos	11
2.3.	Reconstrucción de impactos ambientales mediante el uso de archivos sedimentarios .	13
2.4.	Fechado de sedimentos.....	14
2.4.1.	Modelo CF	15
2.4.2.	Modelo bayesiano de fechado con ^{210}Pb	16
2.4.3.	Corroboración de edades.....	17
3.	Antecedentes.....	17
3.1.	Estudios en el mundo	17
3.2.	Estudios en México.....	18
4.	Justificación	22
5.	Objetivos.....	22
5.1.	Objetivo general.....	22
5.2.	Objetivos específicos	22
6.	Preguntas de investigación e hipótesis.....	22
7.	Área de estudio.....	22
8.	Materiales y métodos.....	24
8.1.	Muestreo	24
8.2.	Preparación de muestras	25
8.3.	Análisis de laboratorio.....	25
8.3.1.	Pérdidas por ignición	25
8.3.2.	Distribución de tamaño de grano	25
8.3.3.	Actividad de ^{210}Pb , ^{226}Ra y ^{137}Cs	25
8.3.4.	Análisis de microplásticos	25
8.3.5.	Control de calidad	29
8.4.	Tratamiento de datos	34
8.4.1.	Estimación de tasas de acumulación másica con el modelo de fechado Plum.....	34
8.4.2.	Estimación de la abundancia y flujos de microplásticos.....	34
8.4.3.	Análisis estadísticos.....	35
9.	Resultados.....	35

9.1.	Características geoquímicas de los sedimentos	35
9.1.1.	Pérdidas por ignición	35
9.1.2.	Distribución de tamaño de grano	35
9.2.	Fecha de sedimentos con ^{210}Pb	41
9.2.1.	Actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, ^{226}Ra y ^{137}Cs	41
9.2.2.	Fecha con ^{210}Pb	44
9.3.	Abundancia de microplásticos	52
9.3.1.	Análisis de abundancia de microplásticos.....	52
9.3.2.	Características de los microplásticos	60
9.3.3.	Variación temporal de las abundancias de microplásticos.....	62
9.3.4.	Flujos de microplásticos.....	62
10.	Discusión	68
10.1.	Pruebas de reproducibilidad del análisis de abundancia de MPs	68
10.2.	Fecha de sedimentos con ^{210}Pb	68
10.3.	Características geoquímicas de los sedimentos	69
10.4.	Abundancia de microplásticos	70
11.	Conclusiones	78
12.	Anexos.....	81
Anexo 1. Manual de procedimientos para el análisis de microplásticos en sedimentos del Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología		81
1.	Preparación de muestras de sedimento superficial	81
1.1.	Secado de muestras	81
2.	Análisis de microplásticos.....	82
2.1.	Preparación de solución salina	82
2.2.	Calibración de pipeta	85
2.3.	Determinación de densidad de la solución salina	86
2.4.	Digestión de sedimentos para eliminación de materia orgánica	87
2.5.	Preparación de filtros de fibra de vidrio.....	92
2.6.	Cuantificación e identificación de microplásticos	99
13.	Referencias.....	106

Reconstrucción temporal de la concentración de microplásticos en sedimentos de la laguna Estero de Urías, Sinaloa

1. Introducción

Los desechos marinos se definen como cualquier material sólido persistente, manufacturado o procesado, desechado, eliminado o abandonado en el medio marino y costero (Galgani et al., 1996). Una gran proporción de los desechos marinos consiste en plásticos. Los materiales plásticos desechados ingresan al ambiente marino como basura, descarga industrial, a través de desagües de aguas residuales y transporte por vientos o mareas (ULPGC, 2017). Una vez que ingresan al océano, la degradación y persistencia de estos varía según el polímero, la forma, la densidad y el propósito del plástico, así los plásticos compuestos por polímeros más ligeros permanecerán en la columna de agua o las aguas superficiales, mientras que los plásticos de mayor densidad se hunden hacia el fondo (Engler, 2012). Cuando los plásticos son expuestos a fuerzas naturales como la luz solar y la acción de las olas, se favorece su fragmentación y la formación de (a) nanoplasticos (1 a 100 nm), (b) sub-micronplásticos (100 nm a 1 μ m), (c) microplásticos (MPs) (1 μ m a 5 mm), (d) mesoplasticos (5 mm a 2.5 cm) y (e) macroplasticos (>2.5 cm) (University of Oregon, 2020; Singh et al., 2020).

La contaminación por microplásticos ha sido definida como la introducción de plásticos en el ambiente, que resultan en una amenaza potencial para el ambiente, organismos, o para la salud humana (Li et al., 2021).

Los MPs son considerados como un nuevo contaminante ambiental persistente de preocupación mundial, debido a (a) su extensa distribución en todos los océanos del mundo, desde la columna de agua hasta los sedimentos, aún a grandes profundidades (GESAMP, 2010) y (b) su capacidad para acarrear sustancias tóxicas, algunas de ellas consideradas disruptores endocrinos, que pueden haber sido añadidas como aditivos desde la fabricación del plástico (e.g., ftalatos, Bisfenol A, retardantes de llama), o que se adhieren a la superficie de los microplásticos en su paso a través del ambiente, tales como metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes como bifenilos policlorados (PCBs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) (ULPGC, 2017). La ingesta y transferencia a través de la red trófica de los MPs (y las sustancias nocivas asociadas) puede ocasionar efectos nocivos a la biota, como interferir con procesos biológicos importantes; afectar la movilidad, reproducción y desarrollo de los organismos, sus sistemas neurológicos e inmunológicos, o bien tener efectos carcinogénicos (ULPGC, 2017); e inclusive afectar al ser humano debido al consumo de productos pesqueros contaminados por MPs (Lusher et al., 2017).

Para evaluar los posibles impactos de los MPs, es necesario comprender su distribución espacial y temporal en los océanos, así como distinguir los parámetros que la regulan entre diferentes regiones geográficas (e.g., densidad de población humana, dirección de las corrientes, existencia de fuentes puntuales, escorrentía urbana) (Nel et al., 2018). Sin embargo, el conocimiento global de las variaciones temporales en las concentraciones y flujos de MPs a los sistemas acuáticos es escaso (GESAMP, 2010).

Al igual que otros contaminantes marinos, los MPs se incorporan a las partículas en suspensión, que eventualmente se acumulan en el sedimento, desde las zonas someras hasta las profundidades abisales, por lo que el depósito sedimentario se convierte en un archivo ambiental de este proceso de contaminación (Sánchez-Cabeza & Ruiz-Fernández, 2012). La caracterización geoquímica de los sedimentos resulta fundamental para comprender el comportamiento de las sustancias químicas en el ambiente (UISEK, 2013). Por ejemplo, la distribución del tamaño de grano puede proporcionar información acerca de las condiciones de sedimentación, mientras que las concentraciones y tipos de materia orgánica (MO), pueden ayudar a entender la procedencia de los sedimentos (UISEK, 2013).

La técnica de fechado con ^{210}Pb es la más utilizada para la reconstrucción de cambios ambientales recientes en sistemas acuáticos (Ruiz-Fernández et al., 2014). ^{210}Pb es un radionúclido natural, miembro de la serie radiactiva de ^{238}U ; tiene un periodo de semidesintegración ($T_{1/2}$) de 22.23 ± 0.12 años y permite fechar sedimentos costeros acumulados durante los últimos 100 años, periodo que comprende el inicio de la producción y el uso extensivo del plástico a nivel global (Ruiz-Fernández et al., 2014). Su uso es una valiosa oportunidad para proporcionar reconstrucciones retrospectivas de las tendencias del cambio global, en áreas donde los programas de monitoreo a largo plazo son escasos o no disponibles, lo que puede ayudar a identificar áreas críticas, necesidades investigación adicional y proveer la base para programas de gestión costeras en diversas regiones del mundo (Sánchez-Cabeza & Ruiz-Fernández, 2012). Los núcleos de sedimentos fechados con el método ^{210}Pb , pueden ser registros valiosos de contaminación, incluidos los MPs.

Dada la magnitud del problema de la contaminación por MPs a nivel global, las implicaciones que este fenómeno puede tener para la calidad ambiental de los recursos costeros, y el desconocimiento que aún existe del nivel de contaminación por MPs en México, este estudio contribuirá con información de tendencias de la acumulación de MPs en sedimentos de una laguna costera antropizada en el sur del Golfo de California.

2. Marco teórico

2.1. Microplásticos

Los microplásticos se definen como partículas de plástico <5 mm de diámetro (Singh et al., 2020). Los MPs pueden surgir a través de 4 procesos: (a) liberación directa, denominados MPs “primarios”, tales como los pellets utilizados como materia prima en la industria del plástico y microperlas de polietileno que se agregan como exfoliantes a productos de cuidado personal, como cremas y pastas dentales; (b) pérdida accidental de materias primas industriales durante el transporte o transbordo en el mar; (c) descarga de desechos macerados (e.g., lodos de depuradora) y (d) degradación y fragmentación de plásticos de mayor tamaño, con o sin ayuda de la radiación ultravioleta, fuerzas mecánicas en los mares (e.g., oleaje, costas de alta energía) o mediante actividad biológica, también llamados MPs “secundarios” (GESAMP, 2010). Si bien la fragmentación en MPs secundarios no cambia la densidad de los polímeros, si altera su tamaño, lo que afecta en gran medida al transporte y distribución de los plásticos (GESAMP, 2015).

De acuerdo a su morfología, los MPs se clasifican en: (a) fragmentos, es decir, partículas duras de forma irregular que tienen apariencia de estar rotas; (b) espumas (EPS, PUR), partículas casi esféricas o granulares, que se deforman fácilmente bajo presión y pueden ser parcialmente elásticas, dependiendo de su estado de meteorización, (c) películas, partículas planas y flexibles con bordes angulares o lisos; (d) fibras, material fibroso que tiene una longitud sustancialmente más larga que su ancho; y e) pellets, partículas duras de forma esférica, lisa o forma granular (GESAMP, 2019).

Los polímeros sintéticos, naturales (biopolímeros, e.g., seda, madera, almidón, caucho, entre otros) y semisintéticos (e.g., nitrocelulosa, caucho vulcanizado, entre otros), son una fuente potencial de MPs (Castañeta et al., 2020). La alta persistencia de estos materiales en el ambiente hace que los fragmentos de materiales comunes como la ropa (e.g., poliéster, acrílico), embalaje (e.g., polietileno, polipropileno), cuerdas (e.g., poliamidas) y fibras (e.g., polipropileno, polietileno, poliamidas) sean un contaminante para todos los ecosistemas (Castañeta et al., 2020).

Hasta el 80% de los MPs que ingresan en los cuerpos de agua provienen de fuentes terrestres, donde una parte de MPs es transferida por el viento, otra a través de la escorrentía y otra es captada en las aguas residuales. Las aguas residuales urbanas y la escorrentía pueden canalizarse a través de desagües o alcantarillas a las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) o depositarse directamente a cuerpos de agua (UNEP, 2020).

Por norma, muchos países desarrollados dan tratamiento a las aguas residuales municipales en una PTAR, donde los MPs pueden ser removidos del agua a lo largo de las etapas de tratamiento, pero se acumulan en los lodos residuales (Zubris & Richards, 2005). Sin embargo, solo el 33% de la población, en países de ingresos medios y bajos, está conectado a una red de alcantarillado. El 67% de la población restante recolecta el agua residual, le da un pretratamiento o la descarga directamente sin tratar, al suelo y a cuerpos de agua (UNEP, 2020).

Su tamaño, peso ligero y larga persistencia han llevado a que los microplásticos se distribuyan de polo a polo a través de sistemas marinos, terrestres y de agua dulce (Moore, 2008; Barnes et al., 2009; Wagner et al., 2014). La distribución de MPs en el fondo marino, probablemente se ve influenciada por advección y por los patrones de circulación en todos los niveles del océano (Woodall et al., 2014). La dinámica del océano podría explicar la acumulación de plásticos en las profundidades del mar o en aguas menos profundas dependiendo del tamaño y la densidad (GESAMP, 2015). Las características topográficas submarinas también pueden favorecer la sedimentación y aumentar la retención de MPs en lugares particulares como cañones o estructuras de menor escala (e.g., agujeros, rocas, geológicas, barreras) (GESAMP, 2015).

La composición de los MPs determina si el residuo plástico se hunde o quedará flotando en la superficie (Cincinelli et al., 2019). Los MPs más pesados, es decir, con densidades superiores a la densidad del agua de mar (de 1.02 a 1.07 g/cm³, Libes, 2009), como los compuestos de cloruro de polivinilo (PVC, 1.3 g/cm³) y tereftalato de polietileno (PET, 1.39 g/cm³) (Harris, 2020), tienen más probabilidades de hundirse y, por lo tanto, ser ingeridos por organismos bentónicos, que constituyen uno de los eslabones más importantes en el flujo de materia y energía del ecosistema marino costero (Caspers, 1971; Valiela, 1995). Si bien los polímeros con densidades inferiores a la densidad del agua de mar (e.g., PP y PE, con densidades de 0.92 y 0.95 g/cm³, respectivamente) tienen más probabilidades de flotar en la superficie, con el tiempo, pueden: (a) ser colonizados por organismos (e.g. bacterias, cianobacterias o microalgas) que forman una biopelícula en el MP que aumenta su densidad y, una vez que supera la densidad del agua de mar, comienza a asentarse, lo que se conoce como bioincrustación (Morét-Ferguson et al., 2010; Long et al., 2015; Kooi, et al., 2017; Kaiser, et al., 2017) o (b) adherirse a otros compuestos orgánicos e inorgánicos (Zhang, 2017) y hundirse, de manera que estos plásticos más ligeros también pueden estar disponibles para los organismos bentónicos.

Se han reportado MPs en sedimentos marinos en varias regiones del mundo (Claessens et al., 2013; Van Cauwenbergh et al., 2013; Woodall et al., 2014) y el primer informe corresponde a 2004 (Thompson et al., 2004). Se ha observado que la abundancia de fibras en los sedimentos profundos del océano Atlántico, el mar Mediterráneo y el océano Índico, es hasta cuatro órdenes de magnitud mayor que en aguas superficiales marinas contaminadas (Woodall et al., 2014). Las corrientes de turbidez son el proceso principal de suministro de sedimentos terrestres en el mar profundo y parecen ser las responsables de la distribución y enterramiento de grandes cantidades de MPs en el lecho marino. La sedimentación de fragmentos de MPs está controlada principalmente por su baja densidad y alta flotabilidad, lo que resulta en una menor abundancia en los sedimentos en comparación de las fibras. El enriquecimiento de fibras en los sedimentos parece estar relacionado con un mecanismo de depósito en el que las fibras suspendidas (que tienen gran proporción área superficial/volumen, debido a su tamaño alargado) son impactadas y removidas de la suspensión, arrastradas por granos de arena en proceso de asentamiento, para finalmente quedar atrapadas y enterradas en los depósitos de arena (Pohl et al., 2020).

Se ha demostrado que los MPs en los ambientes marinos pueden adsorber y absorber contaminantes orgánicos, tales como bifenilos policlorados (PCBs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), hidrocarburos de petróleo, plaguicidas organoclorados (DDT, HCH), polibromados

difeniléteres (PBDE), alquilfenoles y bisfenol A (BPA), en concentraciones de sub ng/g a $\mu\text{g/g}$ (Teuten et al., 2007), que se vuelven disponibles para una gran variedad de organismos (Wright et al., 2013), por lo que, al ser ingeridas, estas partículas plásticas pueden actuar como un vector para concentrar y transferir sustancias persistentes, bioacumulativas y tóxicas a través de la red trófica (Anbumani & Kakkar, 2018). Además, la contaminación por MPs genera daños económicos (costo para el turismo, pérdidas en las operaciones pesqueras, costos de limpieza, daños a embarcaciones e instalaciones) y sociales (reducción del valor estético y la seguridad pública) (Galgani et al., 2010).

A nivel mundial, una amplia gama de organismos marinos en todos los niveles tróficos, incluidos invertebrados, peces y aves marinas, han sido expuestos a MPs (y las sustancias químicas asociadas) por: (a) adhesión al cuerpo, (b) absorción a través de la ventilación y las membranas celulares, (c) ingesta directa como alimento, elegidos intencionalmente o por confusión con presas o (d) transferencia trófica (ingesta indirecta) al alimentarse de presas previamente expuestas a MPs (GESAMP, 2015).

Una vez que los MPs son ingeridos por la biota, los efectos más directos son causados por la acumulación y oclusión de estas partículas en su sistema digestivo. Además, los MPs generan una falsa saciedad que ocasiona que la alimentación de los organismos disminuya, lo que podría desencadenar reducción del peso corporal, inhibición del crecimiento, deterioro del sistema reproductivo, disminución de la movilidad e incluso la muerte (Wang et al., 2019).

La ingesta de MPs también puede inducir otros impactos adversos, incluida la abrasión de los órganos digestivos, que podría afectar los procesos de secreción, digestión y absorción, lo que altera el metabolismo, disminuye la absorción de nutrientes y, finalmente, el consumo de energía (Ahrendt et al., 2020).

La exposición de los organismos acuáticos a MPs también puede generarles estrés oxidativo, alteración de la producción y metabolismo de las enzimas, incrustación en los tejidos (Wang et al., 2019), disminución en las concentraciones de hormonas esteroides (Oliveira et al., 2020), daños en el sistema inmunológico, lesiones hepáticas, cambios de comportamiento (Ahrendt et al., 2020), entre otros.

Por otra parte, a medida que los MPs se fragmentan en partículas más pequeñas, aumenta la posibilidad de que éstas penetren en los sistemas circulatorios y las células fagocíticas de los organismos expuestos, lo que puede introducir un daño adicional a los organismos debido a la retención a largo plazo de MPs en su cuerpo y, mientras tanto, facilitan la transferencia de MPs a depredadores tróficos superiores (Wang et al., 2019).

2.2. Características de los sedimentos

Los sedimentos se definen como partículas no consolidadas de minerales, MO o detritos de rocas preexistentes, que pueden ser transportados por el agua, el hielo o el viento (Megahan, 1999), para luego ser depositados en un ambiente sedimentario continental (fluviales, aluviales, lacustres, glaciares, eólicos), de transición (playas, deltas, estuarios, marismas) o marinos (plataforma continental, arrecifes, taludes continentales, abisales) (UAC, 2020). Su origen puede ser terrígeno (destrucción de rocas o depósitos preexistentes), autigénico (químico), biogénico (biológico) y cosmogénico (se originan en el espacio) (Low-Pfeng & Peters-Recagno, 2013).

Dos de las características más importantes de los sedimentos son la distribución del tamaño de las partículas y su contenido de MO. Según su diámetro, las partículas sedimentarias se clasifican en arenas ($63\ \mu\text{m} - 2\ \text{mm}$), limos ($4\ \mu\text{m} - 63\ \mu\text{m}$) y arcillas ($<4\ \mu\text{m}$) (Wentworth, 1922). El tamaño de los granos del sedimento es importante porque refleja los niveles de energía del ambiente de depósito (Capul-Magaña et al., 2006) y porque determina la capacidad de los sedimentos para secuestrar otros constituyentes presentes en la columna de agua (OIEA, 2012). Las partículas finas (limos y arcillas)

tienden a permanecer suspendidas en el agua y logran depositarse en sitios de baja energía; mientras que las arenas predominan en sitios de alta energía (sujetos a oleaje y corrientes de viento y de marea); así, en ambientes arenosos, existe una alta probabilidad de que los sedimentos se encuentren mezclados (IGME, 1984). Por otro lado, a medida que el tamaño de partícula disminuye, la proporción área superficial/volumen aumenta (Anicua-Sánchez et al., 2009), por lo que las partículas finas (especialmente las arcillas) tienen mayor capacidad de adsorción de elementos químicos, radionúclidos y compuestos orgánicos por unidad de masa, que las partículas gruesas (OIEA, 2012). Por lo anterior, la variación en la textura del sedimento puede (a) inducir perfiles atípicos (irregulares) de ^{210}Pb que dificultan los fechados, y (b) alterar el registro de las concentraciones de contaminantes (e.g., MPs), por lo que es imprescindible tomar en consideración los cambios en la distribución de las fracciones de arenas, limos y arcillas en la interpretación de los registros sedimentarios que se utilizan para estudiar cambios ambientales (OIEA, 2012).

Otra característica importante de los sedimentos es su concentración de MO, que es producida por organismos vivos y los productos de su metabolismo. La MO de los sedimentos representa una mezcla compleja de compuestos orgánicos de diferentes tipos y tamaños moleculares, que en su mayoría se derivan de material vegetal, estos compuestos están conformados principalmente por átomos de carbono e hidrógeno, en ocasiones acompañados de otros elementos, como oxígeno, nitrógeno y azufre (Hollerbach & Dehmer, 1994). La MO sedimentaria incluye (a) residuos orgánicos poco alterados de vegetales, animales y microorganismos; (b) residuos de plantas, animales y microorganismos, alterados y resistentes, denominados humus; y (c) formas muy condensadas de composiciones próximas al carbono elemental (carbón vegetal, grafito, carbón de hulla) (Jackson, 1975). La concentración de MO en los sedimentos tiene una estrecha relación con el tamaño de grano del sedimento, pues a menor tamaño de partícula, mayor concentración de MO y viceversa (Trask, 1939) pero, en sí misma, la MO representa un importante sustrato para el secuestro de diversos elementos presentes en la columna de agua, tales como los metales pesados (e.g., Pb) en los sedimentos, ya que la MO contiene diversos grupos funcionales (e.g., carboxilo, fenol, amina, tiol) que forman complejos con los metales (González et al., 2011).

Sin embargo, debido a la diagénesis (transformación de los sedimentos a bajas temperaturas, controlada por procesos físicos, químicos y biológicos), las concentraciones de la MO enterrada en el sedimento cambian con el paso del tiempo, principalmente debido a la acción bacteriana, tanto en condiciones óxicas como reductoras (Hollerbach & Dehmer, 1994). Durante la descomposición de la MO se produce una secuencia de reacciones que involucra una serie sucesiva de oxidantes (aceptores de electrones) entre los cuales el O_2 es el oxidante primario, y la MO es el agente reductor (donador de electrones). Cuando el O_2 disuelto disminuye, la descomposición de MO puede continuar por medio de oxidantes secundarios (diagénesis subóxica) como los óxidos de manganeso (Mn) y hierro (Fe) (OIEA, 2012). Durante el proceso de mineralización, las concentraciones de la MO disminuyen con el tiempo y, en condiciones estables (donde la mezcla o la variabilidad del suministro de MO a los sedimentos son mínimas), las concentraciones de MO mostrarán un perfil de tipo exponencial (Schowalter, 2016). Así, si los perfiles de concentración de MO respecto a la profundidad en un núcleo sedimentario muestran una tendencia exponencial con la profundidad, probablemente la perturbación de los sedimentos es mínima, y por tanto, estos núcleos tendrían mayores posibilidades de proveer perfiles de ^{210}Pb útiles para propósitos de fechado. Dada la capacidad de la MO para formar complejos con los metales, frecuentemente se encuentran correlaciones significativas entre la distribución del contenido de Pb (y de ^{210}Pb) y el de MO en los sedimentos, lo que indica que la MO es un vehículo importante de secuestro de ^{210}Pb de la columna de agua y esta unión es muy estable. Esto implica que, al igual que sucede con las variaciones de la textura de grano, perfiles atípicos de ^{210}Pb pueden resultar de las variaciones en el suministro de MO a los sedimentos (OIEA, 2012).

Una tercera característica relevante de los sedimentos es su densidad, es decir, la masa contenida por unidad de volumen del sedimento. La densidad puede ser modificada sustancialmente por la compactación de los sedimentos, que ocurre naturalmente con el enterramiento, y que provoca la pérdida de volumen de sedimento y la reducción de la porosidad. La compactación puede ser resultado de la presión que ejercen los sedimentos superiores sobre los sedimentos más antiguos; la descomposición de la MO; o bien, durante las maniobras de muestreo. Independientemente del origen, la compactación generará cambios en la densidad de la muestra en función de la profundidad, que pueden sesgar las interpretaciones respecto a los cambios temporales del proceso de sedimentación. Por esta razón, es importante conocer los cambios de la densidad del sedimento y es más confiable evaluar las variaciones del proceso de sedimentación en términos de masa por unidad de área, en lugar de usar la profundidad lineal (OIEA, 2012).

2.3. Reconstrucción de impactos ambientales mediante el uso de archivos sedimentarios

Se le conoce como Cambio Global a las transformaciones antropogénicas ocurridas a partir de la Revolución Industrial, a fines del siglo XVIII, que han modificado la Tierra, tanto de manera sistémica como acumulativa y la han empujado más allá de su dominio operativo natural (IGME, 2005). La evaluación de los impactos del Cambio Global es posible mediante el estudio de indicadores, para lo que es necesario conocer los niveles naturales o de referencia, es decir, cuando la huella del hombre, a nivel planetaria, era mucho menor (Ruiz-Fernández et al., 2014).

Tomando en cuenta que el periodo de mayor impacto en la naturaleza comenzó con los cambios tecnológicos, económicos, sociológicos y culturales de la revolución industrial (Inglaterra, siglo XVIII-XIX), tendríamos que contar con medidas de un indicador determinado durante, al menos, los últimos 100 años. Sin embargo, los programas de monitoreo de largo plazo son escasos o abarcan solo algunas décadas (Ruiz-Fernández et al., 2014).

El impacto del hombre ha sido registrado por la propia naturaleza en los anillos de los árboles, el hielo de las zonas polares y los sedimentos; en particular, los núcleos sedimentarios, que son una excelente forma (y muchas veces la única) de estudiar las condiciones ambientales en el pasado (Ruiz-Fernández et al., 2014). La reconstrucción ambiental a través de los sedimentos se basa en el principio de que los estratos (o capas) del sedimento se encuentran en el mismo orden en el que se depositaron: los más antiguos debajo de los más recientes (principio de superposición); y si estos estratos no se han mezclado a lo largo del tiempo, reflejarán la secuencia temporal de eventos que tuvieron lugar en el pasado (Amherst, 2010). Así, si recuperamos un archivo sedimentario inalterado y establecemos un marco temporal confiable (es decir, la fecha en que se formó cada capa), es posible reconstruir las condiciones ambientales que prevalecían en el momento de la formación de los estratos (Ruiz-Fernández et al., 2014).

Para reconstruir el Cambio Global, es indispensable escoger lugares en los cuales el sedimento haya sufrido una mínima perturbación, pues, si los estratos han sido mezclados, la información obtenida no será útil. Los sitios de muestreo más adecuados son relativamente profundos, y los sedimentos deben ser predominantemente finos (limos y arcillas), pero con cierto grado de compactación, pues el sedimento demasiado poroso es más susceptible a la resuspensión. Es indispensable evitar los sitios dragados o aquellos en los que se realice pesca de arrastre, así como los fondeaderos (OIEA, 2012; Ruiz-Fernández et al., 2014).

Un núcleo sedimentario fechado con ^{210}Pb es un valioso registro que permite reconstruir diversos aspectos del impacto del Cambio Global en los ecosistemas durante los últimos 100 años. Tal situación implica determinar la edad de las capas sedimentarias que estudiamos; información que permite conocer mejor los impactos del Cambio Global y establecer, los niveles de referencia para utilizarlos como indicadores ambientales, que pueden convertirse en parámetros medibles durante la aplicación

de los planes de manejo y conservación de cada ecosistema (Rothwell & Rack, 2006). Estos niveles no se pueden extrapolar con facilidad y, por tanto, deben ser obtenidos en cada sitio de interés; es recomendable que el análisis de registros sedimentarios se incluya de manera rutinaria en los programas de monitoreo ambiental (Ruiz-Fernández et al., 2014).

2.4. Fechado de sedimentos

Los isotopos radioactivos (o radionúclidos) se desintegran con el tiempo siguiendo la ley de desintegración radioactiva. Conocer el periodo de semidesintegración (tiempo en el que la concentración disminuye 50% de su valor original) nos permite usarlos como cronómetros radioactivos. El ^{210}Pb es un radionúclido natural de la serie radiactiva del ^{239}U y tiene un semiperiodo de 22.23 ± 0.12 años (LNHB, 2012), que permite fechar sedimentos recientes de 100 a 150 años de antigüedad, periodo de interés para estudios relacionados con los cambios que la humanidad ha causado en el planeta (Cambio Global). El ^{210}Pb total en los sedimentos ($^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$) incluye una fracción que procede principalmente de la atmósfera ($^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$), donde ^{210}Pb se forma debido a la desintegración del gas ^{222}Rn que emana de los suelos, que precipita y llega a la columna de agua de los sistemas acuáticos, donde se adhiere a las partículas que sedimentarán en el fondo, y una fracción producida in situ ($^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$) por la desintegración del ^{226}Ra . La actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ se utiliza para el fechado de los sedimentos y se calcula como la diferencia entre $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ (ecuación 1, OIEA, 2012).

$$^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{total}} - ^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}} \quad (\text{ecuación 1})$$

Con el depósito de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en la superficie de los sedimentos, da inicio el cronometro radioactivo, ya que la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ disminuirá gradualmente con el paso del tiempo, de conformidad a la ley de desintegración radioactiva (ecuación 2, OIEA, 2012):

$$A = A(0)e^{-\lambda t} \quad (\text{ecuación 2})$$

donde $A(0)$ es la actividad inicial de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, λ es la constante de semidesintegración de ^{210}Pb y t es el tiempo en años transcurridos.

Al comparar la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en la superficie de un núcleo sedimentario con las concentraciones remanentes en los estratos posteriores, es posible establecer las edades de cada estrato, con lo que es posible obtener un modelo edad (años versus profundidad), así como las tasas de acumulación sedimentaria (TAS, incremento anual del espesor del sedimento) y de acumulación másica (TAM, incremento anual de la masa de sedimento por unidad de área). Las TAS y TAM son proporcionales y se relacionan mediante la densidad de los sedimentos (ecuación 3; OIEA, 2012); sin embargo, debido a la compactación natural de los sedimentos, la TAM es un mejor indicador de los procesos de sedimentación en los ecosistemas acuáticos.

$$R = s \times \rho \quad (\text{ecuación 3})$$

donde $r = \text{TAM}$, $s = \text{TAS}$ y ρ es la densidad de los sedimentos.

Los modelos de fechado son habitualmente utilizados para: (a) obtener un modelo de edad, es decir, la edad de cada capa o sección en función de la profundidad; (b) calcular tasas de acumulación másica (r o TAM) y sedimentaria (s o TAS); o (c) estimar tasas de mezcla de los sedimentos (no útiles para fechado) (OIEA, 2012). Es importante resaltar que, dependiendo del modelo de edad, la edad de los sedimentos puede corresponder a la profundidad promedio de una sección (por ejemplo, 0.5 cm, para la sección de 0 a 1 cm de profundidad), o a las capas que la contienen (i.e. la capa superficial y la capa inferior de cada sección, que corresponderían a 0 y 1 cm de profundidad, respectivamente).

La mayoría de los modelos de fechado para fechar sedimentos no perturbados pueden deducirse de una sola ecuación fundamental (Krishnaswamy et al., 1971), que relaciona la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$

en el sedimento, su flujo a la superficie del sedimento y la tasa de acumulación másica. Así, cuando una capa de sedimento (i) se forma, la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ incorporada en el sedimento, puede calcularse como (ecuación 4; Krishnaswamy et al., 1971):

$$C(i, t = 0) = \frac{f}{r(i)} \quad (\text{ecuación 4})$$

donde $C(i, t=0)$ es la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en la capa i, f es el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ a la superficie del sedimento y $r(i)$ es la tasa de acumulación másica de la capa i o TAM.

Dependiendo del modelo utilizado, es factible obtener las tasas de acumulación promedio para el periodo de interés (e.g., modelo de flujo constante sedimentación constante, CFCS por sus siglas en inglés) o bien, la variabilidad las tasas de acumulación temporal respecto al tiempo. A continuación, se describen los 2 modelos de fechado utilizados es este estudio, que fueron seleccionados debido a que ambos ofrecen la posibilidad de evaluar la variabilidad temporal de la TAS y/o la TAM.

2.4.1. Modelo CF

El modelo más comúnmente utilizado para fechar sedimentos es el modelo de Flujo Constante (CF, por sus siglas en inglés), comúnmente conocido como modelo de tasa constante de suministro (Constant Rate of Supply, CRS). Su hipótesis principal es que el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (f) a la superficie del sedimento es constante y, con base a la ecuación fundamental (ecuación 4, Krishnaswamy et al., 1971), la tasa de acumulación másica es inversamente proporcional a la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en los sedimentos, lo que implica la posibilidad de estimar la variabilidad temporal de la TAM (OIEA, 2012). Es decir, si en una determinada zona de estudio ocurre un evento de mayor aporte de sedimentos (por ejemplo, producto de lluvias torrenciales) la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ será menor, debido al efecto de dilución de la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (cuyo flujo es constante) por el incremento de la masa de partículas sedimentarias.

Para usar el modelo CF, es indispensable conocer la profundidad de equilibrio, es decir, en la cual la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} = 0$ (donde la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ es equivalente a la de $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$), pues el cálculo de edades está basado en el inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, que representa la sumatoria de las actividades acumuladas de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (por unidad de área) desde la superficie hasta la profundidad de equilibrio. Por lo tanto, si el núcleo sedimentario a fechar no es lo suficientemente largo para alcanzar la profundidad equilibrio, no es posible tener el inventario total de las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$.

El modelo sigue la ley de la desintegración radiactiva (ecuación 5, OIEA, 2012):

$$A(i) = A(0)e^{-\lambda t} \quad (\text{ecuación 5})$$

donde $A(i)$ es la actividad del radionúclido en a capa i, $A(0)$ es la actividad inicial, λ es la constante de semidesintegración de ^{210}Pb , y t es el tiempo en años.

Las edades calculadas mediante el modelo CF corresponden a las capas de cada sección del núcleo sedimentario (ecuación 6, OIEA, 2012):

$$T(i) = \frac{1}{\lambda} \times \ln \frac{A(0)}{A(i)} \quad (\text{ecuación 6})$$

donde $\ln(A(0)/A(i))$ representa la proporción entre inventario el total de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ($A(0)$) y el inventario parcial de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ acumulado debajo de la capa a fechar ($A(i)$) y λ es la constante de semidesintegración de ^{210}Pb .

La TAM de cada sección se determina mediante la ecuación 7 (OIEA, 2012):

$$r_i = \frac{\lambda A(i)}{C_i} \quad (\text{ecuación 7})$$

donde r_i es la TAM de la sección i, λ es la constante de desintegración de ^{210}Pb , $A(i)$ es la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ acumulada debajo de la capa (i) y C_i es la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en la sección i.

El modelo CF tiene dos limitaciones importantes: (1) es altamente dependiente de la decisión respecto a la profundidad de equilibrio en los núcleos, que a veces no es tan fácil de identificar, lo que puede dar lugar a errores en el cálculo del inventario total y por consecuencia, en las edades; y (2)

que las edades de las capas cercanas a la profundidad de equilibrio tienden a hacerse muy grandes. Esto último se debe a que $A(i)$ se calcula mediante la integración numérica de una curva exponencial que matemáticamente nunca converge en cero, lo que produce que este cálculo numérico ignore una pequeña fracción del área integrada en la parte inferior de la curva. Esta fracción “ignorada” representa una fracción insignificante de $A(i)$ en las secciones más recientes del núcleo fechado, pero se convierte en una proporción mayor de $A(i)$ cuando se acerca a la profundidad de equilibrio, lo que tiene como consecuencia que las fechas calculadas, cercanas a unos 80-100 años, presenten una creciente divergencia respecto a la fecha “verdadera” (Binford, 1990).

Existen diversos métodos para estimar las incertidumbres de los valores de edad y de las tasas de acumulación obtenidos del modelo CF (e.g., propagación de incertidumbres, simulaciones de Monte Carlo). Sin embargo, vale la pena hacer notar que las incertidumbres de las edades de las secciones próximas a la profundidad de equilibrio tienden a ser muy altas. Esto se debe a que los valores de $A(i)$ en los alrededores de la profundidad de equilibrio son bajos y las incertidumbres son altas, porque de origen, conforme las actividades de ^{210}Pb disminuyen con la profundidad, las incertidumbres de medida incrementan considerablemente. Además, debido al uso de valores logarítmicos en el cálculo de las edades, las incertidumbres aumentan exponencialmente con la edad (Binford, 1990; Barsanti et al., 2020). Dado los problemas intrínsecos del modelo CF con el cálculo de edades y de incertidumbre en las secciones más antiguas de los sedimentos, es aconsejable mantener el intervalo de fechado dentro de períodos de tiempo de alrededor de 100 años (Barsanti et al., 2020).

2.4.2. Modelo bayesiano de fechado con ^{210}Pb

El modelo de edad-profundidad “Plum” de núcleos fechados por ^{210}Pb (Aquino et al., 2018) es un método de fechado basado en la ecuación fundamental (ecuación 4; Krishnaswamy et al., 1971) y la hipótesis principal de flujo constante de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ a los sedimentos superficiales, al igual que el modelo CF.

El modelo combina (1) valores conocidos (a priori) de tasas de acumulación de sedimentos (TAS) y flujo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, normalmente observados en un determinado tipo de sitio de muestreo y (2) datos obtenidos en el laboratorio ($^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$, ^{226}Ra , e información adicional de otros isótopos radiactivos, tales como ^{137}Cs y ^{14}C), para simular un modelo probabilístico a posteriori. La simulación de parámetros y la distribución a posteriori se realiza con millones de iteraciones de Monte Carlo por Cadenas de Markov (MCMC, por sus siglas en inglés). Dentro de las iteraciones, Plum elige valores para la función de edad-profundidad, que asigna edades a cualquier profundidad, y el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$. Con estos parámetros y el semiperiodo de ^{210}Pb , se calculan los valores de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y se comparan con las medidas de laboratorio, a cualquier profundidad. Estos parámetros se expresan en intervalos de 95% de confianza (Aquino et al., 2020).

En comparación con el modelo CF, Plum tiene las ventajas de (1) sólo requerir datos experimentales sobre densidad de sedimentos y las actividades $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y ^{226}Ra (o al menos una buena aproximación de $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$); (2) infiere el flujo de ^{210}Pb , lo cual elimina la necesidad de seleccionar una profundidad de equilibrio y permite fechar núcleos con inventario incompleto; y (3) es un modelo flexible que permite hacer frente a perfiles de profundidad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ no ideales (afectados por flujos variables de sedimento, profundidad de equilibrio mal definida), además puede manejar fácilmente los vacíos de datos de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ (o múltiples mediciones de la misma muestra), y puede incluir otros tipos de información que puedan ayudar a fortalecer el fechado (e.g., máximo de ^{137}C y tefras) (Aquino et al., 2020).

Sin embargo, Plum tiene como desventaja que los intervalos de confianza son muy altos, en comparación con otros métodos de cálculo de incertidumbre (aunque los autores consideran que estos valores son más realistas; Aquino et al., 2020) y que, en su versión actual, no es posible extraer los

datos de las TAM, lo que limita su uso para la estimación de variables como los flujos de contaminantes, que dependen de la TAM.

2.4.3. Corroboración de edades

Aunque los modelos descritos proporcionan sólidos fundamentos para el uso del fechado con ^{210}Pb , es necesario corroborar los modelos edad mediante marcadores temporales independientes, que confirmen las fechas obtenidas. Entre los marcadores más comúnmente utilizados para corroborar los fechados con ^{210}Pb se encuentra el radionúclido artificial ^{137}Cs (OIEA, 2012), debido a la facilidad con que se puede determinar por espectrometría de rayos gamma (RICABIB, 2010).

^{137}Cs tiene un periodo de semidesintegración de 30.05 ± 0.08 años (LNHB, 2023); se introdujo al ambiente como resultado de las pruebas termonucleares atmosféricas en el periodo de 1945-1980 (WHO, 1993). ^{137}Cs se adsorbe y fija rápidamente en las partículas sedimentarias, especialmente en los minerales de arcilla y en particular la vermiculita (Staunton, 2002). La producción (y depósito) de ^{137}Cs en el hemisferio norte inició en 1952 y llegó a su máximo en 1963, a partir de este año disminuyó paulatinamente, debido a la entrada en vigor del tratado de prohibición de pruebas nucleares atmosféricas (OIEA, 2016). El accidente de Chernobyl, ocurrido en 1986, produjo un segundo pulso en el ^{137}Cs atmosférico, que puede ser detectado en muestras ambientales en algunas regiones del mundo (Pinglot et al., 1999). Estos máximos son marcas temporales que, en el caso de ser detectadas en las fechas correctas, constituyen validaciones independientes del fechado con ^{210}Pb . No obstante, debido a que el depósito atmosférico global no es homogéneo, los niveles de ^{137}Cs en algunas regiones (como el Caribe o el hemisferio sur) son difíciles de detectar, debido a que el mayor número de ensayos con armamento nuclear se realizó en el hemisferio norte (ONU, 2022). Adicionalmente, ya ha transcurrido más de un semiperiodo de desintegración de ^{137}Cs (30.05 ± 0.08 años), por tanto, las actividades en los sedimentos ya son más pequeñas, lo que las vuelve difíciles de detectar (OIEA, 2012). Otros problemas con usar ^{137}Cs se deben a: su alta solubilidad en agua salada (Wu et al., 2020), lo que implica dilución en las actividades y por lo tanto que las señales de ^{137}Cs sean difíciles de detectar y; a su movilidad diagenética (OIEA, 2012), por lo que se pueden encontrar señales de ^{137}Cs en años donde no se emitió el radionúclido, lo cual puede resultar en una validación confusa y poco fiable.

Pueden existir otros marcadores temporales independientes que pueden ser utilizados para validar el fechado. Algunos de ellos pueden ser: (a) la abundancia y tipos de especie de granos de polen, los cuales responden a cambios de uso de suelo en las cuencas hidrográficas adyacentes a las áreas costeras, (b) la presencia de horizontes de cenizas, depositadas rápidamente, debido a la erupción de volcanes activos, (c) las huellas de eventos extremos, que pueden dejar depósitos característicos en los sedimentos, (d) los registros de susceptibilidad magnética, que pueden indicar cambios temporales de la calidad de las partículas depositadas debido a eventos relacionados con cambios de uso de suelo y/o eventos catastróficos como incendios en áreas adyacentes a las zonas costeras, y (e) la presencia de contaminantes relacionado con fuentes bien identificadas (OIEA, 2012).

3. Antecedentes

3.1. Estudios en el mundo

Los MPs han sido identificados recientemente como contaminantes marinos de gran preocupación, por ejemplo, Ng & Obard (2006) determinaron la abundancia de MPs en sedimentos de la zona de costa de Singapur, por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y encontraron polietileno, polipropileno, poliestireno, nailon, alcohol polivinílico y acrilonitrilo butadieno estireno (ABS), debido a actividades recreativas, descargas industriales y de navegación.

Mediante el estudio de núcleos de sedimento fechados con ^{210}Pb , Chen et al. (2020) determinaron que la contaminación por MPs en el mar del sur de China inició desde 1980 debido a la tendencia

creciente de producción de plástico en industrias locales; mientras que Kawamura et al. (2021) encontraron altas concentraciones de MPs en la costa del Pacífico al noreste de Japón, en 2011, lo que se asoció al tsunami Tohoku-Oki del mismo año; sin embargo, concluyeron que se necesita mayor investigación para entender que factores influyen en la concentración y flujo de MPs y así establecer bases para futuros estudios y programas de educación ambiental y gestión costera.

3.2. Estudios en México

En México, el estudio de la contaminación por MPs está en aumento. De 2015 a 2022 se han publicado 50 estudios realizados en distintas matrices, tales como agua superficial, organismos, arenas de playa y sedimentos. A la fecha, existen 11 estudios realizados en sedimentos (Tabla 1) los cuales han permitido dilucidar qué factores favorecen la acumulación y distribución de MPs, cuáles son sus abundancias y cuáles son las fuentes más probables de contaminación. De igual manera, en los estudios se han logrado caracterizar los MPs extraídos (por color, morfología y/o composición química) e identificar los más recurrentes, por ejemplo, Borges-Ramírez et al. (2019) analizaron la distribución estacional de MPs en sedimentos de la costa de Campeche; las partículas extraídas se relacionaron con ropa sintética, detergentes para ropa, actividades de mantenimiento a embarcaciones, redes de pesca y pinturas para el hogar, e identificaron como fuente principal de fibras a los residuos de lavanderías. La acumulación de MPs se relacionó con el transporte por escorrentía y su distribución a lo largo de la costa se vinculó al flujo de agua de las subcuencas central y occidental, las corrientes y el proceso de sedimentación.

Por otra parte, Ramírez-Álvarez et al. (2020) analizaron la distribución y fuentes de MPs en agua superficial y sedimentos de Todos Santos, Baja California, y concluyeron que la batimetría podría explicar la distribución de MPs en sedimentos y que la proximidad de actividades relacionadas con la acuicultura podría contribuir al incremento en su concentración en la bahía.

Recientemente, Ríos-Mendoza et al. (2021) analizaron la abundancia y variabilidad temporal de MPs en playas de arenas, agua superficial y sedimentos de Mazatlán, Sinaloa; y registraron altos porcentajes de fibras (75%) en sedimentos y que su abundancia podría ser influenciada por la escorrentía superficial. Sánchez-Hernández et al. (2021) evaluaron la variación espacial y estacional de las abundancias de MPs en agua, sedimento y peces comerciales en un estuario de Veracruz y reportaron que la abundancia de MPs fue mayor durante los tiempos de nortes, debido a la ruptura de plásticos provocada por los fuertes vientos y, espacialmente, la región aguas arriba presentó mayor concentración de MPs que la boca. Con base a la identificación de polímeros, se sugirió que las fuentes principales de MPs en la región son los equipos de pesca, lavanderías, envases de alimentos, cosméticos, productos de saneamiento, bolsas y botellas de plástico.

Los estudios coinciden en que las partículas plásticas más abundantes son fibras y fragmentos, principalmente de color negro, azul, rojo y amarillo, y en la composición química, reinciden en la identificación de tereftalato de polietileno (PET) y polietileno (PE). Borges-Ramírez et al. (2019) y Ríos-Mendoza, et al. (2021) coinciden en que la escorrentía superficial representa una vía importante para el transporte de desechos plásticos desde fuentes terrestres hasta el medio ambiente costero.

Hasta ahora, en México no existen estudios de tendencias históricas de contaminación por MPs a partir del análisis de núcleos sedimentarios fechados con ^{210}Pb .

Tabla 1. Estudios de contaminación por microplásticos en sedimentos en México.

Sitio (tipo de ambiente)	Métodos	Abundancia	Intervalo	Morfología	Color	Tipo de polímero	Referencia
Laguna Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de ZnCl ₂ (1.27 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio (8 a 50 aumentos). -Identificación química por espectroscopía μ FTIR-ATR.	40–782 partículas m ⁻²	>1.00 mm	Fibras (75%) y fragmentos (25%)	Blanco/transparente, negro y azul	PET y PE	Ríos-Mendoza et al. (2021)
Estuario de Tecolutla, Veracruz (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de ZnCl ₂ (1.5 g cm ⁻³). -Identificación óptica con microscopio (Celestron, 44,302) y microscopio electrónico de barrido avanzado (SEM: Carl-Zeiss EVO LS10).	121 partículas kg ⁻¹	>0.30 mm	Fibras (71.23%) y fragmentos (28.76%)	Negro, azul, rojo, verde, rosa y amarillo	-	Sánchez-Hernández et al. (2021)
Playa Tecolutla, Veracruz (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de NaCl -Identificación óptica con estereomicroscopio	27-720 partículas kg ⁻¹	-	Fibras, fragmentos y películas	Azul, morado, negro, rojo	-	Flores-Cortes & Armstrong-Altrin (2022)
Laguna de Términos, Campeche (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de NaCl (1.2 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio (20 aumentos). -Identificación química por espectroscopía μ FTIR-ATR.	586.35±29.32 partículas g ⁻¹	>2.00 mm y de 0.06 a 0.13 mm	Fibras (100%)	Transparentes, azul, rojo, verde, amarillo	Silopren	Capparelli et al. (2022)

Tabla 1. Estudios de contaminación por microplásticos en sedimentos en México.

Sitio (tipo de ambiente)	Métodos	Abundancia	Intervalo	Morfología	Color	Tipo de polímero	Referencia
Isla del Carmen, Campeche (urbano)	-Extracción con tamices de diferentes tamaños de malla (2, 0.5, 0.25, 0.125 y 0.063 mm). -Identificación óptica con estereoscopio (20 aumentos).	9 ± 12 partículas g^{-1}	>2.00 a 0.13 mm	Fibras (85%) y fragmentos (15%)	Transparentes, azul, rojo, verde, amarillo, negro, blanco	-	Capparelli et al. (2022b)
Isla del Carmen, Campeche (área natural protegida)	-Extracción por flotación con solución saturada de NaCl. -Identificación óptica con estereoscopio (40 aumentos).	6-11 partículas kg^{-1}	2.30 a 6.20 mm	Fibras	Azul, rojo y negro	-	Celis-Hernández et al. (2021)
Ria San Francisco, Campeche (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de NaCl ($1.2 g cm^{-3}$). -Identificación óptica con estereoscopio (8 a 32 aumentos) y microscopio (LEICA DM2500).	1,392 partículas m^{-2}	0.46 a 5.16 mm	Fibras y fragmentos	Azul, rojo, verde y amarillo	-	Borges-Ramírez et al. (2019)
Bahía de Todos Santos, Baja California (urbano)	-Extracción con tamices de acero inoxidable de diferentes tamaños de malla (1000, 500, 250 y 90 μm). -Identificación óptica con estereoscopio (5 aumentos). -Identificación química por espectroscopía FTIR-ATR.	85-2494 partículas $0.1 m^{-2}$	>0.25 mm	Fragmentos (70%), fibras (28%), películas/microperlas (2%)	Azul y amarillo	Resina alquídica, PP, PE, PET, PA, PAM, PVC y celofán	Ramírez-Álvarez et al. (2020)

Tabla 1. Estudios de contaminación por microplásticos en sedimentos en México.

Sitio (tipo de ambiente)	Métodos	Abundancia	Intervalo	Morfología	Color	Tipo de polímero	Referencia
Isla Espíritu Santo y Cabo Pulmo, Baja California Sur (parques nacionales marinos protegidos)	-Extracción por flotación con solución saturada de ZnCl ₂ (1.5-1.7 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereomicroscopio y microscopio (Celestron, 44,302) y microscopio electrónico de barrido avanzado (SEM) asistido por dispersión de energía de rayos x. -Identificación química por espectroscopía FTIR-ATR.	321.75 a 680.25 partículas 100 g ⁻¹	1.03 a 1.77 mm	Fibras, fragmentos y esferas	Blanco, azul, transparente, rosa, negro, verde, rojo y café	PP, PET, HDPE, LDPE, PS, PC, PU y Rayón	Arreola-Alarcón et al. (2022)
Laguna de río Lagartos, Yucatán (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de CaCl ₂ (1.4 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio (35 aumentos).	0-328.10 partículas kg ⁻¹	-	Fibras, fragmentos y películas	-	-	Quesada-Rojas et al. (2021)
Cuenca del río Atoyac, Puebla (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de ZnCl ₂ (1.58 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio y microscopio electrónico de barrido avanzado (SEM) asistido por dispersión de energía de rayos x.	833.33 ± 80.79 a 1633.34 ± 202.56 partículas kg ⁻¹	-	Películas, fragmentos y fibras	Blanco, azul, café y otros	-	Shruti et al. (2019)

4. Justificación

Es evidente la preocupación mundial que generan los MPs, debido a su amplia distribución en todos los océanos del mundo, y su capacidad para transportar sustancias tóxicas. La laguna costera Estero de Urías, al sur del Golfo de California, está rodeada por bosques de manglar, que son reconocidas como hábitat de una amplia diversidad de organismos, con especies de importancia para el consumo humano. No obstante, el Estero de Urías es un ecosistema altamente antropizado, y la biota está expuesta a una gran cantidad de contaminantes (*e.g.*, metales, hidrocarburos poliaromáticos, compuestos organoclorados) provenientes de las descargas de aguas residuales de actividades antropogénicas aledañas. Es probable que la contaminación por MPs sea un factor adicional a los problemas ecológicos de este ecosistema, aunque hasta ahora no se ha estudiado, por lo que es relevante identificarlo, evaluar su variabilidad en el tiempo y dilucidar las fuentes de procedencia más probables. La contribución científica más importante de este estudio es la determinación de las tasas de cambio de las concentraciones y flujos de MPs en las últimas décadas y su relación con el crecimiento de la población de la ciudad de Mazatlán; esta información podrá ser utilizada para apoyar estrategias de educación ambiental que fomenten la participación colectiva para su saneamiento y proveer la base para futuros programas de gestión costeras en diversas regiones del mundo.

5. Objetivos

5.1. Objetivo general

Evaluar las tendencias temporales de la acumulación de microplásticos en núcleos sedimentarios de la laguna costera Estero de Urías.

5.2. Objetivos específicos

- a) Evaluar la reproducibilidad de la metodología para extraer microplásticos de núcleos de sedimentos.
- b) Determinar los intervalos de concentración de microplásticos en 3 zonas al interior del Estero de Urías, mediante el estudio de núcleos sedimentarios fechados con el método de ^{210}Pb .
- c) Reconstruir las tendencias históricas recientes de las concentraciones y flujos de microplásticos en la laguna Estero de Urías.

6. Preguntas de investigación e hipótesis

1. ¿Cómo han variado las concentraciones y flujo de microplásticos a lo largo del tiempo? Si las concentraciones y flujo de microplásticos son mayores con el paso del tiempo, entonces el aumento de la población en Mazatlán causa este comportamiento.
2. ¿Cuáles son los parámetros relevantes asociados a la concentración y flujo de microplásticos en los núcleos sedimentarios del Estero de Urías? Si la concentración de microplásticos se asocia a la concentración de materia orgánica, es probable que el origen de la contaminación sean las descargas de aguas residuales; no obstante, es también factible que la escorrentía sea un factor determinante para el suministro de microplásticos, por lo que se encontrará una correlación positiva entre los registros de precipitación pluvial y los flujos de microplásticos.

7. Área de estudio

El sistema lagunar Estero de Urías (EUL, Figura 1) está localizado en el sureste del Golfo de California, al sur de la ciudad de Mazatlán, entre $23^{\circ} 11' \text{ N}$ y $106^{\circ} 22' \text{ W}$ (Molino-Minero-Re et al., 2015). EUL está conformado por los esteros El Astillero, Urías, La Sirena, El Infiernillo y El Confite (CONAGUA, 2011); tiene intercambio libre y permanente con el mar y está clasificado como una laguna tipo III A, caracterizada por depresiones inundadas en los márgenes internos del borde

continental, protegida del mar por una barrera arenosa (Lankford, 1997). Cuenta con una superficie de 18 km², una longitud de ~17 km (Molino-Minero-Re et al., 2015) y una profundidad de 1 a 3 m, excepto en el canal de navegación (Montaño-Ley et al., 2000), que se localiza en la sección proximal del mar (~3 km) y donde la profundidad alcanza hasta 13 m (Cardoso-Mohedano et al., 2015) y se draga periódicamente (~2 años) para mantener la profundidad requerida (Montaño-Ley et al., 2008). La circulación de la laguna Estero de Urías, está dominada por las corrientes de mareas, con una velocidad de 0.91 ms⁻¹ en la zona portuaria, 0.83 ms⁻¹ en la zona intermedia y 0.31 ms⁻¹ en la zona más alta de la laguna (Cardoso-Mohedano et al., 2015). La morfología de la laguna ha sido modificada debido al desarrollo de infraestructura e instalaciones comerciales en sus alrededores; por ejemplo, la construcción de rompeolas (Vigía-Azada-Crestón, Isla de la Piedra-Chivos y Rompeolas "D") y escolleras, entre las décadas de 1920 y 1940 (SEMARNAT, 2012), para proteger al puerto y delimitar el canal de navegación; la construcción del aeropuerto internacional de Mazatlán (en "9"1) y de la carretera E-17 (en 1965), que comunica al aeropuerto internacional con la Isla de la Piedra, que interrumpió la comunicación que existía entre la laguna y el Río Presidio (Serrato de la Peña, 2014); y la construcción de diversas obras, al interior de la laguna, para actividades de acuicultura a partir de la década de 1980 (e.g., un tapo de concreto para la captura de camarón en 1984 (S.C.P.P Sixto Osuna, 2007).

La vegetación litoral predominante del ecosistema son los manglares, constituidos por: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) y *Avicennia germinans* (mangle negro). La ictiofauna se encuentra representada por especies comerciales como lisa (*Mugil sp.*), constantino (*Centropomus robalito*), pargo (*Lutjanus sp.*), sábalo (*Chanos chanos*), chiro (*Elops affinis*), mojarras de los géneros *Gerres sp.*, *Eugerres sp.*, corvina (*Cynoscion sp.*), entre otras (UAS, 2012).

El municipio de Mazatlán cuenta con una temperatura media anual de 24.8°C y una precipitación total media anual de 878.7 mm (INEGI, 2017). La dirección predominante del viento en verano es de oeste a este (9.36 km h⁻¹) y en invierno proviene del noroeste (9.0 km h⁻¹) (Páez-Valencia, 2012). Mazatlán es una ciudad turística con aproximadamente 501,441 habitantes (cifra que puede aumentar durante las épocas de mayor influencia de turismo) y tiene una tasa de crecimiento de ~4,096 habitantes por año (INEGI, 2020). Cuenta con la mayor flota atunera de Latinoamérica, una planta termoeléctrica y se realizan actividades de transporte de derivados del petróleo (Ruiz-Fernández et al., 2018). Adicionalmente brinda servicios de comercio, pesca, procesamiento de mariscos e industria naval (Molino-Minero-Re et al., 2015).

Además de la escorrentía durante la época de lluvias, la laguna recibe los efluentes de (a) cuatro plantas municipales de tratamiento de aguas residuales que constan de un tratamiento primario y secundario: (PTARs El Castillo, capacidad 8.9 lps, en operación desde 2001; Santa Fé, 48 lps, desde 2008; Urías I, 400 lps, desde 2014 y; Urías II, 400 lps, desde 2021 (JUMAPAM 2019; JUMAPAM 2021; JUMAPAM 2022)); (b) siete unidades de producción acuícola (UPA) dedicadas al cultivo de camarón (CONABIO, 2010), en su mayoría ubicadas en la parte más distal al mar del cuerpo lagunar, cuyas aguas residuales (enriquecidas en residuos particulados) son vertidas a la laguna en cada periodo de cosecha (SEMARNAT, 2008) (Fig. 1) y; (c) diversos asentamientos humanos e instalaciones industriales (Sánchez-Rodríguez & Calvario-Martínez, 2020). Además, el brazo nororiental de EUL, conocido como Estero del Infiernillo, recibe constantes descargas de aguas residuales no tratadas (Páez-Osuna et al., 1998), que han aportado altas concentraciones de metales a EUL (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001).



Figura 1. Laguna costera Estero de Urías, México (EUL). Ubicación de sitios de recolección de núcleos sedimentarios EU08 (marca blanca), EU09 (marca roja) y EU14 (marca amarilla), de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (PTARs, círculos azules: 1 Urías II, 2 Urías I, 3 El Castillo y 4 Santa Fe) y unidades de producción acuícola (UPAs, círculos verdes: 1 Los Cocos, 2 Don Jorge, 3 El Cayo, 4 Crustáceos de El Castillo, 5 Sixto Osuna, 6 Don Rigo Peña y 7 granja Facultad de Ciencias del Mar) que descargan sus efluentes a la laguna.

Estudios previos han reportado problemas diversos de contaminación en la laguna Estero de Urías; por ejemplo, altas concentraciones de Hg en sedimentos, que se atribuyeron a las actividades en la zona industrial-portuaria (Raygoza-Viera, 2015); altas concentraciones de As en sedimento superficial, que se asociaron a la zona del parque industrial “Alfredo Bonfil” y a la planta harinera (Serrato de la Peña, 2014); incremento en las concentraciones de Hg, Pb, V y Ni en sedimentos desde 1960, debido al crecimiento de desarrollos urbanos e industriales alrededor de la laguna, particularmente con el comienzo de la operación de la planta termoeléctrica en 1980 (Ontiveros-Cuadras et al., 2019); así como altas concentraciones de Cr, Fe y Mn en mejillones (*Mytella strigata*), y Ni y Pb en ostiones (*Crassostrea palmula*), cuyo consumo implicarían riesgo potencial para la salud pública (Ruiz-Fernández et al., 2018).

8. Materiales y métodos

8.1. Muestreo

Para reducir la posibilidad de recolectar sedimentos mezclados, los sitios de muestreo se seleccionaron de acuerdo con los criterios descritos en OIEA (2012); es decir, se evitaron las zonas de dragado (aledañas al puerto), embarcaderos, áreas en las que se desarrolla pesca de arrastre o se utilizan embarcaciones impulsadas con varas. Los núcleos sedimentarios EU08 y EU09 se recolectaron el 21 de agosto del 2020 y el núcleo EU14 el 26 de mayo del 2021 en la laguna estero de Urías, mediante un nucleador de gravedad Uwitec® y con asistencia de buzos (Tabla 2); con un tubo de PVC transparente, de 8.6 cm de diámetro interno y 1 m de largo. Los núcleos recolectados se transportaron de inmediato al laboratorio para su procesamiento.

Tabla 2. Datos de muestreo de los núcleos sedimentarios EU08, EU09 y EU14 de la laguna costera Estero de Uriás, México.

Clave del núcleo	Fecha de muestreo	Coordenadas	Profundidad (m)	Longitud del núcleo (cm)
EU08	21 de agosto del 2020	23.17606° N 106.35186° O	3.3	51
EU09	21 de agosto del 2020	23.17267° N 106.35163° O	1.7	43
EU14	26 de mayo del 2021	23.1524274° N 106.3242393° O	1.5	40

8.2. Preparación de muestras

Los núcleos se extrudieron y seccionaron en intervalos de 1 cm de espesor. Las muestras se pesaron antes y después de secarse, para lo cual se congelaron por un mínimo de 24 h y se liofilizaron a una presión de 36 a 76 x 10⁻³ mbar y temperatura de -40°C, durante 72 horas con una liofilizadora Labconco (modelo 7754042). Las muestras se molieron con un pistilo y mortero de porcelana hasta obtener una consistencia fina, excepto las alícuotas para el análisis de tamaño de grano.

8.3. Análisis de laboratorio

8.3.1. Pérdidas por ignición

Se determinó el porcentaje de pérdidas por ignición (PPI) en las muestras de sedimentos, mediante combustión en una mufla marca Thermo Fisher Scientific 1100 °C (modelo BF51800), a 550°C y 950°C, para estimar las concentraciones de MO (PPI₅₅₀) y de carbonatos (PPI₉₅₀), respectivamente.

8.3.2. Distribución de tamaño de grano

El porcentaje de arenas, limos y arcillas de los sedimentos se determinó por difracción láser mediante el analizador del tamaño de grano Malvern Mastersizer (modelo 2000E). Previo al análisis se eliminó la MO presente en las muestras con peróxido de hidrógeno (H₂O₂) al 30%. Se calcularon los porcentajes de las fracciones de tamaño de grano: arena (63 µm – 2 mm), limo (4 µm – 63 µm) y arcilla (<4 µm) (Wentworth, 1922).

8.3.3. Actividad de ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra y ¹³⁷Cs

La actividad de los radionúclidos para el fechado se determinó mediante el análisis por espectrometría de rayos gamma (detector HPGe, Ortec-Ametek), de alícuotas de 4 mL de sedimento seco y molido, que se colocaron en viales de polietileno (5.6 cm de largo y 1.1 cm de diámetro interno) y se sellaron herméticamente con tapón de goma y cinta teflón. La actividad de ²¹⁰Pb_{total} se determinó en la región de energía de 46.5 keV y la de ¹³⁷Cs, en la región de 661.7 keV. La actividad de ²¹⁰Pb_{soportado} se estimó a través de la actividad de ²²⁶Ra, que se determinó mediante el análisis de su descendiente radioactivo ²¹⁴Pb (351.9 keV), bajo la suposición de equilibrio secular entre ambos isótopos (OIEA, 2012). Los viales sellados se almacenaron al menos 21 días antes de analizarlos, para asegurar el equilibrio entre ²²⁶Ra y los descendientes de ²²²Rn, que es un gas. Los tubos se colocaron en los detectores durante 2-3 días, para obtener una incertidumbre de conteo <10% para ²¹⁰Pb (Díaz-Asencio et al., 2020).

8.3.4. Análisis de microplásticos

Los métodos de extracción y análisis de MPs utilizados en el presente estudio se presentan a detalle en el Anexo 1 (“Manual de procedimientos para el análisis de microplásticos en sedimentos” del Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología).

Para la extracción de las partículas de MPs, se utilizó el método de flotación (NOAA, 2015) que consiste en separar las partículas de plástico (0.92-1.5 g cm⁻³, Harris et al., 2020) del sedimento (2.60-2.75 g cm⁻³, Haan et al., 1994) con base en la diferencia de sus densidades (Tabla 3, Harris et al., 2020), a partir de una mezcla con solución saturada de NaCl (~1.2 g cm⁻³, Sigma-Aldrich, 2018), de manera que, después de la mezcla, el sedimento se asiente en el fondo y las partículas con densidades inferiores a la densidad del sedimento permanezcan en suspensión o floten hacia la superficie de la solución. Posteriormente, se extrae el sobrenadante con las partículas de plástico para su posterior procesamiento.

Tabla 3. Densidad de diferentes tipos de partículas plásticas y partículas naturales que pueden encontrarse en los sedimentos y su procedencia más común (Harris et al., 2020).

Densidad (g cm ⁻³)	Nombre químico	Ejemplos comunes
Partículas plásticas antropogénicas		
0.92	Polipropileno (PP)	Tapas de botellas, cuerdas
0.95	Poliétileno (PE)	Bolsas de plástico
1.01-1.09	Poliestireno (FPS)	Flotadores, contenedores
1.15	Poliamida (Nylon)	Redes de pesca, ropa
1.24	Acetato de celulosa	Filtros de cigarrillos
1.30	Cloruro de polivinilo (PVC)	Películas de plástico
1.35	Poliéster	Ropa
1.39	Tereftalato de polietileno (PET)	Botellas de plástico, alfombras, ropa
1.50	Rayón	Ropa
Partículas naturales		
0.90-1.30	Materia orgánica	Madera, hojas, restos de algas
1.70-2.00	Montmorillonita	Arcillas
2.16-2.68	Caolinita	Arcillas
2.65	Cuarzo	Arena de playa
2.71	Calcita	Cocolitos, bivalvos, gastrópodos
2.95	Aragonita	Corales, pterópodos, bivalvos, gastrópodos

En este estudio, se tomaron muestras de 5 g de sedimento homogeneizado, seco y sin moler, sometidos previamente a digestión con H₂O₂ para eliminar la MO. Los MPs se extrajeron por flotación y se separaron por filtración (filtros de microfibras de vidrio Whatman, grado GF/F, tamaño de poro de 0.7 µm; diámetro de 4.7 cm) con una bomba de vacío Thermo Barnant 400-3910 Vacuum Pressure Station. Los filtros se analizaron bajo un microscopio estereoscópico con aumento 35x (LABOMED, Luxeo 4Z) y se cuantificó el número de partículas, así como su tamaño (con regla micrométrica), color y forma. Para facilitar la identificación de partículas plásticas transparentes, adicionalmente se utilizó la técnica de conteo con tinción, para lo cual se tiñeron los filtros con solución rojo de Nilo (a una concentración de 10 µg ml⁻¹) y se analizaron bajo un estereomicroscopio con aumento 50x (ZEISS, Stemi 508) y con adaptación de cámara (ZEISS, AxioCam 208 color) y lámpara de fluorescencia (NIGHTSEA, SFA, emisión de luz de 360-380 nm) y se cuantificó el número de partículas y su tamaño.

8.3.4.1. Solución saturada de cloruro de sodio (NaCl)

Para la preparación de solución saturada de cloruro de sodio (~1.2 g cm⁻³, Sigma-Aldrich, 2018), se disolvieron 280 g de NaCl por litro de agua desionizada filtrada. La solución se tamizó con tamiz de

mallá de 63 μm para reducir la contaminación por MPs presentes en la sal. Una vez filtrada, la solución saturada de NaCl se almacenó en frascos de vidrio ámbar.

Para verificar el valor de la densidad de la solución saturada NaCl, se tomaron seis alícuotas de 1 ml de solución NaCl con micropipeta; se registraron los pesos y se calculó el promedio, la desviación estándar y el coeficiente de variación de las seis réplicas. La micropipeta utilizada (Nichiryo modelo Nichipet EX) se calibró mediante la determinación del peso de seis alícuotas de 1 ml de agua desionizada, se calculó el promedio, la desviación estándar y el coeficiente de variación de las seis réplicas. Dado que la densidad del agua destilada es de 1 kg L^{-1} , la masa del agua es equivalente al volumen servido por la pipeta.

La densidad de la solución NaCl (ρ_{NaCl}) se obtuvo como el cociente del promedio del peso (P_{NaCl}) y el promedio del volumen servido por la pipeta (V_A) (ecuación 8) y se aseguró que la densidad de la solución saturada NaCl fuera $1.19 \pm 0.01 \text{ g cm}^{-3}$.

$$\rho_{\text{NaCl}} = \frac{P_{\text{NaCl}} (\text{kg})}{V_A (\text{L})} \quad (\text{ecuación 8})$$

La incertidumbre se obtuvo con el método de propagación de incertidumbres, como el producto de la densidad de la solución NaCl (ρ_{NaCl}) por la raíz cuadrada de la suma de cuadrados del cociente de la desviación estándar de las seis réplicas de solución NaCl (σ_{NaCl}) y su promedio (P_{NaCl}), y el cociente de la desviación estándar de las seis réplicas de agua desionizada (σ_A) y su promedio (P_A) (ecuación 9).

$$u_{\text{NaCl}} = \rho_{\text{NaCl}} \times \sqrt{\left(\frac{\sigma_{\text{NaCl}}}{P_{\text{NaCl}}}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_A}{P_A}\right)^2} \quad (\text{ecuación 9})$$

8.3.4.2. Digestión de materia orgánica en sedimentos

Los sedimentos contienen MO que tiene capacidad de formar agregados con los MPs. Las partículas plásticas, al quedar atrapadas en la MO ($1.2\text{-}1.4 \text{ g cm}^{-3}$, Haan et al., 1994) o por la adhesión de microorganismos (bioincrustación) (Morét-Ferguson et al., 2010; Long et al., 2015; Kooi, et al., 2017; Kaiser, et al., 2017;) aumentan su peso y pueden alcanzar densidades cercanas a las arenas (2.65 g cm^{-3}) y arcillas ($1.70\text{-}2.68 \text{ g cm}^{-3}$) (Tabla 3), lo que provoca que MPs ligeras sedimenten durante la flotación y se reduzca la eficiencia de la extracción de los MPs por diferencia de densidades (Liu et al., 2019; Vermeiren et al., 2020). Por lo anterior es necesario eliminar la MO en las muestras de sedimento antes de realizar la separación por diferencia de densidades.

Para la eliminación de MO se colocaron 5 g de sedimento homogeneizado, seco y sin moler, en vasos de precipitado de 800 ml. Se añadieron 5 ml de H_2O_2 a los vasos con muestra y blancos de procedimiento. Al mezclar el sedimento con H_2O_2 se produce efervescencia; una vez que la efervescencia en los vasos con muestra cesó, se añadieron 5 ml de H_2O_2 adicionales a los vasos de precipitados, se observó la reacción y se dejó en reposo hasta que la reacción cesara. Se repitió el procedimiento de añadir H_2O_2 , observar la reacción y dejar en reposo hasta que no se observó reacción de efervescencia, lo cual indica la completa remoción de MO. Una vez removida la MO en las muestras, los vasos con muestra digerida y blancos de procedimiento se pusieron en evaporación hasta casi sequedad a 40°C en plancha de calentamiento. Para eliminar residuos de H_2O_2 en los vasos con muestra digerida y blancos de procedimiento, se añadió 10 ml de agua desionizada filtrada a los vasos y se pusieron en evaporación a 40°C en plancha de calentamiento hasta casi sequedad. Los vasos con muestra digerida y blancos de procedimiento se secaron en horno Venticell-ECOLine, MMM Group a 50°C por una noche, los vasos se pesaron y se registraron los pesos en la bitácora del laboratorio.

8.3.4.3. Flotación

Para la extracción de MPs por diferencia de densidades (NOAA, 2015), se agregó solución saturada de NaCl ($\sim 1.2 \text{ g cm}^{-3}$) hasta 2 cm por debajo del borde de los vasos de precipitado de 800 ml con muestra digerida y blancos de procedimiento, y se dejaron reposar por una noche. Se decantaron 400 ml de solución de los vasos con muestra y blancos de procedimiento (sobrenadante A) y se reservaron en vasos de precipitado de 1 L. Se rellenaron los vasos con muestra y blancos de procedimiento con 400 ml de solución saturada de NaCl y se dejaron reposar por una noche. Se volvieron a decantar 400 ml de solución de los vasos con muestra y blancos de procedimiento (sobrenadante B) y se agregaron a los vasos de 1 L (solución sobrenadante A+B).

8.3.4.4. Filtración

Para la filtración de los sobrenadantes (A+B) se usaron filtros de microfibras de vidrio Whatman, grado GF/F, tamaño de poro de $0.7 \mu\text{m}$; diámetro de 4.7 cm). Para asegurar la limpieza de los filtros, estos se pesaron, se registraron los pesos en bitácora y se colocaron en cajas Petri de vidrio (un filtro por caja Petri). Los filtros contenidos en las cajas Petri se calcinaron en mufla (Thermo Fisher Scientific 1100 °C BF51800) a 450 °C por 4 h. Después de ser calcinados, los filtros se pesaron en balanza analítica Ohaus™ modelo Voyager (0.1 mg de precisión) y se registraron los pesos en bitácora.

Las soluciones de sobrenadantes (A+B) se filtraron con una bomba de vacío (Thermo Barnant 400-3910 Vacuum Pressure Station). Los filtros con muestra y blancos de procedimiento se colocaron en cajas Petri y se secaron a 50°C durante 24 h en horno Venticell-ECOLine, MMM Group. Los filtros con muestra y blancos de procedimiento se pesaron, se registraron los pesos en bitácora y se almacenaron para el análisis posterior de identificación y cuantificación de MPs.

8.3.4.5. Identificación óptica

Para la identificación de MPs, se colocó cada filtro con muestra y blanco de procedimiento bajo un microscopio estereoscópico y se superpuso una tapa de caja Petri rayada para mantener orden secuencial durante la inspección visual. Se inició el conteo desde la parte superior del filtro, con desplazamiento de izquierda a derecha; se bajó una fila y se continuó de derecha a izquierda y así sucesivamente, hasta que se completaron todas las filas de la caja Petri rayada. Durante la inspección visual, se cuantificó el número de partículas observadas con ayuda de un contador de laboratorio 8 teclas Clay Adams y se registró su color y forma (fibras, fragmentos, espumas, películas y pellets) en hojas de registro. Cada filtro se observó por duplicado.

8.3.4.6. Cuantificación por método de tinción

Para la tinción de los filtros con muestra y blancos de procedimiento, se utilizó una solución de rojo de Nilo (0.01 mg ml⁻¹, Maes et al., 2017 & Lv et al., 2019). La solución de rojo de Nilo (0.01 mg ml⁻¹) se preparó mediante la disolución de 10 mg de rojo de Nilo (Sigma-Aldrich, N3013-100 mg) en 1 ml de acetona; la solución se llevó a volumen de 100 ml con agua desionizada filtrada. Los filtros se fijaron en portaobjetos (previamente limpiados con alcohol etílico al 70% para asegurar su limpieza (remoción de partículas), con cinta adhesiva de papel y se etiquetaron. Se tomaron de 0.08 a 0.09 ml de solución rojo de Nilo con una jeringa y se añadieron gotas a cada filtro hasta cubrirlos completamente. Se colocaron tapas de caja Petri sobre los filtros teñidos para evitar contaminación y se dejaron secar durante 30 min. Para la cuantificación de MPs, se superpuso una tapa de caja Petri rayada en los filtros teñidos y se colocaron bajo microscopio. Se inició el conteo desde la parte superior del filtro, con desplazamiento de izquierda a derecha; se bajó una fila y se continuó de derecha a izquierda y así sucesivamente, hasta que se completaron todas las filas de la caja Petri rayada. Durante la inspección

visual, se cuantificó el número de partículas observadas con ayuda de un contador manual metálico Acme B410 y se registró en bitácora. Cada filtro se observó por duplicado.

8.3.5. Control de calidad

El control de calidad de los análisis incluyó el uso de blancos (de procedimiento y de conteo) para el análisis de abundancia de MPs y análisis de reproducibilidad de las abundancias de MPs, pérdidas por ignición y tamaño de grano.

8.3.5.1. Análisis de blancos

Los blancos de procedimiento (que incluyen todos los reactivos, excepto la muestra) fueron sometidos a los mismos procedimientos de extracción y análisis que las muestras, para conocer la contaminación por MPs en el ambiente, en el agua desionizada y la solución salina que se utiliza para la separación de MPs por flotación.

Para conocer la abundancia de MPs en los blancos de procedimiento, debido a la contaminación por aire, durante la identificación al estereoscopio, se utilizaron blancos de conteo; el procedimiento consistió en colocar una caja Petri de vidrio, con agua desionizada filtrada, en el área de trabajo y contar las partículas encontradas en el agua desionizada al iniciar y al terminar la identificación óptica. La diferencia entre conteos corresponde al aporte de MPs por aire durante el tiempo de conteo (MPs_{T.C.}).

El porcentaje de contaminación por aire (C.A.) presente en los blancos de procedimiento se calculó como el cociente del aporte de MPs por aire durante el tiempo de conteo (MPs_{T.C.}) entre los MPs en el blanco de procedimiento (MPs_{B.P.}), por cien (ecuación 10).

$$C.A. (\%) = \frac{MPs_{T.C.}}{MPs_{B.P.}} \times 100 \quad (\text{ecuación 10})$$

Del primer sextuplicado, el blanco de procedimiento mostró que el 55% de los MPs encontrados en los filtros con muestras sin teñir y el 77% de los MPs en los filtros con muestras teñidas provienen de fuentes contaminantes en el laboratorio; del análisis del blanco de conteo se determinó que del 3 al 14% de la contaminación en el blanco de procedimiento proviene del aire (Tabla 4 y 5). Del segundo sextuplicado, el blanco de procedimiento mostró que el 30% de los MPs encontrados en los filtros con muestras sin teñir y el 55% de los MPs en los filtros con muestras teñidas provienen de fuentes contaminantes en el laboratorio; del análisis del blanco de conteo se determinó que del 3 al 25% de la contaminación en el blanco de procedimiento proviene del aire (Tabla 4 y 5).

8.3.5.2. Análisis de reproducibilidad

Para evaluar la reproducibilidad de los resultados obtenidos de las abundancias de MPs, pérdidas por ignición y tamaño de grano, se realizaron análisis de réplicas (n = 6) de muestras de sedimento. En el caso del análisis de abundancias de MPs, los conteos de filtros sin tinción se hicieron por duplicado y los conteos de filtros con tinción por triplicado. Por cada sextuplicado, se incluyó un blanco de procedimiento y un blanco de conteo.

Con los resultados obtenidos del análisis de réplicas se calculó el coeficiente de variación (CV), ampliamente utilizado para expresar precisión y repetibilidad de métodos analíticos (Karnes & March, 1993; Currie, 1995; Eurachem 2014; Little, 2016; FAO-WHO, 2017), de conformidad con la ecuación 12 (Karnes & March, 1993), donde \bar{x} representa el valor promedio y σ a la desviación estándar, de los valores obtenidos del análisis de réplicas (ecuación 11).

$$C.V. (\%) = \frac{\bar{x}}{\sigma} \times 100 \quad (\text{ecuación 11})$$

No existe un criterio único de aceptación del CV y éste puede variar con el tipo de muestra y analito de interés; sin embargo, suele encontrarse entre 10 y 25% (Karnes & March, 1993; Currie, 1999;

Magnusson & Örnemark, 2014; Little, 2016; FAO-WHO, 2017). Para los propósitos de este estudio, se estableció un CV $\leq 10\%$ como el valor mínimo aceptable de precisión para todos los métodos.

Del análisis de réplicas se obtuvo un CV=6% para la estimación de MO (PPI₅₅₀), un CV=4% para la estimación de carbonatos (PPI₉₅₀), un CV=2% para la estimación de arenas (63 μm – 2 mm), un CV=3% para la estimación de limos (4 μm – 63 μm) y CV=4% para la estimación de arcillas (<4 μm), es decir, todas las determinaciones tuvieron una precisión aceptable (CV<10%, Tabla 6).

En el caso del análisis de réplicas de la abundancia de MPs, se obtuvo un CV=9% sin tinción y CV=3% con tinción en el primer sextuplicado y, en el segundo sextuplicado, se obtuvo un CV=6% sin tinción y CV=2% con tinción, es decir, ambas determinaciones tuvieron una precisión aceptable (CV<10%, Tabla 6).

La abundancia de MPs del primer sextuplicado fue de $1,133 \pm 103$ partículas kg^{-1} sin tinción y $5,589 \pm 142$ partículas kg^{-1} con tinción. Se observaron únicamente fibras, principalmente de color azul, negro y blanco/trasparente, en un intervalo de tamaño de 0.1 a 3.4 mm (Tabla 6 y 7). La abundancia de MPs en el segundo sextuplicado fue de 950 ± 55 partículas kg^{-1} sin tinción y $5,720 \pm 103$ partículas kg^{-1} con tinción. Se observaron fibras (86%) y fragmentos (14%), principalmente de color azul, negro y blanco/trasparente, en un intervalo de tamaño de 0.1 a 4 mm (Tabla 6 y 7).

Para determinar si las abundancias obtenidas (con y sin tinción) son comparables entre sextuplicados, se calculó el Z-score acorde a la ecuación 12 (Analytical Methods Committee, 2016), donde A representa el promedio de abundancia en el sextuplicado A, B el promedio de abundancia en el sextuplicado B, σ_A es la desviación estándar del promedio de abundancia A y σ_B la desviación estándar del promedio de abundancia B (ecuación 12) y se consideró como abundancias comparables a aquellas con $Z\text{-score} \leq |2|$ (Triola, 2010, Analytical Methods Committee, 2016). Se obtuvo un z-score=1.57 para muestras sin teñir, y un z-score=0.74 para muestras teñidas, por lo que se determinó que los valores son comparables entre sextuplicados (con y sin tinción).

$$Z\text{-score} = \frac{A-B}{\sqrt{(\sigma_A)^2+(\sigma_B)^2}} \quad (\text{ecuación 12})$$

En ambos sextuplicados se observó mayor abundancia de MPs con la técnica de tinción con rojo de Nilo bajo microscopio con lámpara de fluorescencia (entre 493 y 602%), que con la identificación óptica bajo microscopio estereoscópico.

El tinte rojo de Nilo tiene una alta adsorción a los plásticos, lo que se traduce en mayor intensidad de fluorescencia, no es tóxico, es de bajo costo y su uso es sencillo (Shruti et al., 2022). Por otra parte, algunos residuos orgánicos, como la lignina y la quitina de la madera, también pueden teñirse con este tinte, lo que podría generar confusión durante la visualización (Kang et al., 2020)

Tabla 4. Porcentaje de contaminación en el laboratorio y porcentaje de contaminación por aire durante las pruebas de reproducibilidad del método de análisis de MPs sin tinción en dos sextuplicados de muestras de sedimento superficial.

	Muestra	Total de MPs	Contaminación en el laboratorio (%)	Promedio de contaminación en el laboratorio (%)	Contaminación por aire (%)
1er sextuplicado	Blanco de conteo	2	-	55	14
	Blanco de procedimiento	14	-		
	E-22 010920 D(I)	25	56		
	E-22 010920 D(II)	26	54		
	E-22 010920 D(III)	27	52		
	E-22 010920 D(IV)	24	58		
	E-22 010920 D(V)	25	56		
	E-22 010920 D(VI)	25	56		
2do sextuplicado	Blanco de conteo	1	-	30	25
	Blanco de procedimiento	4	-		
	E-1 01072020 (I)	14	29		
	E-1 01072020 (II)	13	31		
	E-1 01072020 (III)	13	31		
	E-1 01072020 (IV)	14	29		
	E-1 01072020 (V)	14	29		
	E-1 01072020 (VI)	13	31		

Tabla 5. Porcentaje de contaminación en el laboratorio durante las pruebas de reproducibilidad del método de análisis de MPs con tinción en dos sextuplicados de muestras de sedimento superficial.

	Muestra	Total de MPs	Contaminación en el laboratorio (%)	Promedio de contaminación en el laboratorio (%)	Contaminación por aire (%)
1er sextuplicado	Blanco de conteo	5	-	77	3
	Blanco de procedimiento	186	-		
	E-22 010920 D(I)	242	77		
	E-22 010920 D(II)	240	77		
	E-22 010920 D(III)	240	77		
	E-22 010920 D(IV)	243	76		
	E-22 010920 D(V)	242	77		
	E-22 010920 D(VI)	243	77		
2do sextuplicado	Blanco de conteo	2	-	55	3
	Blanco de procedimiento	71	-		
	E-1 01072020 (I)	128	56		
	E-1 01072020 (II)	129	55		
	E-1 01072020 (III)	129	55		
	E-1 01072020 (IV)	127	56		
	E-1 01072020 (V)	129	55		
	E-1 01072020 (VI)	127	56		

Tabla 6. Coeficiente de variación (CV%) obtenido durante los análisis de réplicas de las pruebas de reproducibilidad de los resultados obtenidos de las abundancias de MPs (con y sin tinción), pérdidas por ignición (PPI_{550} y PPI_{950}) y tamaño de grano (arenas, limos y arcillas).

Análisis de réplicas	Muestra	Desviación estándar	Promedio	CV (%)
Abundancia de MPs sin tinción	E-22	103.2	1133.4	9.1
Abundancia de MPs sin tinción	E-1	55.0	949.6	5.8
Abundancia de MPs con tinción	E-22	141.7	5589.5	2.5
Abundancia de MPs con tinción	E-1	102.5	5719.6	1.8
PPI_{550}	E-11	0.1	2.3	6.0
PPI_{950}	E-11	0.1	1.1	4.1
Arenas	E-9	1.0	55.9	1.9
Limos	E-9	0.9	27.7	3.4
Arcillas	E-9	0.6	16.3	3.5

Tabla 7. Resultados de conteo, morfología, intervalo de tamaño y abundancia de MPs obtenidos de las pruebas de reproducibilidad del método de análisis de MPs sin tinción en dos sextuplicados de muestras de sedimento superficial.

	Muestra	Peso de la alícuota (kg)	Fibras	Fragmentos	Total de MPs	Total de MPs sin blanco de procedimiento	Porcentaje de MPs según su morfología (%)		Intervalo de tamaño (mm)	Abundancia (partículas kg ⁻¹)	Promedio y desviación estándar de abundancia (partículas kg ⁻¹)
							Fibras	Fragmentos			
1er sextuplicado	Blanco de conteo	0	2	0	2	-	-	-	-	-	1,133±103
	Blanco de procedimiento	0	14	0	14	-	-	-	-	-	
	E-22 010920 D(I)	0.010003	25	0	25	11	100	0	0.1-1.4	1,100	
	E-22 010920 D(II)	0.010004	26	0	26	12	100	0	0.1-1.7	1,200	
	E-22 010920 D(III)	0.01	27	0	27	13	100	0	0.1-0.5	1,300	
	E-22 010920 D(IV)	0.010001	24	0	24	10	100	0	0.1-1.7	1,000	
	E-22 010920 D(V)	0.009991	25	0	25	11	100	0	0.1-3.3	1,101	
E-22 010920 D(VI)	0.009995	25	0	25	11	100	0	0.1-1.7	1,101		
2do sextuplicado	Blanco de conteo	0	1	0	1	-	-	-	-	-	950±55
	Blanco de procedimiento	0	4	0	4	-	-	-	-	-	
	E-1 01072020 (I)	0.010004	13	1	14	10	90	10	0.5-2.7	1,000	
	E-1 01072020 (II)	0.010007	12	1	13	9	89	11	0.5-3.0	899	
	E-1 01072020 (III)	0.010005	11	2	13	9	78	22	0.5-2.3	900	
	E-1 01072020 (IV)	0.010002	14	0	14	10	100	0	0.4-4.0	1,000	
	E-1 01072020 (V)	0.010002	13	1	14	10	90	10	0.1-2.0	1,000	
E-1 01072020 (VI)	0.010008	11	2	13	9	78	22	0.1-4.0	899		

Tabla 8. Resultados de conteo y abundancia de MPs obtenidos de pruebas de reproducibilidad del análisis de MPs con tinción en dos sextuplicados de muestras de sedimento superficial

	Muestra	Peso de la alícuota (kg)	Total de MPs	Total de MPs sin blanco de procedimiento	Abundancia (partículas kg ⁻¹)	Promedio y desviación estándar de abundancia (partículas kg ⁻¹)
1er sextuplicado	Blanco de conteo	0	5	-	-	5,589±142
	Blanco de procedimiento	0	186	-	-	
	E-22 010920 D(I)	0.010003	242	57	5,665	
	E-22 010920 D(II)	0.010004	240	54	5,398	
	E-22 010920 D(III)	0.01	240	54	5,433	
	E-22 010920 D(IV)	0.010001	243	57	5,733	
	E-22 010920 D(V)	0.009991	242	56	5,605	
E-22 010920 D(VI)	0.009995	243	57	5,703		
2do sextuplicado	Blanco de conteo	0	2	-	-	5,720±103
	Blanco de procedimiento	0	71	-	-	
	E-1 01072020 (I)	0.010004	128	57	5,664	
	E-1 01072020 (II)	0.010007	129	58	5,829	
	E-1 01072020 (III)	0.010005	129	58	5,830	
	E-1 01072020 (IV)	0.010002	127	56	5,632	
	E-1 01072020 (V)	0.010002	129	58	5,766	
	E-1 01072020 (VI)	0.010008	127	56	5,596	

8.4. Tratamiento de datos

Las cronologías de los dos núcleos se determinaron tanto con el modelo CF (Robbins & Edgington, 1975, Sánchez-Cabeza & Ruiz-Fernández, 2012) a través del paquete ²¹⁰Pb Dating (Sánchez-Cabeza, comunicación personal), como con el modelo bayesiano de fechado con ²¹⁰Pb (Aquino-López et al., 2018), a través del paquete rPlum (Blaauw et al., 2021).

8.4.1. Estimación de tasas de acumulación másica con el modelo de fechado Plum

Dado que rPlum sólo calcula la distribución de probabilidades de la TAS (cm año⁻¹), se extrajeron los datos de esta distribución, se calculó el promedio y desviación estándar de la TAS para cada sección y se calculó la tasa de acumulación másica (TAM, g cm⁻² año⁻¹) como el producto de la TAS y la densidad de cada sección (ecuación 3).

8.4.2. Estimación de la abundancia y flujos de microplásticos

La abundancia de MPs en cada filtro con muestra se obtuvo como el cociente de la resta de las partículas en cada filtro de muestra (MPs_{muestra}) menos las encontradas en el blanco de procedimiento (MPs_{B.P.}), sobre el peso inicial de cada muestra expresado en kilogramos (Peso_{muestra}) (ecuación 13).

$$A_{MPs} = \frac{MPs_{muestra} - MPs_{B.P.}}{\text{Peso muestra (kg)}} \quad (\text{ecuación 13})$$

El flujo de MPs se estimó como el producto de la concentración de MPs y la TAM. Las abundancias y flujos de MPs del presente estudio se agruparon en tres periodos: <1950 (periodo previo a la producción de plástico); 1950 a <1990 (del inicio de producción masiva de plástico al cambio de la pendiente en la producción de plástico, Geyer et al., 2017) y; 1990 a 2021 (del aumento en la producción de plástico, Geyer et al., 2017 al año de muestreo 2021).

8.4.3. Análisis estadísticos

A partir de la prueba de normalidad Shapiro-Wilk (Guisande et al., 2006) se determinó que los datos de los tres núcleos no tenían una distribución normal; y a partir del análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis (JASP, 2019) se verificó si los valores obtenidos eran comparables entre periodos en cada núcleo y entre núcleos.

Para conocer si los colores de las partículas extraídas varían respecto al sitio de muestreo (núcleos) y entre periodos (<1950, 1950 a <1990 y 1990 a 2021), se realizó un análisis de factores, que incluyó como variables los valores porcentuales (mayores a 10%) de colores encontrados para fibras y fragmentos por núcleo, y se utilizó la opción de rotación Varimax. Se consideraron significativas a las variables con cargas >|0.50| y se analizaron los valores de comunalidad, para evaluar en qué grado los factores explican cada variable (valores cercanos a 1 representan mejor a las variables).

Se realizó el análisis de correlación de correlación de Pearson para evaluar la relación entre las abundancias de MP y las variables geoquímicas de los sedimentos tales como distribución de tamaño de grano (indicador de hidrodinámica), contenido de MO (indicador de aguas residuales) y los valores máximos anuales de lluvia en Mazatlán. Todos los análisis estadísticos se realizaron con un nivel de confianza del 95%.

9. Resultados

9.1. Características geoquímicas de los sedimentos

9.1.1. Pérdidas por ignición

Los valores de PPI₅₅₀ fueron comparables entre los tres núcleos (P>0.05). Los valores de PPI₉₅₀ en EU08 fueron significativamente mayores (P<0.05) que en EU09 y EU14, cuyos valores fueron comparables. Los intervalos de PPI₅₅₀ oscilaron entre 4.1 y 9.6% en EU08 (Tabla 9), entre 4.4 y 10.8% en EU09 (Tabla 10) y entre 2.8 y 14.8% en EU14 (Tabla 11) y los de PPI₉₅₀, entre 1.2 y 2.9% en EU08, entre 0.9 y 2.4% en EU09 y entre 1.2 y 2.4% en EU14.

Los porcentajes de PPI₅₅₀ y PPI₉₅₀ mostraron tendencias opuestas entre el núcleo EU08 y los núcleos EU09 y EU14. Los valores de PPI₅₅₀ en EU08 disminuyeron desde 46 cm hasta 14 cm (con los valores más altos entre 36 cm y el fondo y los valores más bajos entre la superficie y 24 cm, Figura 2^a); mientras que los valores aumentaron en EU09 desde 34 cm hasta 6 cm, con valores decrecientes entre la superficie y 6 cm de profundidad y el fondo (Figura 2B) y en EU14 desde 34 cm hasta la superficie (Figura 2C).

Los valores de PPI₉₅₀ en EU08 disminuyeron desde 46 cm hasta 8 cm (con los valores más altos entre 30 cm y el fondo, Figura 2D), mientras que aumentaron en EU09 desde 24 cm hasta 20 cm, (Figura 2E) y en EU14 desde 20 cm hasta 18 cm (con los valores más altos entre 32 cm y 34 cm y los valores más bajos entre 14 cm y el fondo, Figura 2F).

9.1.2. Distribución de tamaño de grano

Los sedimentos de los tres núcleos fueron predominantemente arenosos, con porcentajes similares de limo y arcilla. Los porcentajes de arena fueron significativamente mayores (P<0.05) y los limos

significativamente menores ($P < 0.05$) en EU14, mientras que los porcentajes de arcillas fueron comparables entre los tres núcleos ($P > 0.05$). Los intervalos de tamaño de grano de EU08 oscilaron entre 14.3 – 77.4% de arena, 15.3 – 53.3% de limo y 6.6 – 32.4% de arcilla (Tabla 9), en EU09, los intervalos oscilaron entre 43.6 – 73.6% de arena, 16.2 – 32.8% de limo y 8.9 – 26.8% de arcilla (Tabla 10) y en EU14 los intervalos oscilaron entre 36.1 – 90.2% de arena, 5.8 – 30.53% de limo y 3.9 – 33.4% de arcilla (Tabla 11).

Los perfiles de distribución de tamaño de grano respecto a la profundidad mostraron similitudes entre los 3 núcleos (Figura 3). Por ejemplo, los porcentajes de arena mostraron la tendencia a disminuir hacia la superficie; aunque en EU08, entre 12 y 30 cm de profundidad, se observaron valores crecientes.

Tabla 9. Pérdidas por ignición y distribución de tamaño de grano en el núcleo sedimentario EU08 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Profundidad (cm)	PPI ₅₅₀ (%)	±	PPI ₉₅₀ (%)	±	Arena (%)	±	Limo (%)	±	Arcilla (%)	±
EU-08 0-1	1	6.16	0.37	1.25	0.05	68.8	1.3	22.9	0.8	8.3	0.3
EU-08 1-2	2	5.55	0.33	1.52	0.06	71.1	1.3	20.5	0.7	8.3	0.3
EU-08 3-4	4	4.97	0.29	1.44	0.06	73.2	1.4	19.4	0.7	7.4	0.3
EU-08 5-6	6	4.43	0.26	1.73	0.07	76.8	1.4	16.5	0.6	6.7	0.2
EU-08 7-8	8	4.19	0.25	1.73	0.07	76.9	1.4	16.4	0.6	6.6	0.2
EU-08 9-10	10	4.82	0.29	1.33	0.05	73.9	1.4	17.0	0.6	9.0	0.3
EU-08 11-12	12	4.15	0.25	1.37	0.05	77.4	1.4	15.3	0.5	7.3	0.3
EU-08 13-14	14	4.20	0.25	1.48	0.06	72.8	1.3	17.0	0.6	10.1	0.4
EU-08 15-16	16	5.29	0.32	1.58	0.06	65.5	1.2	21.9	0.7	12.7	0.4
EU-08 17-18	18	5.18	0.31	1.93	0.07	59.7	1.1	25.3	0.9	15.0	0.5
EU-08 19-20	20	6.09	0.36	2.00	0.08	55.9	1.0	26.5	0.9	17.6	0.6
EU-08 21-22	22	6.53	0.39	2.32	0.09	39.2	0.7	35.2	1.2	25.6	0.9
EU-08 23-24	24	6.98	0.42	2.09	0.08	47.5	0.9	31.8	1.1	20.7	0.7
EU-08 25-26	26	7.77	0.46	2.05	0.08	46.5	0.9	31.1	1.0	22.5	0.8
EU-08 27-28	28	7.48	0.45	2.40	0.09	42.2	0.8	35.4	1.2	22.4	0.8
EU-08 29-30	30	7.34	0.44	2.90	0.12	37.1	0.7	39.2	1.3	23.6	0.8
EU-08 31-32	32	6.97	0.42	2.47	0.10	52.9	0.9	27.1	0.9	19.9	0.7
EU-08 33-34	34	7.10	0.43	2.29	0.09	34.5	0.6	38.9	1.3	26.6	0.9
EU-08 35-36	36	9.18	0.55	2.61	0.10	72.4	1.3	16.8	0.6	10.8	0.4
EU-08 37-38	38	9.16	0.55	2.50	0.10	30.4	0.6	42.9	1.4	26.7	0.9
EU-08 39-40	40	8.67	0.52	2.76	0.11	14.3	0.3	53.3	1.8	32.4	1.1
EU-08 41-42	42	9.61	0.57	2.74	0.11	17.8	0.3	52.1	1.8	30.0	1.1
EU-08 43-44	44	8.27	0.49	2.20	0.09	40.3	0.7	35.2	1.2	24.5	0.9
EU-08 45-46	46	6.42	0.38	2.77	0.11	44.6	0.8	34.3	1.2	21.1	0.7
EU-08 47-48	48	6.90	0.41	2.13	0.08	38.1	0.7	34.8	1.2	27.0	0.9
EU-08 49-50	50	6.67	0.39	1.96	0.08	42.0	0.8	34.9	1.2	23.1	0.8
EU-08 50-51	51	6.12	0.39	2.04	0.08	48.6	0.9	29.5	0.9	21.9	0.8

Tabla 10. Pérdidas por ignición y distribución de tamaño de grano en el núcleo sedimentario EU09 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Profundidad (cm)	PPI ₅₅₀ (%)	±	PPI ₉₅₀ (%)	±	Arena (%)	±	Limo (%)	±	Arcilla (%)	±
EU-09 0-1	1	9.97	0.59	2.38	0.09	53.2	0.9	28.3	0.9	18.5	0.7
EU-09 1-2	2	10.77	0.64	2.22	0.09	43.6	0.8	32.8	1.1	23.6	0.8
EU-09 3-4	4	10.29	0.61	1.65	0.06	52.1	0.9	24.9	0.8	22.9	0.8
EU-09 5-6	6	10.18	0.60	1.77	0.07	44.7	0.8	28.6	0.9	26.8	0.9
EU-09 7-8	8	8.68	0.52	1.62	0.06	59.8	1.1	22.3	0.8	17.9	0.6
EU-09 9-10	10	7.52	0.45	1.57	0.06	59.6	1.1	22.7	0.8	17.7	0.6
EU-09 11-12	12	6.86	0.41	1.38	0.05	63.9	1.2	20.3	0.7	15.8	0.6
EU-09 13-14	14	6.79	0.40	1.33	0.05	66.9	1.2	19.4	0.7	13.6	0.5
EU-09 15-16	16	5.98	0.35	1.20	0.04	68.4	1.3	19.1	0.6	12.5	0.4
EU-09 17-18	18	4.95	0.29	1.17	0.04	70.4	1.3	18.9	0.6	10.8	0.4
EU-09 19-20	20	4.47	0.26	0.93	0.03	71.4	1.3	17.6	0.6	11.1	0.4
EU-09 21-22	22	4.38	0.26	1.21	0.04	73.6	1.4	16.2	0.5	10.1	0.4
EU-09 23-24	24	4.62	0.27	1.09	0.04	72.9	1.4	18.1	0.6	8.9	0.3
EU-09 25-26	26	5.29	0.31	1.41	0.05	69.4	1.3	19.8	0.7	10.8	0.4
EU-09 27-28	28	5.22	0.31	2.33	0.09	60.9	1.1	25.2	0.8	13.9	0.5
EU-09 29-30	30	6.73	0.40	1.65	0.06	55.9	1.0	27.7	0.9	16.4	0.6
EU-09 31-32	32	7.23	0.43	2.02	0.08	52.9	0.9	29.9	1.0	17.3	0.6
EU-09 33-34	34	7.47	0.44	2.36	0.09	50.3	0.9	30.0	1.0	19.7	0.7
EU-09 35-36	36	8.28	0.49	1.90	0.07	61.1	1.1	21.4	0.7	17.5	0.6
EU-09 37-38	38	5.92	0.35	1.62	0.06	60.1	1.1	25.8	0.9	14.0	0.5
EU-09 39-40	40	6.16	0.36	1.49	0.06	58.3	1.1	27.2	0.9	14.5	0.5
EU-09 41-42	42	5.31	0.31	1.38	0.05	58.9	1.1	25.4	0.9	15.7	0.6
EU-09 42-43	43	5.27	0.31	1.46	0.05	62.7	1.2	23.5	0.8	13.8	0.5

Tabla 11. Pérdidas por ignición y distribución de tamaño de grano en el núcleo sedimentario EU14 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Profundidad (cm)	PPI ₅₅₀ (%)	±	PPI ₉₅₀ (%)	±	Arena (%)	±	Limo (%)	±	Arcilla (%)	±
EU-14 00-01	1	12.90	0.31	1.76	0.08	46.8	0.5	23.5	0.3	29.7	0.3
EU-14 01-02	2	14.75	0.36	1.87	0.08	36.1	0.4	30.5	0.4	33.4	0.3
EU-14 03-04	4	12.55	0.30	1.98	0.09	44.3	0.5	25.7	0.3	30.0	0.3
EU-14 05-06	6	11.02	0.26	1.74	0.08	53.5	0.6	19.5	0.2	27.1	0.2
EU-14 07-08	8	9.14	0.22	1.57	0.07	62.9	0.7	19.9	0.2	17.1	0.2
EU-14 09-10	10	7.26	0.17	1.49	0.06	70.0	0.8	14.3	0.2	15.7	0.1
EU-14 11-12	12	6.92	0.16	1.45	0.06	71.9	0.8	12.5	0.1	15.7	0.1
EU-14 13-14	14	5.78	0.14	1.16	0.05	71.7	0.8	14.3	0.2	14.1	0.1
EU-14 15-16	16	7.68	0.18	1.53	0.07	63.1	0.7	16.7	0.2	20.2	0.2
EU-14 17-18	18	7.22	0.17	1.44	0.06	67.3	1.2	16.8	1.2	15.9	1.2
EU-14 19-20	20	6.91	0.16	1.61	0.07	67.8	0.8	16.5	0.2	15.7	0.1
EU-14 21-22	22	5.91	0.14	1.81	0.08	72.0	0.8	14.8	0.2	13.2	0.1
EU-14 23-24	24	4.82	0.11	1.61	0.07	76.7	0.9	12.4	0.1	10.9	0.1
EU-14 25-26	26	4.37	0.10	1.52	0.07	75.3	0.9	14.8	0.2	9.9	0.1
EU-14 27-28	28	4.37	0.10	1.36	0.06	79.4	0.9	12.2	0.1	8.4	0.1
EU-14 29-30	30	5.48	0.13	1.52	0.07	75.0	0.4	14.1	0.4	10.8	0.3
EU-14 31-32	32	4.81	0.11	2.41	0.11	70.7	0.8	16.3	0.2	13.1	0.1
EU-14 33-34	34	4.82	0.11	2.37	0.10	76.9	0.9	12.6	0.1	10.5	0.1
EU-14 35-36	36	3.73	0.09	1.88	0.08	82.7	0.9	9.9	0.1	7.4	0.1
EU-14 37-38	38	3.09	0.07	1.20	0.05	87.4	1.0	7.7	0.1	4.9	0.0
EU-14 39-40	40	2.76	0.06	1.24	0.05	90.2	1.0	5.8	0.1	3.9	0.0

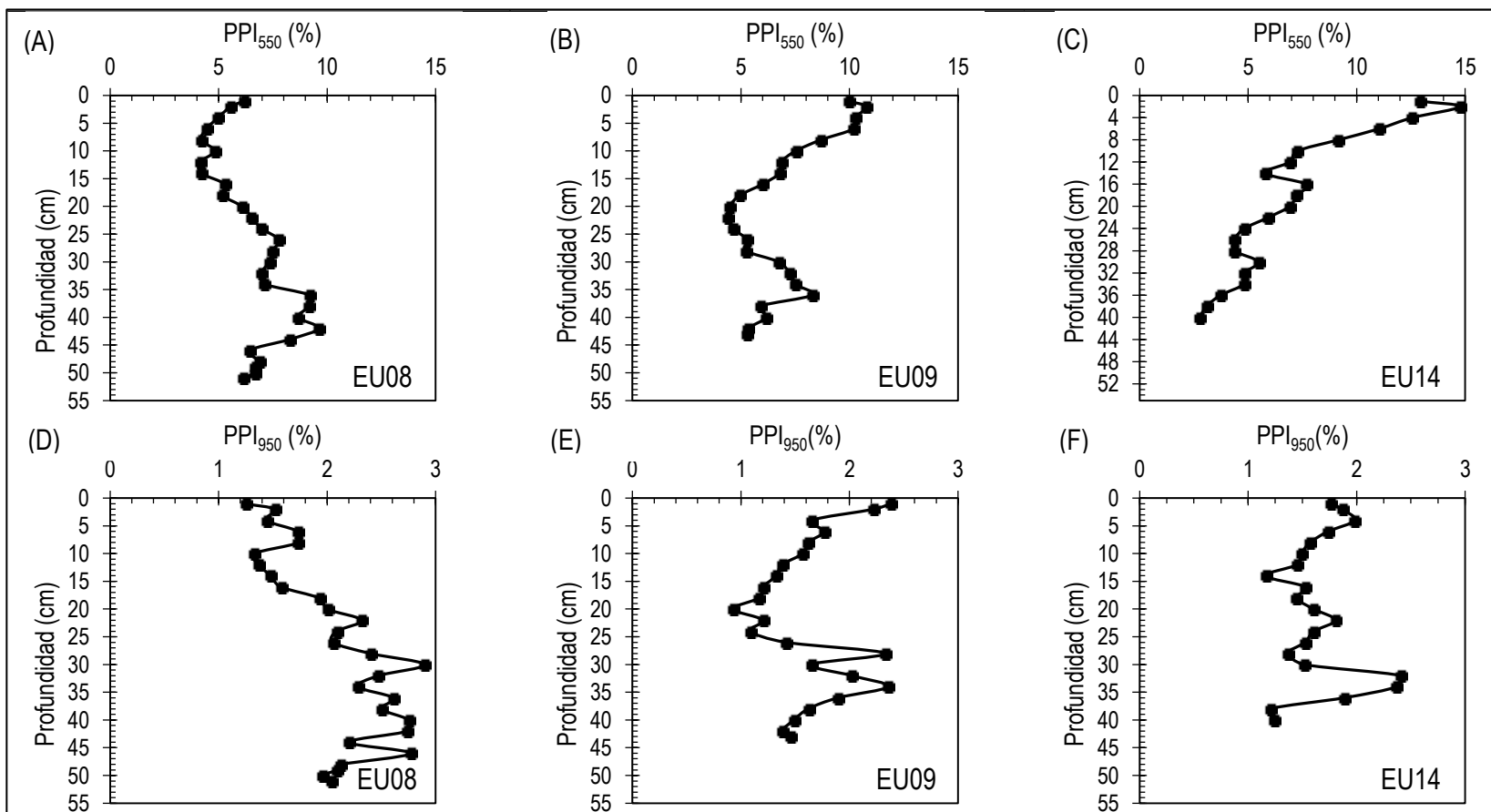


Figura 2. Perfiles de porcentaje de pérdidas por ignición (PPI_{550} y PPI_{950}) respecto a la profundidad en núcleos sedimentarios de la laguna costera Estero de Urias, México.

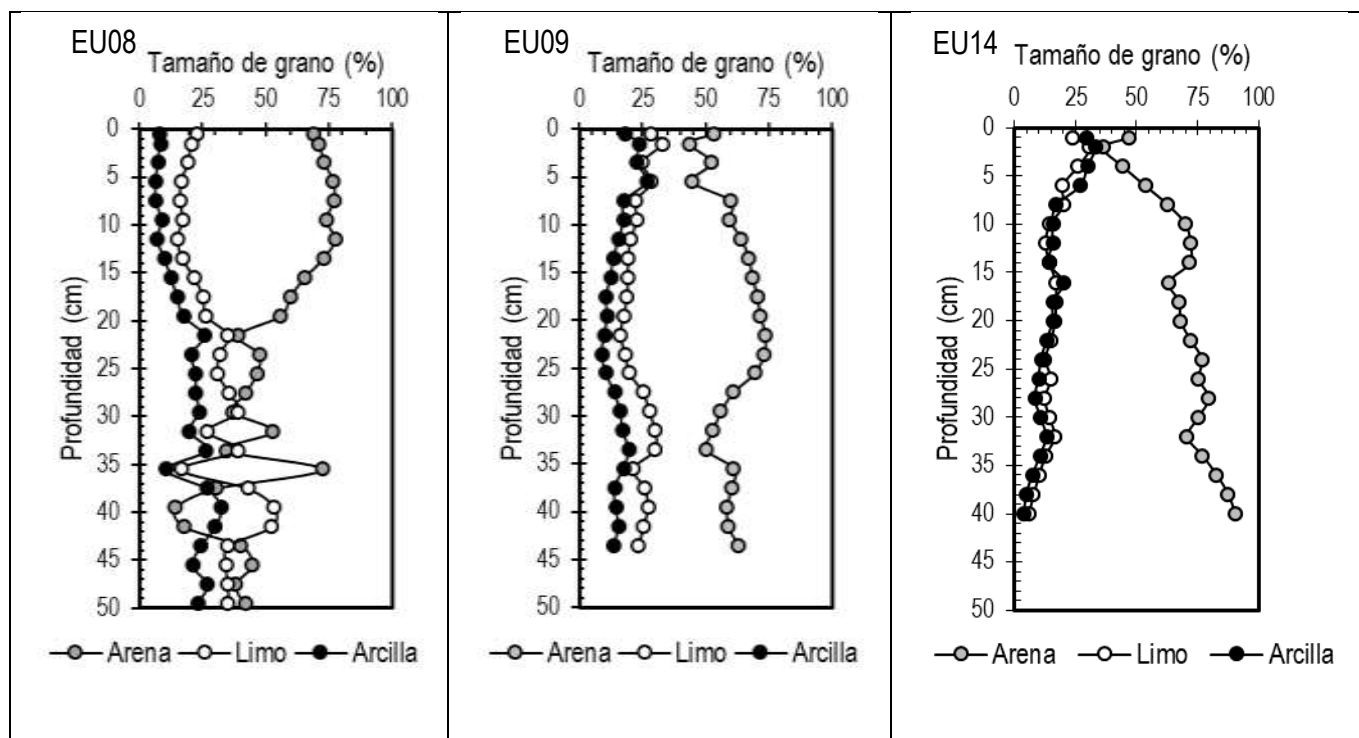


Figura 3. Perfiles de distribución de tamaño de grano respecto a la profundidad en los núcleos sedimentarios EU08, EU09 y EU14, recolectados en la laguna costera Estero de Urías, México.

9.2. Fechado de sedimentos con ^{210}Pb

9.2.1. Actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, ^{226}Ra y ^{137}Cs

Los valores de ^{210}Pb y ^{226}Ra en EU14 fueron significativamente menores al resto de los núcleos ($P < 0.05$). El intervalo de actividades de ^{210}Pb en EU08 osciló entre 27.6 y 44.4 Bq kg^{-1} , en EU09, entre 23.9 y 60.2 Bq kg^{-1} y en EU14 entre 17.7 y 43.6 Bq kg^{-1} . Las actividades de ^{226}Ra en EU08 oscilaron entre 27.2 y 41.3 Bq kg^{-1} , en EU09, entre 23.7 y 41.0 Bq kg^{-1} y en EU14, entre 17.7 y 25.9 Bq kg^{-1} .

Los tres núcleos muestran valores crecientes de ^{226}Ra desde el fondo hacia profundidades intermedias, a partir de donde, los valores disminuyen hacia la superficie en EU08 y EU09, pero se mantienen casi constantes en EU14 (Figura 4). En EU09 y EU14 se observaron valores decrecientes de ^{210}Pb desde 4 cm hasta el fondo, mientras que en EU08 se observa un aumento de ^{210}Pb desde 16 cm hasta 24 cm (Figura 4).

Las actividades de ^{137}Cs en los tres núcleos fueron muy bajas ($< 0.9 \text{ Bq kg}^{-1}$ en EU08, $< 2.6 \text{ Bq kg}^{-1}$ en EU09 y $< 1.4 \text{ Bq kg}^{-1}$ en EU14) y una cantidad considerable de las secciones analizadas mostraron valores por debajo de la actividad mínima detectable (AMD, 1.2).

El perfil de ^{137}Cs respecto a la profundidad en el núcleo EU08 mostró valores detectables sólo entre la superficie y 2 cm de profundidad (Figura 5^a); en EU09, la mayoría de las secciones de ^{137}Cs tuvieron valores comparables (dentro de la incertidumbre) y los máximos se encontraron entre 1 y 4 cm de profundidad (Figura 5B); en EU14 se observaron valores detectables entre la superficie y 14 cm de profundidad (Figura 5C).

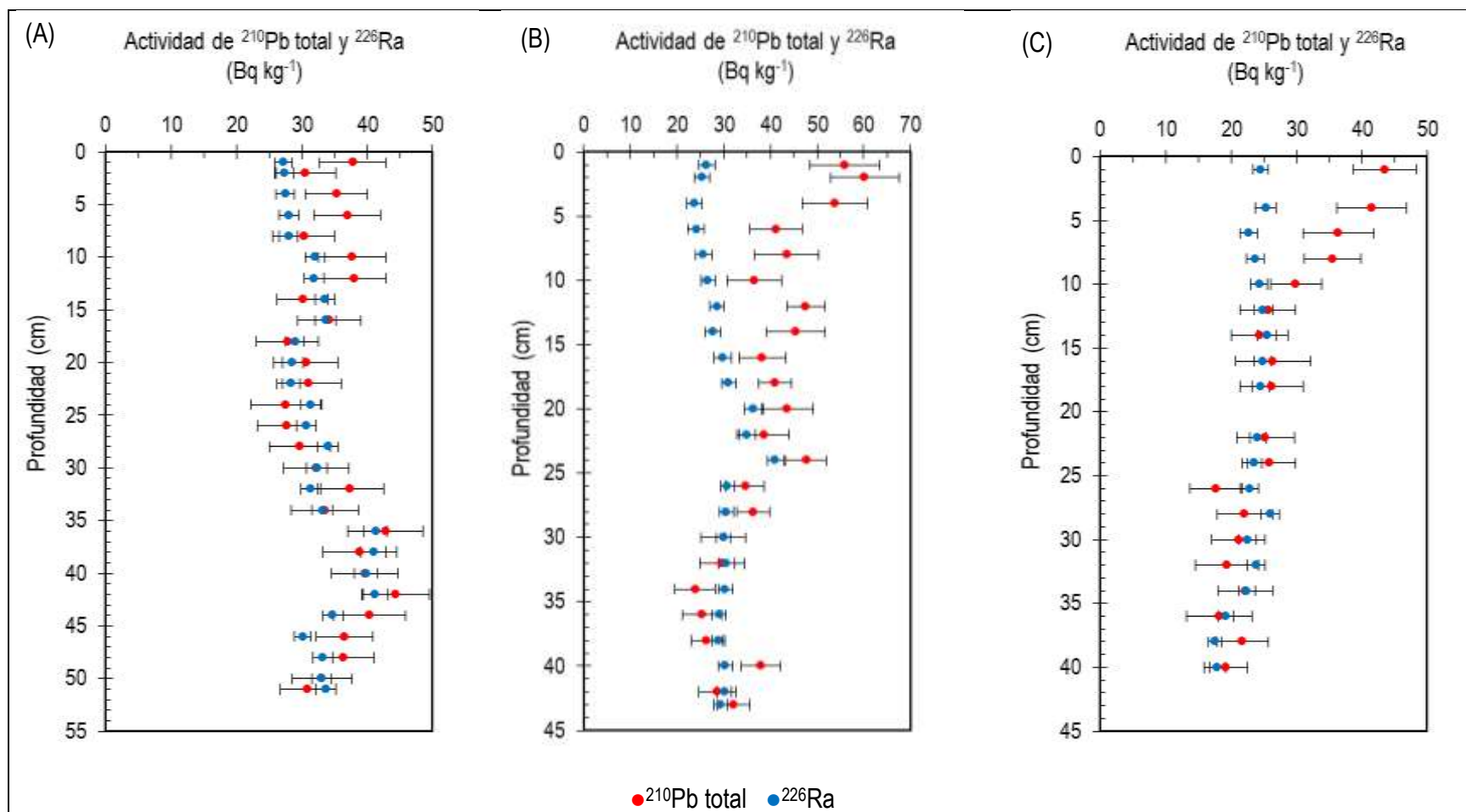


Figura 4. Perfiles de la actividad de ^{210}Pb total y ^{226}Ra respecto a la profundidad en los núcleos sedimentarios EU08 (A), EU09 (B) y EU14 (C) recolectados en la laguna costera Estero de Urías, México.

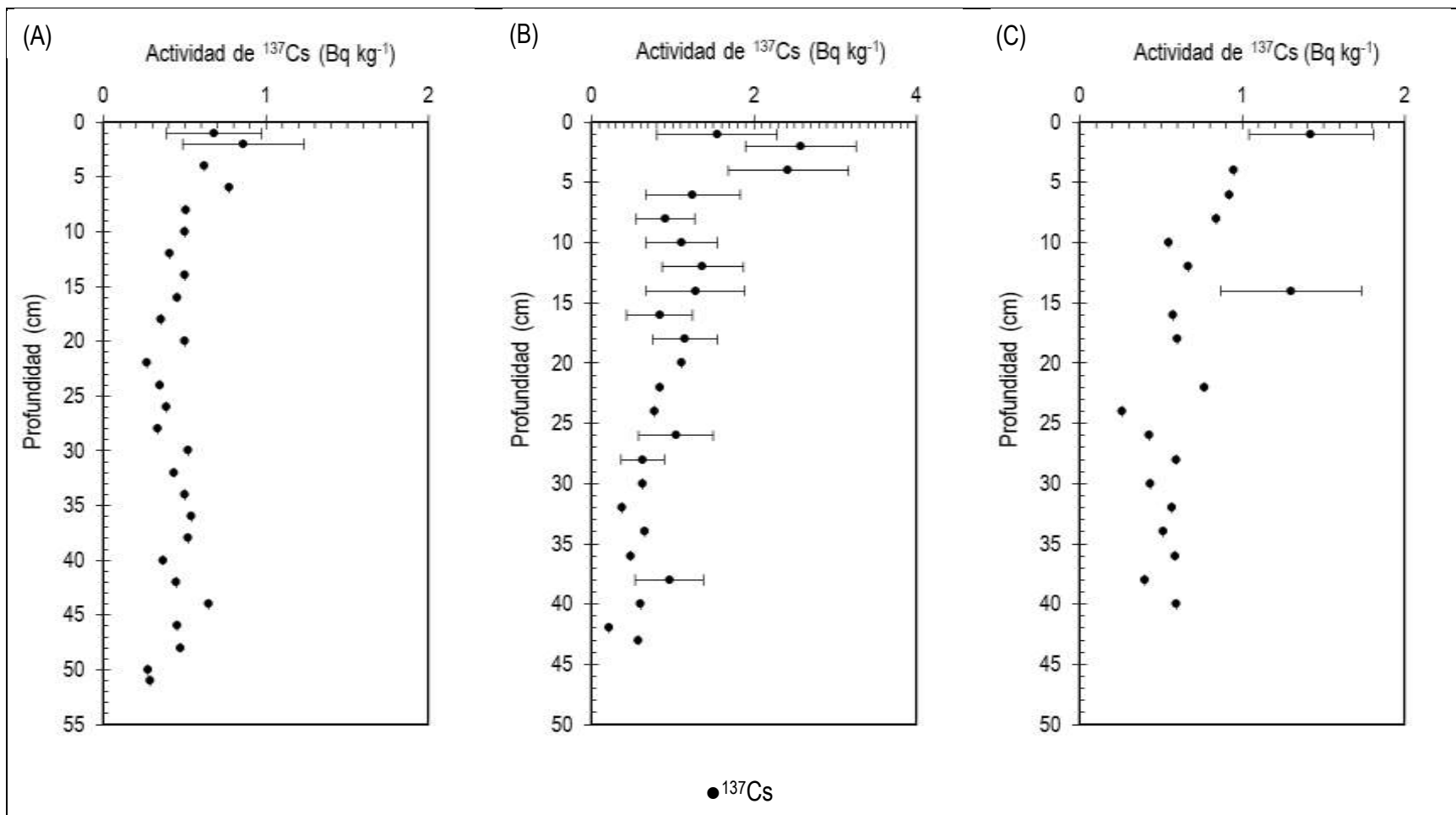


Figura 5. Perfiles de la actividad de ^{137}Cs respecto a la profundidad en los núcleos sedimentarios EU08 (A), EU09 (B) y EU14 (C) recolectados en la laguna costera Estero de Urías, México. Los valores sin incertidumbre son menores a la actividad mínima detectable (AMD).

9.2.2. Fechado con ^{210}Pb

Núcleo EU08

Se obtuvieron modelos de edad mediante los modelos CF y Plum; sin embargo, CF arrojó incertidumbres de edad muy altas en comparación con las provistas de Plum (Figura 6), por lo que se trabajó con la cronología obtenida por Plum.

El núcleo EU08 contiene sedimentos acumulados desde hace 111.4 años (del año 2020 hasta 1909) hasta la sección de 33-34, con 33.50 cm de profundidad. La tasa de acumulación sedimentaria (TAS) osciló entre 0.35 y 0.48 cm año^{-1} , mientras que la tasa de acumulación másica (TAM) osciló entre 0.28 y 0.68 $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Tabla 12).

Dado que la TAS no es un buen indicador de la sedimentación (debido a que se ve afectada por la compactación natural de los sedimentos), sólo se describen a continuación las variaciones temporales de la TAM. El perfil de tasa de acumulación másica en EU08 (Figura 7) mostró valores crecientes de la TAM desde $\sim 1935 \pm 38$ años (26 cm) hasta 1974 ± 30 años (14 cm), con los valores más altos entre 8 cm (1994 ± 18 años) y 16 cm (1967 ± 28 años).

Núcleo EU09

Los modelos de edad, obtenidos mediante los modelos CF y Plum, proporcionaron incertidumbres similares (Figura 8), por lo que se decidió trabajar con la cronología obtenida por CF, que permite extraer los datos de TAM y TAS. El núcleo EU09 contiene sedimentos acumulados desde hace 136.5 años (del año 2020 hasta 1883) hasta la sección 27-28 cm de profundidad. La tasa de acumulación sedimentaria (TAS) osciló entre 0.03 cm año^{-1} y 0.62 cm año^{-1} , mientras que la tasa de acumulación másica (TAM) osciló entre 0.03 $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$ y 0.59 $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Tabla 13).

El perfil de TAM en EU09 (Figura 9) mostró valores crecientes desde $\sim 1883 \pm 32$ años (28 cm) hasta la superficie, con los valores más altos entre 6 cm (2009 ± 2 años) y 10 cm (2001 ± 3 , valor máximo).

Núcleo EU14

Los modelos de edad, obtenidos mediante los modelos CF y Plum, proporcionaron incertidumbres similares (Figura 10) por lo que se decidió trabajar con la cronología obtenida por CF, que permite extraer los datos de TAM y TAS. El núcleo EU14 contiene sedimentos acumulados desde hace $102.5 \pm$ años (*i.e.*, 1915, sección 9-10 cm de profundidad). La tasa de acumulación sedimentaria (TAS) osciló entre 0.03 y 0.27 cm año^{-1} , mientras que la tasa de acumulación másica (TAM) osciló entre 0.03 y 0.13 $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Tabla 14).

El perfil de tasa de acumulación másica respecto a la profundidad en EU14 (Figura 10) mostró valores crecientes de la TAM desde 1930 ± 30 años (10 cm) hasta la superficie (valor máximo, 2018 ± 1 años).

Tabla 12. Tasas de acumulación en el núcleo sedimentario EU08 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Profundidad	Año	\pm	TAS (cm año^{-1})	\pm	TAM ($\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)	\pm
0.5	2017.3	3.9	0.37	0.18	0.37	0.08
1.5	2014.3	6.4	0.40	0.21	0.51	0.13
3.5	2007.7	11.1	0.36	0.19	0.45	0.12
5.5	2000.6	15.1	0.34	0.18	0.46	0.13
7.5	1994.0	18.4	0.39	0.23	0.57	0.17

Tabla 12. Tasas de acumulación en el núcleo sedimentario EU08 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Profundidad	Año	±	TAS (cm año ⁻¹)	±	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	±
9.5	1987.2	20.9	0.36	0.20	0.52	0.15
11.5	1980.3	23.3	0.36	0.21	0.58	0.18
13.5	1973.8	25.9	0.39	0.22	0.69	0.23
15.5	1967.2	28.2	0.37	0.21	0.63	0.21
17.5	1960.6	30.0	0.38	0.21	0.45	0.12
19.5	1954.0	32.1	0.38	0.21	0.36	0.09
21.5	1947.5	33.8	0.39	0.22	0.43	0.12
23.5	1941.1	35.5	0.39	0.22	0.39	0.10
25.5	1934.8	37.5	0.40	0.23	0.29	0.07
27.5	1928.5	39.3	0.39	0.22	0.49	0.14
29.5	1922.0	41.0	0.39	0.22	0.42	0.11
31.5	1915.6	43.3	0.40	0.25	0.39	0.11
33.5	1909.2	45.7	0.49	0.52	0.45	0.22

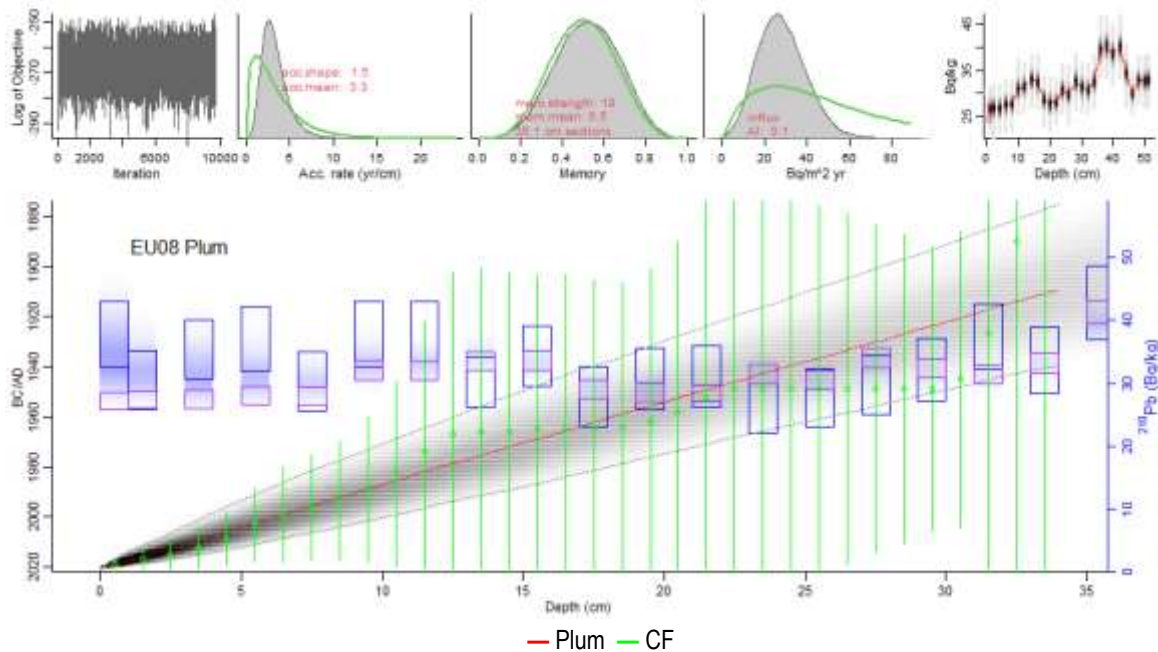


Figura 6. Comparación de los modelos de edad obtenidos por el modelo CF y Plum en el núcleo EU08, recolectado en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

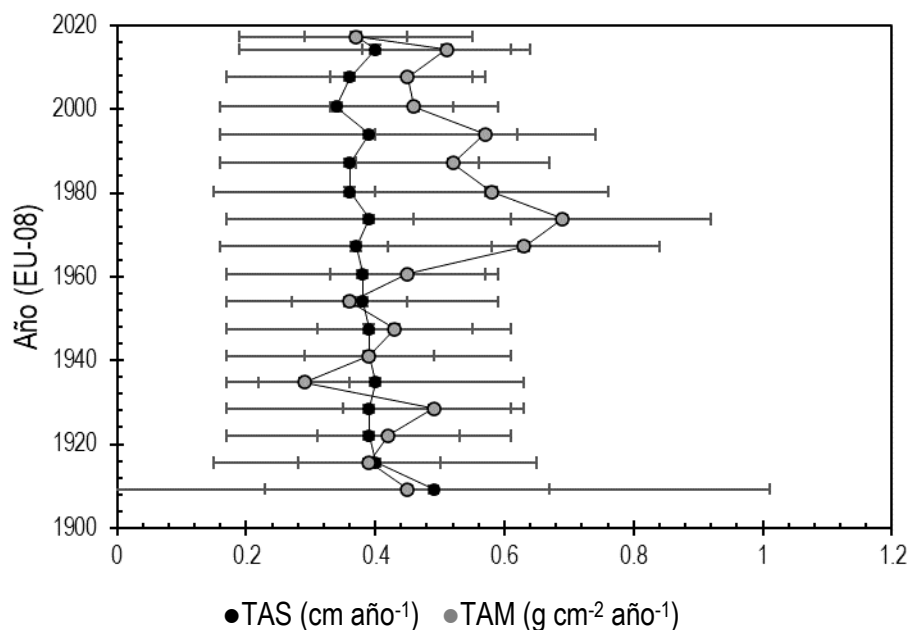


Figura 7. Tasas de acumulación sedimentaria (TAS) y de acumulación másica (TAM), obtenidos mediante el modelo de fechado Plum, para el núcleo EU08, recolectado en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

Tabla 13. Tasas de acumulación en el núcleo sedimentario EU09 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Profundidad (cm)	Año	±	TAS (g año ⁻¹)	±	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	±
0.5	2019.5	0.3	0.45	0.13	0.35	0.10
1.5	2017.4	0.7	0.48	0.13	0.28	0.07
3.5	2012.6	1.2	0.44	0.13	0.28	0.07
5.5	2008.5	1.6	0.55	0.21	0.43	0.15
7.5	2004.3	2.1	0.45	0.19	0.37	0.15
9.5	2000.7	2.5	0.62	0.38	0.59	0.35
11.5	1995.8	3.1	0.28	0.08	0.26	0.07
13.5	1988.1	4.2	0.26	0.11	0.22	0.09
15.5	1981.0	5.3	0.37	0.24	0.38	0.25
17.5	1972.5	6.9	0.33	0.16	0.25	0.11
19.5	1962.7	8.7	0.16	0.13	0.25	0.20
21.5	1953.0	9.9	0.28	0.41	0.34	0.50
23.5	1941.7	11.8	0.13	0.10	0.14	0.10
25.5	1923.5	14.7	0.12	0.13	0.14	0.15
27.5	1883.0	31.9	0.03	0.03	0.03	0.03

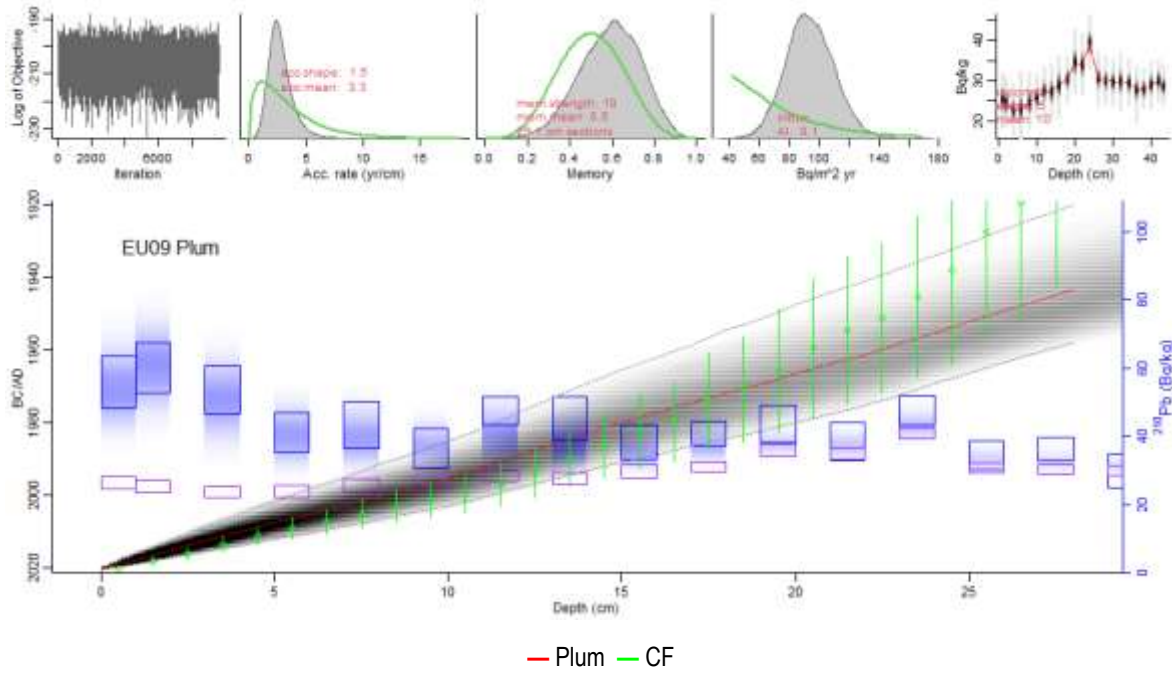


Figura 8. Comparativa entre el modelo de edad por CF y Plum en el núcleo EU09, recolectado en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

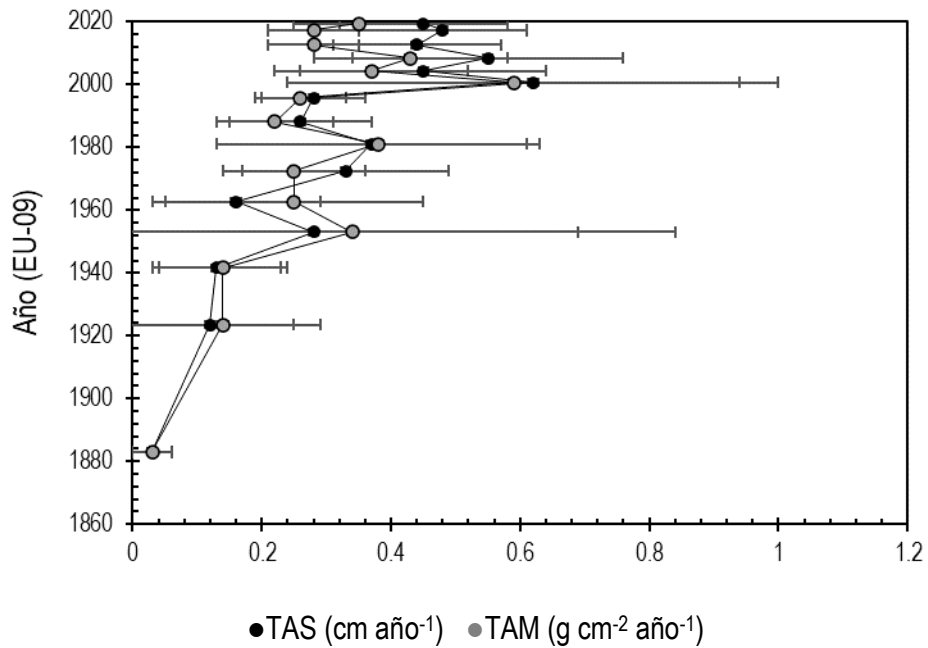


Figura 9. Tasas de acumulación sedimentaria (TAS) y de acumulación másica (TAM), obtenidos mediante el modelo de fechado CF, para el núcleo EU09, recolectado en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

Tabla 14. Tasas de acumulación en el núcleo sedimentario EU14 de la laguna costera Estero de Uriás, México.

Profundidad (cm)	Año	±	TAS (g año ⁻¹)	±	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	±
0.5	2017.9	1.0	0.14	0.04	0.13	0.04
1.5	2012.5	2.1	0.27	0.09	0.12	0.04
2.5	2008.3	2.6	0.21	0.08	0.11	0.04
3.5	2003.2	3.3	0.19	0.07	0.10	0.04
4.5	1997.6	4.2	0.17	0.07	0.09	0.04
5.5	1990.7	5.3	0.13	0.06	0.08	0.03
6.5	1981.6	7.1	0.10	0.05	0.06	0.03
7.5	1970.2	10.1	0.08	0.04	0.05	0.02
8.5	1954.2	16.0	0.05	0.03	0.04	0.03
9.5	1930.0	29.8	0.03	0.04	0.03	0.03

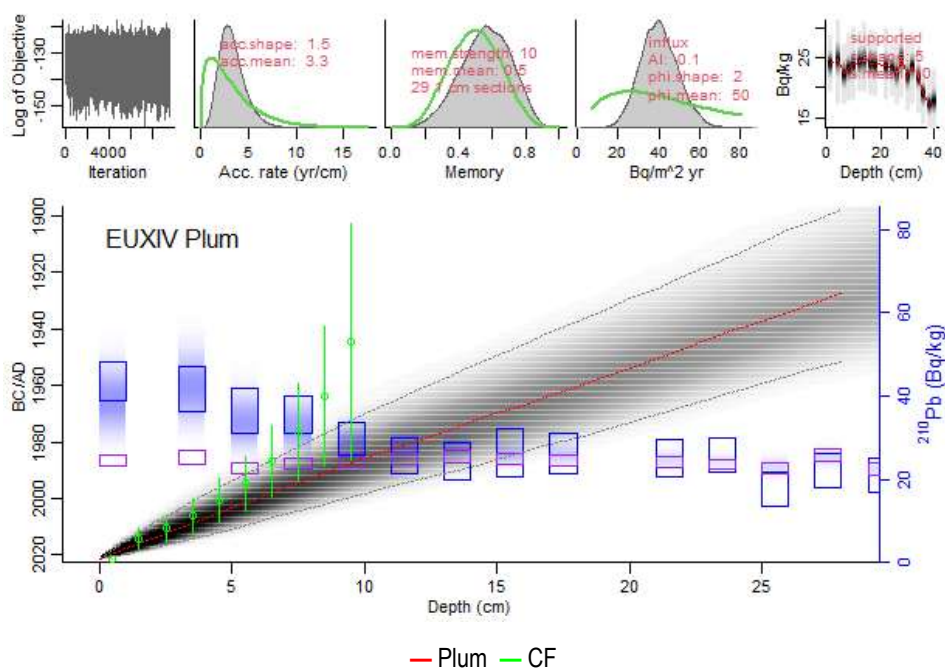
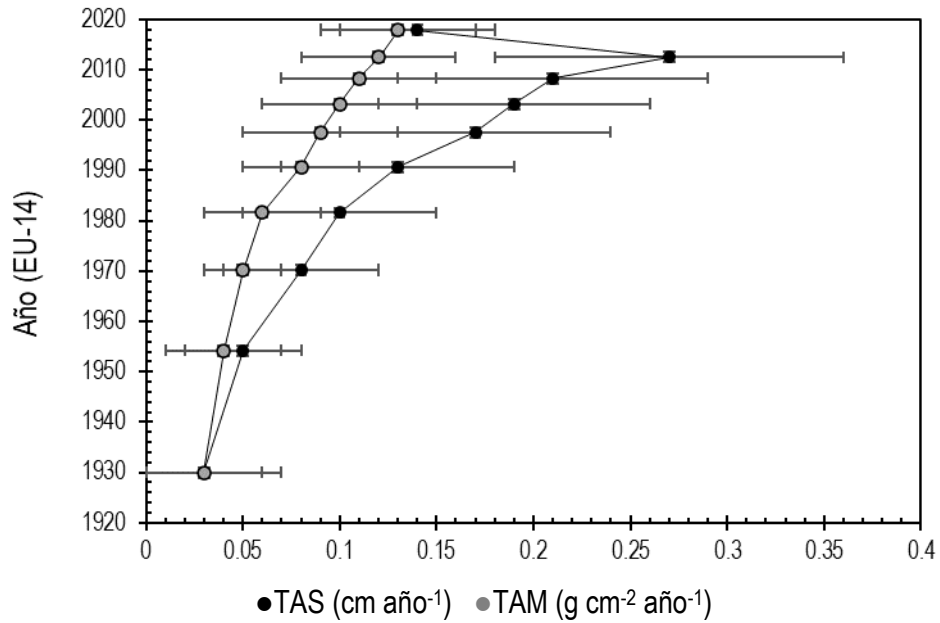


Figura 10. Comparativa entre el modelo de edad por CF y Plum en el núcleo EU14, recolectado en la laguna costera Estero Uriás, Sinaloa.



●TAS (cm año⁻¹) ●TAM (g cm⁻² año⁻¹)
 Figura 11. Tasas de acumulación sedimentaria (TAS) y de acumulación másica (TAM), obtenidos mediante el modelo de fechado CF, para el núcleo EU14, recolectado en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

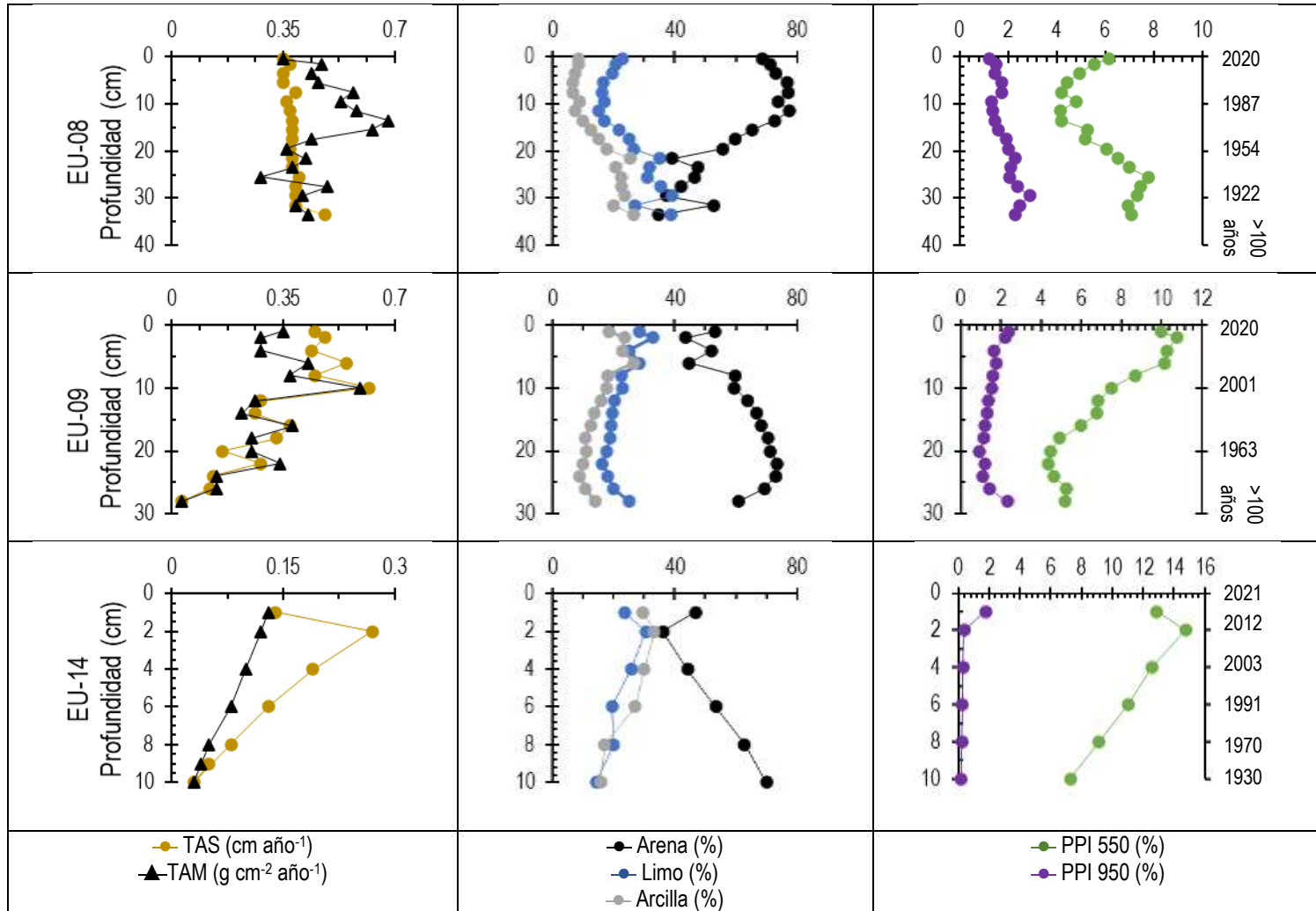


Figura 12. Tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS), pérdidas por ignición (PPI) y distribución de tamaño de grano en sedimentos de los núcleos EU08, EU09 y EU14, recolectados en la laguna costera Estero Urias, Sinaloa.

Tabla 15. Tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS), pérdidas por ignición (PPI) y distribución de tamaño de grano en sedimentos de en núcleo EU08 recolectado en la laguna costera Estero Uriás, Sinaloa.

Año	TAS (cm año ⁻¹)	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	PPI ₅₅₀ (%)	PPI ₉₅₀ (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
2017.30	0.37	0.37	6.16	1.25	68.78	22.88	8.34
2014.20	0.40	0.51	5.55	1.52	71.12	20.54	8.34
2007.50	0.36	0.45	4.97	1.44	73.16	19.43	7.41
2000.50	0.34	0.46	4.43	1.73	76.82	16.47	6.71
1994.00	0.39	0.57	4.19	1.73	76.98	16.40	6.62
1987.40	0.36	0.52	4.82	1.33	73.96	17.03	9.01
1980.60	0.36	0.58	4.15	1.37	77.42	15.30	7.29
1974.10	0.39	0.69	4.20	1.48	72.84	17.04	10.12
1967.40	0.37	0.63	5.29	1.58	65.46	21.85	12.69
1960.80	0.38	0.45	5.18	1.93	59.70	25.26	15.04
1954.20	0.38	0.36	6.09	2.00	55.89	26.52	17.58
1947.70	0.39	0.43	6.53	2.32	39.16	35.23	25.61
1941.20	0.39	0.39	6.98	2.09	47.48	31.84	20.69
1934.80	0.40	0.29	7.77	2.05	46.45	31.08	22.47
1928.50	0.39	0.49	7.48	2.40	42.21	35.43	22.36
1922.00	0.39	0.42	7.34	2.90	37.12	39.24	23.64
1915.50	0.40	0.39	6.97	2.47	52.94	27.08	19.98
1909.20	0.49	0.45	7.10	2.29	34.52	38.89	26.59

Tabla 16. Tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS), pérdidas por ignición (PPI) y distribución de tamaño de grano en sedimentos del núcleo EU09 recolectado en la laguna costera Estero Uriás, Sinaloa.

Año	TAS (cm año ⁻¹)	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	PPI ₅₅₀ (%)	PPI ₉₅₀ (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
2019.51	0.45	0.35	9.97	2.38	53.23	28.29	18.47
2017.35	0.48	0.28	10.77	2.22	43.61	32.80	23.58
2012.59	0.44	0.28	10.29	1.65	52.07	24.93	22.99
2008.48	0.55	0.43	10.18	1.77	44.67	28.58	26.75
2004.33	0.45	0.37	8.68	1.62	59.75	22.33	17.92
2000.70	0.62	0.59	7.52	1.57	59.59	22.74	17.67
1995.77	0.28	0.26	6.86	1.38	63.99	20.25	15.76
1988.11	0.26	0.22	6.79	1.33	66.96	19.42	13.62
1981.03	0.37	0.38	5.98	1.20	68.38	19.11	12.50
1972.50	0.33	0.25	4.95	1.17	70.35	18.87	10.78
1962.73	0.16	0.25	4.47	0.93	71.37	17.55	11.08
1953.02	0.28	0.34	4.38	1.21	73.62	16.24	10.14
1941.68	0.13	0.14	4.62	1.09	72.97	18.13	8.90

Tabla 16. Tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS), pérdidas por ignición (PPI) y distribución de tamaño de grano en sedimentos del núcleo EU09 recolectado en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

Año	TAS (cm año ⁻¹)	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	PPI ₅₅₀ (%)	PPI ₉₅₀ (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
1923.50	0.12	0.14	5.29	1.41	69.43	19.81	10.76
1883.02	0.03	0.03	5.22	2.33	60.86	25.16	13.98

Tabla 17. Tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS), pérdidas por ignición (PPI) y distribución de tamaño de grano en sedimentos del núcleo EU14 recolectado en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

Año	TAS (cm año ⁻¹)	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	PPI ₅₅₀ (%)	PPI ₉₅₀ (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
2017.86	0.14	0.13	12.90	1.76	46.84	23.51	29.65
2012.48	0.27	0.12	14.75	1.87	36.12	30.53	33.35
2003.22	0.19	0.10	11.02	1.74	44.28	25.72	30.00
1990.68	0.13	0.08	7.26	1.49	53.47	19.45	27.08
1970.18	0.08	0.05	5.78	1.16	62.87	19.99	17.14
1930.00	0.03	0.03	7.22	1.44	70.00	14.30	15.70

9.3. Abundancia de microplásticos

9.3.1. Análisis de abundancia de microplásticos

Los resultados de abundancia de MPs en los núcleos representan el valor promedio del análisis de 1 alícuota por sección en el núcleo EU08 y de 2 alícuotas por sección en los núcleos EU09 y EU14. Se analizó la abundancia de MPs en 14 secciones del núcleo EU08, 15 secciones en EU09 y 8 secciones en EU14.

Se obtuvieron abundancias nulas (con ambos métodos) en las secciones más antiguas de los tres núcleos, correspondientes al periodo <1950 (Tabla 18). A partir de la década de 1950, se observó un incremento gradual en las abundancias hacia el presente (Tabla 19-21, Figura 13); por ejemplo, en EU08, a partir de la muestra 17-18 cm (1961±30 años; 400±12 partículas kg⁻¹, sin tinción) y desde la muestra 19-20 cm (1954±32 años; 201±4 partículas kg⁻¹, con tinción); en EU09, a partir de la muestra 19-20 cm (1963 ± 9 años; 200±6 partículas kg⁻¹, sin tinción) y desde la muestra 21-22 cm (1953 ± 10 años; 100±2 partículas kg⁻¹, con tinción); y en EU14, a partir de la muestra 7-8 cm (1970±10 años; 1,196±2 partículas kg⁻¹, sin tinción) y desde la muestra 8-9 cm (1953±16 años; 3,296±143 partículas kg⁻¹, con tinción).

Las abundancias de MPs fueron significativamente (P<0.05) más altas con el método de tinción (entre 157 y 1,032%) que las obtenidas con el método sin tinción (Figura 13).

Tabla 18. Secciones con abundancias nulas de MPs en los núcleos EU08, EU09 y EU14 recolectados en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

Núcleo	Secciones con abundancias nulas	
	Sin tinción	Con tinción
EU08	25-26 cm (1935±38 años) 23-24 cm (1941±36 años) 21-22 cm (1948±34 años) 19-20 cm (1954±32 años)	25-26 cm (1935±38 años) 23-24 cm (1941±36 años) 21-22 cm (1948±34 años)
EU09	27-28 cm (1883±32 años) 25-26 cm (1924±15 años) 23-24 cm (1942±12 años) 21-22 cm (1953 ±10 años)	27-28 cm (1883± 32 años) 25-26 cm (1924±15 años) 23-24 cm (1942±12 años)
EU14	12-13 cm (sección sin fechar) 10-11 cm (sección sin fechar) 9-10 cm (1930 ± 30 años) 8-9 cm (1954±16 años)	12-13 cm (sección sin fechar) 10-11 cm (sección sin fechar) 9-10 cm (1930 ± 30 años)

Tabla 19. Resultados de conteo, morfología (fibras (FI) y fragmentos (FR)), intervalo de tamaño y abundancia de MPs (partículas kg⁻¹) obtenidos del análisis de MPs (sin tinción (ST) y con tinción (CT)) en el núcleo sedimentario EU08 de la laguna costera Estero de Uriás, México.

Muestra	Peso de la alícuota (kg)	FI	FR	Total de MPs ST	Total de MPs ST sin blanco de procedimiento	Porcentaje de MPs ST según su morfología (%)		Intervalo de tamaño (mm)	Abundancia ST y desviación estándar	Total de MPs CT	Total de MPs CT sin blanco de procedimiento	Abundancia CT y desviación estándar	Año
						FI	FR						
Blanco de conteo I	-	2	0	2	-	-	-	-	-	4	-	-	-
Blanco de conteo II	-	1	0	1	-	-	-	-	-	3	-	-	-
Blanco de procedimiento I	-	15	4	19	-	-	-	-	-	202	-	-	-
Blanco de procedimiento II	-	6	2	8	-	-	-	-	-	199	-	-	-
EU08 0-1	0.004952	13	6	27	11	64	36	0.1-2.0	2120±143	227	28	5604±71	2017
EU08 1-2	0.004923	12	5	28	9	67	33	0.1-4.3	1727±144	226	27	5281±287	2014
EU08 3-4	0.004949	11	5	28	8	63	38	0.1-2.0	1515±142.9	223	24	4597±357	2008
EU08 5-6	0.005016	10	6	26	8	50	50	0.1-4.0	1495±141	219	21	3838±352	2001
EU08 7-8	0.004969	11	4	26	7	71	29	0.3-1.7	1509±142	212	13	2667±71	1994
EU08 9-10	0.004972	9	5	27	6	50	50	0.1-1.5	1207±36	209	10	1961±71	1987
EU08 11-12	0.004947	19	5	25	5	80	20	0.1-3.4	1011±30	209	8	1617±143	1980
EU08 13-14	0.005056	17	6	26	4	50	50	0.1-4.0	791±24	206	5	939±70	1974
EU08 15-16	0.005024	17	5	24	3	67	33	0.1-2.0	597±18	204	3	498±10	1967
EU08 17-18	0.005004	17	4	25	2	100	0	0.2-1.7	400±12	204	2	400±8	1961
EU08 19-20	0.004987	12	7	19	0	-	-	-	0	203	1	201±4	1954
EU08 21-22	0.005030	13	6	19	0	-	-	-	0	202	0	0	1948
EU08 23-24	0.005000	13	6	19	0	-	-	-	0	202	0	0	1941
EU08 25-26	0.004946	19	0	19	0	-	-	-	0	227	0	0	1935

Tabla 20. Resultados de conteo, morfología (fibras (FI) y fragmentos (FR)), intervalo de tamaño y abundancia de MPs (partículas kg⁻¹) obtenidos del análisis de MPs (sin tinción (ST) y con tinción (CT)) en el núcleo sedimentario EU09 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Peso de la alícuota (kg)	FI	FR	Total de MPs ST	Total de MPs ST sin blanco de procedimiento	Porcentaje de MPs ST según su morfología (%)		Intervalo de tamaño (mm)	Abundancia ST	Promedio y desviación estándar de abundancia ST	Total de MPs CT sin blanco de procedimiento	Abundancia CT y desviación estándar	Promedio y desviación estándar de abundancia CT	Año
						FI	FR							
Blanco de conteo I	-	2	0	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blanco de conteo II	-	2	0	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blanco de procedimiento I	-	11	1	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blanco de procedimiento II	-	8	6	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EU-09 0-1 I	0.004998	19	8	27	13	85	15	0.1-2.7	2601	2,701±142	29	5702	5,803±142	2020
EU-09 0-1 II	0.004997	21	8	28	14	93	14		2802		30	5904		
EU-09 1-2 I	0.005006	22	6	28	14	100	0	0.1-1.4	2797	2,597±283	28	5493	5,344±212	2017
EU-09 1-2 II	0.005006	20	6	26	12	100	0		2397		26	5194		
EU-09 3-4 I	0.005000	20	6	26	12	100	0	0.1-1.0	2400	2,500±141	24	4800	4,850±71	2013
EU-09 3-4 II	0.005000	21	6	27	13	100	0		2600		25	4900		
EU-09 5-6 I	0.005001	19	6	25	11	100	0	0.3-1.0	2200	2,299±140	18	3599	3,698±139	2008
EU-09 5-6 II	0.005005	18	8	26	12	83	17		2398		19	3796		
EU-09 7-8 I	0.004994	17	7	24	10	90	10	0.5-4.0	2002	2,102±140	15	3004	2,952±72	2004
EU-09 7-8 II	0.004998	18	7	25	11	91	9		2201		15	2901		
EU-09 9-10 I	0.005014	20	2	22	10	90	10	0.1-1.5	1994	1,896±139	14	2792	2,744±68	2001
EU-09 9-10 II	0.005007	19	2	21	9	89	11		1797		14	2696		
EU-09 11-12 I	0.005011	11	11	22	8	38	63	0.1-1.2	1596	1,496±142	6	1197	1,147±71	1996
EU-09 11-12 II	0.005015	13	8	21	7	71	29		1396		6	1097		
EU-09 13-14 I	0.005015	10	8	18	4	50	50	0.1-3.4	803	799±24	5	897	947±70	1988
EU-09 13-14 II	0.005019	10	8	18	4	50	50		798		5	996		

Tabla 20. Resultados de conteo, morfología (fibras (FI) y fragmentos (FR)), intervalo de tamaño y abundancia de MPs (partículas kg⁻¹) obtenidos del análisis de MPs (sin tinción (ST) y con tinción (CT)) en el núcleo sedimentario EU09 de la laguna costera Estero de Urías, México.

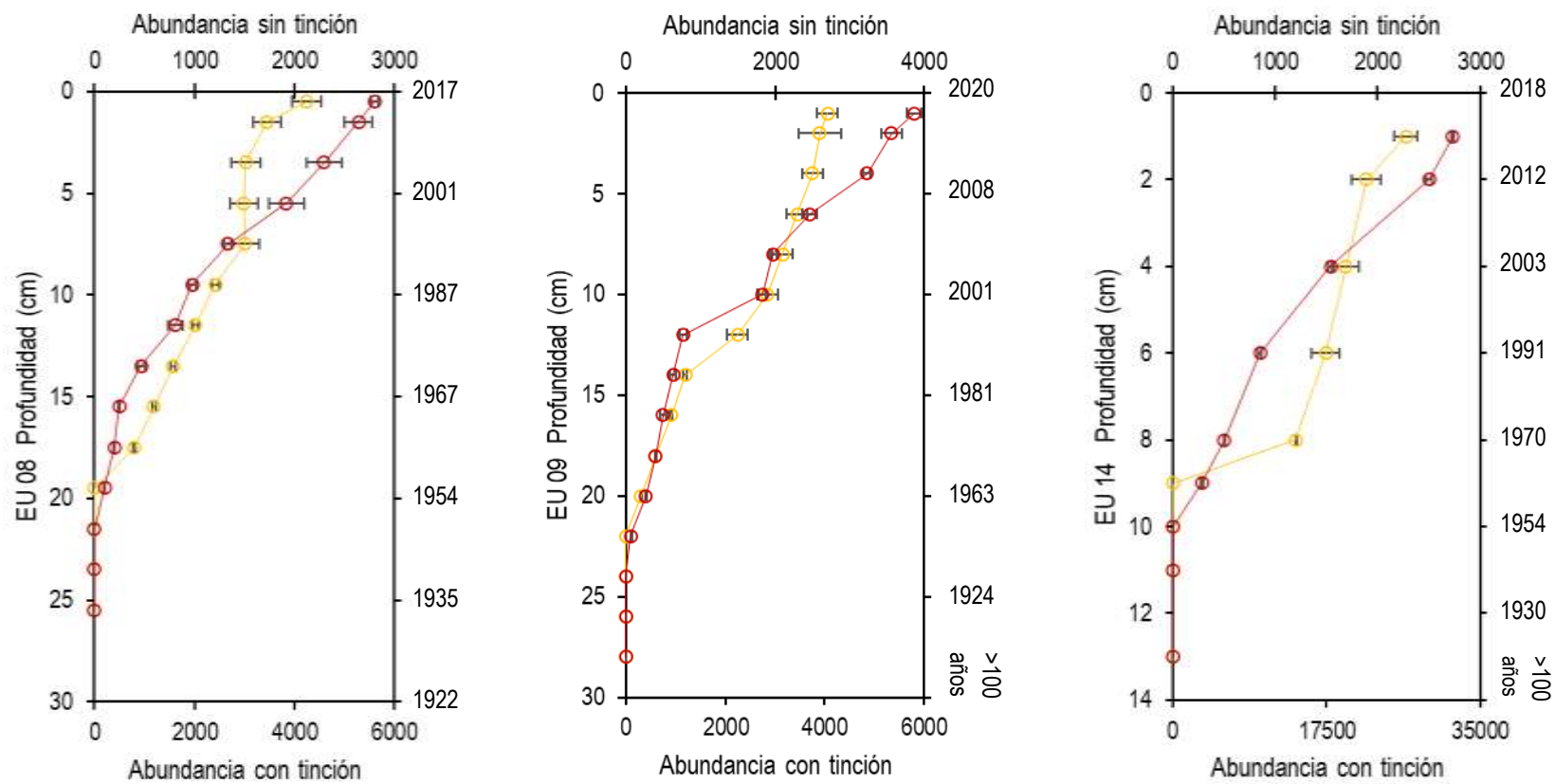
Muestra	Peso de la alícuota (kg)	FI	FR	Total de MPs ST	Total de MPs ST sin blanco de procedimiento	Porcentaje de MPs ST según su morfología (%)		Intervalo de tamaño (mm)	Abundancia ST	Promedio y desviación estándar de abundancia ST	Total de MPs CT sin blanco de procedimiento	Abundancia CT y desviación estándar	Promedio y desviación estándar de abundancia CT	Año
						FI	FR							
EU-09 15-16 I	0.004890	13	2	15	3	67	33	0.1-3.4	613	606±11	4	800	749±71	1981
EU-09 15-16 II	0.005018	14	1	15	3	100	0		598		4	699		
EU-09 17-18 I	0.005004	10	6	16	2	100	0	0.1-0.8	400	400±12	3	600	600±12	1673
EU-09 17-18 II	0.005003	10	6	16	2	100	0		400		3	600		
EU-09 19-20 I	0.004997	9	6	15	1	100	0	0.1-4.0	200	200±6	2	400	400±8	1963
EU-09 19-20 II	0.005000	9	6	15	1	100	0		200		2	400		
EU-09 21-22 I	0.005005	7	5	12	-	-	-	-	-	-	1	100	100±2	1953
EU-09 21-22 II	0.004999	8	4	12	-	-	-		-		1	100		
EU-09 27-28 I	0.005011	10	2	12	-	-	-	-	-	-	0	0	0	1883
EU-09 27-28 II	0.005013	12	0	12	-	-	-		-		0	0		
EU-09 33-34 I	0.005008	9	3	12	-	-	-	-	-	-	0	0	0	-
EU-09 33-34 II	0.005012	8	4	12	-	-	-		-		0	0		
EU-09 39-40 II	0.005004	12	0	12	-	-	-	-	-	-	0	0	0	-
EU-09 39-40 I	0.005005	9	3	12	-	-	-		-		0	0		

Tabla 21. Resultados de conteo, morfología (fibras (FI) y fragmentos (FR)), intervalo de tamaño y abundancia de MPs (partículas kg⁻¹) obtenidos del análisis de MPs (sin tinción (ST) y con tinción (CT)) en el núcleo sedimentario EU14 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Peso de la alícuota (kg)	FI	FR	Total de MPs ST	Total de MPs ST sin blanco de procedimiento	Porcentaje de MPs ST según su morfología (%)		Intervalo de tamaño (mm)	Abundancia ST	Promedio y desviación estándar de abundancia ST	Total de MPs CT sin blanco de procedimiento	Abundancia CT y desviación estándar	Promedio y desviación estándar de abundancia CT	Año
						FI	FR							
Blanco de conteo I	-	3	0	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blanco de conteo II	-	4	0	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blanco de conteo III	-	3	0	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blanco de procedimiento I	-	13	3	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blanco de procedimiento II	-	14	3	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Blanco de procedimiento III	-	15	4	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EU-14 0-1 I	0.005090	25	4	29	12	92	8	0.1-1.4	2358	2,278±112	162	31827	31,907±113	2018
EU-14 0-1 II	0.005002	25	3	28	11	100	0		2199		160	31987		
EU-14 1-2 I	0.005028	23	3	26	9	100	0	0.1-3.7	1790	1,889±140	146	28938	28,184±347	2012
EU-14 1-2 II	0.005029	23	4	27	10	90	10		1988		148	29429		
EU-14 3-4 I	0.005011	21	4	25	8	88	13	0.2-3.0	1596	1,690±132	89	17761	17,993±328	2003
EU-14 3-4 II	0.005048	21	5	26	9	78	22		1783		92	18225		
EU-14 5-6 I	0.005029	22	3	25	8	100	0	0.4-2.9	1591	1,492±140	49	9743	9,897±217	1991
EU-14 5-6 II	0.005025	19	5	24	7	71	29		1393		51	10050		
EU-14 7-8 I	0.005022	19	4	23	6	83	17	0.1-1.7	1195	1,196±2	30	5874	5,830±62	1970
EU-14 7-8 II	0.005012	19	4	23	6	83	17		1197		29	5786		

Tabla 21. Resultados de conteo, morfología (fibras (FI) y fragmentos (FR)), intervalo de tamaño y abundancia de MPs (partículas kg⁻¹) obtenidos del análisis de MPs (sin tinción (ST) y con tinción (CT)) en el núcleo sedimentario EU14 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Peso de la alícuota (kg)	FI	FR	Total de MPs ST	Total de MPs ST sin blanco de procedimiento	Porcentaje de MPs ST según su morfología (%)		Intervalo de tamaño (mm)	Abundancia ST	Promedio y desviación estándar de abundancia ST	Total de MPs CT sin blanco de procedimiento	Abundancia CT y desviación estándar	Promedio y desviación estándar de abundancia CT	Año
						FI	FR							
EU-14 8-9 I	0.005004	12	0	12	0	-	-	-	-	-	17	3397	3,296±143	1954
EU-14 8-9 II	0.005007	11	1	12	0	-	-	-	-	-	16	3196		
EU-14 9-10 I	0.005020	16	1	17	0	-	-	-	-	-	-	-	-	1930
EU-14 9-10 II	0.005007	14	3	17	0	-	-	-	-	-	-	-		
EU-14 10-11 I	0.005022	16	0	16	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EU-14 10-11 II	0.005028	14	2	16	0	-	-	-	-	-	-	-		
EU-14 10-11 III	0.005010	12	4	16	0	-	-	-	-	-	-	-		
EU-14 12-13 I	0.005017	16	3	19	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EU-14 12-13 II	0.005050	11	8	19	0	-	-	-	-	-	-	-		



● Abundancia sin tinción (partículas kg⁻¹) ● Abundancia con tinción (partículas kg⁻¹)

Figura 13. Abundancia de MPs (con y sin tinción) de los núcleos EU08, EU09 y EU14 recolectados en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa

9.3.2. Características de los microplásticos

De manera general, las muestras en los tres núcleos mostraron predominancia de fibras (66% en EU08, 86% en EU09 y 89% en EU14) y en menor porcentaje fragmentos (34% en EU08, 14% en EU09 y 11% en EU14), en un intervalo de tamaño de 0.1 a 4.3 mm. Del análisis de factores se obtuvieron cuatro factores que en conjunto explican ~76% de la variabilidad de la base de datos (Tabla 22). En el primer factor las variables significativas fueron fragmentos verdes y transparentes (cargas negativas); en el segundo factor, fragmentos rojos (negativa) y azules (positiva); en el tercer factor, fibras blancas y fragmentos negros (ambas positivas); y en el cuarto factor, fibras negras (positiva) y azules (negativa). El diagrama binario de los primeros dos factores mostró que la distribución de los colores de las partículas es similar entre los núcleos, ya que tanto en los cuadrantes positivos y como los negativos de ambos factores se encuentran partículas pertenecientes a los tres núcleos (Figura 14).

Tabla 22. Resultados del análisis de factores de los colores (porcentajes mayores a 10%) de fibras y fragmentos en los núcleos EU08, EU09 y EU14 recolectados en la laguna costera Estero Uriás, Sinaloa.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Comunalidad
Fragmento verde	-0.82	-0.04	-0.01	-0.03	0.68
Fragmento transparente	-0.79	0.01	-0.29	-0.38	0.83
Fragmento rojo	0.12	-0.90	-0.05	-0.00	0.83
Fragmento azul	0.32	0.81	-0.26	0.08	0.83
Fibra blanca	0.05	0.08	0.83	-0.15	0.72
Fragmento negro	0.09	-0.20	0.75	0.19	0.65
Fibra negra	0.25	0.12	-0.02	0.87	0.84
Fibra azul	0.65	0.09	-0.18	-0.66	0.89
Fibra roja	0.05	-0.45	-0.41	0.45	0.57
Varianza	1.90	1.73	1.61	1.59	6.83
% Var	0.21	0.19	0.18	0.18	0.76

Cargas significativas (>|0.50|) en negritas

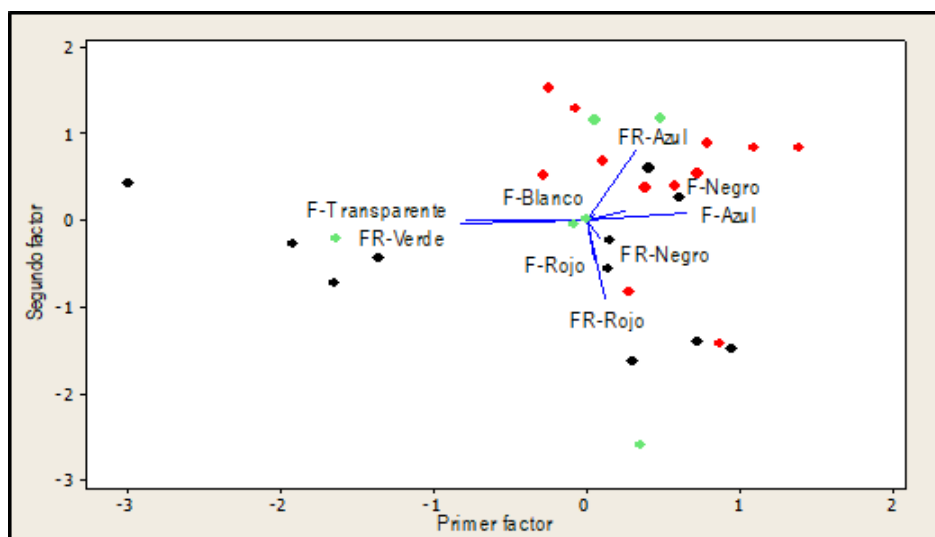


Figura 14. Diagrama binario del análisis de factores de la distribución de los colores (porcentajes mayores a 10%) de fibras (F) y fragmentos (FR) en los núcleos EU08 (círculos negros), EU09 (círculos rojos) y EU14 (círculos verdes) recolectados en la laguna costera Estero Uriás, Sinaloa.

En los tres núcleos predominaron las partículas en color azul (48% fibras, 38% fragmentos en EU08; 62% fibras, 70% fragmentos en EU09 y; 63% fibras, 74% fragmentos en EU14), seguido de los colores blanco/transparente, negro y rojo (Figura 15). Se observó decoloración en las partículas correspondientes a muestras más antiguas, mientras que las partículas correspondientes a muestras más recientes presentaron colores más sólidos.

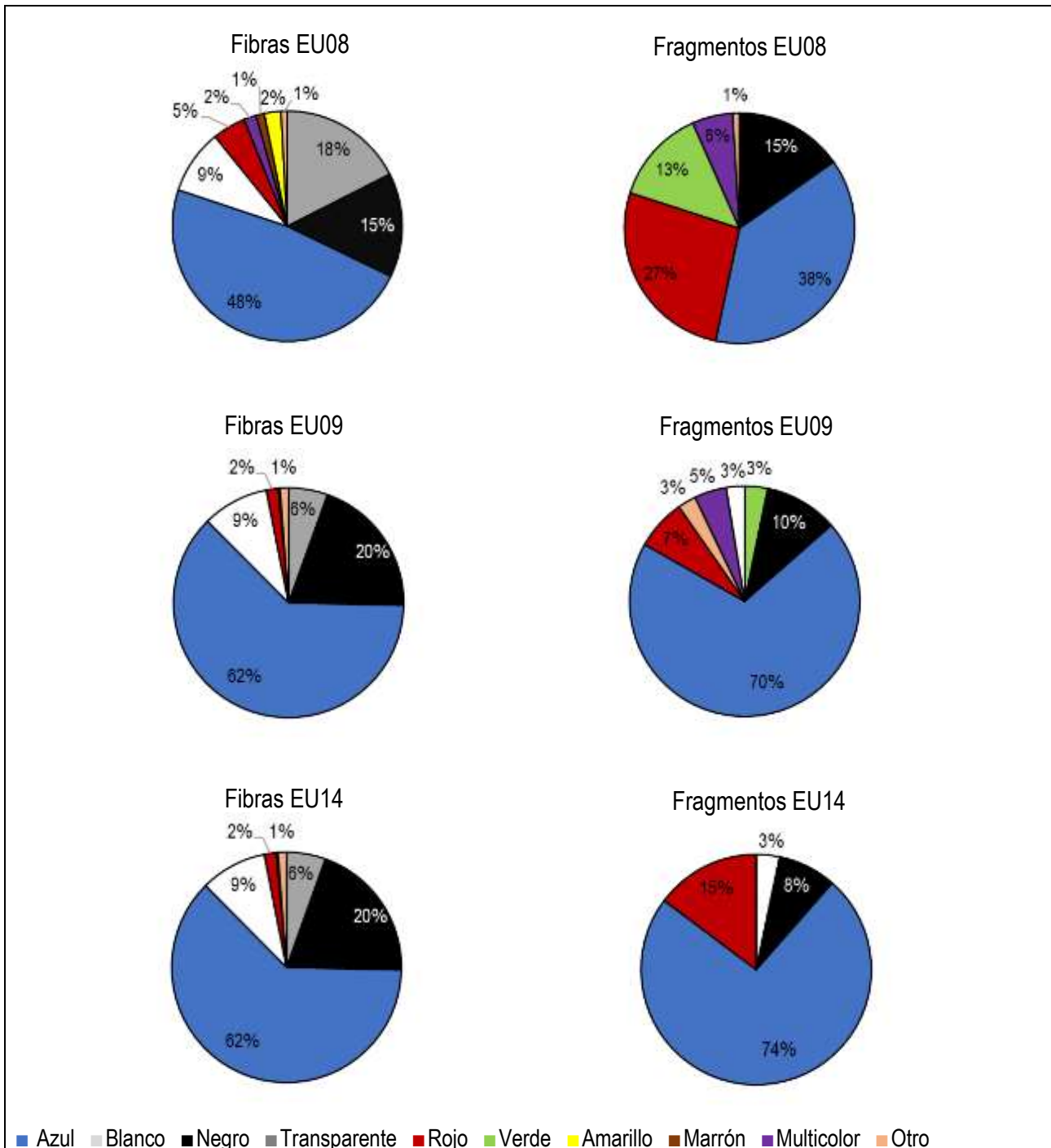


Figura 15. Clasificación por color de las partículas sospechosas de ser MPs (sin tinción) de los núcleos EU08, EU09 y EU14 recolectados en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

9.3.3. Variación temporal de las abundancias de microplásticos

El análisis de la variación temporal de las abundancias de MPs, para los periodos 1950- <1990 y 1990-2021, mostró que las abundancias obtenidas del método sin tinción fueron comparables entre los tres núcleos ($P>0.05$) en ambos periodos. Sin embargo, las abundancias obtenidas por el método con tinción fueron comparables en los tres núcleos ($P>0.05$) durante el periodo 1950- <1990 pero significativamente mayores ($P<0.5$) en EU14 que el resto de los núcleos durante el periodo 1990-2021.

A partir de las pendientes de la regresión de las abundancias de MPs (sin y con tinción) respecto al tiempo, se estimaron las tasas de crecimiento de la abundancia de MPs (partículas $\text{kg}^{-1} \text{año}^{-1}$) en los tres núcleos para dos periodos (Tabla 23). En el periodo 1950- <1990, el orden de los valores de las tasas de crecimiento fue EU14>EU08>EU09, mientras que el periodo 1990-2021 el orden no fue consistente entre ambos métodos ya que, sin tinción, el orden fue EU09>EU14> EU08, con valores dentro del mismo orden de magnitud, y con tinción, el orden fue EU14>EU09>EU08, con una tasa de crecimiento considerablemente más elevada en EU14.

Tabla 23. Tasas de crecimiento de la abundancia MPs (sin y con tinción) de los núcleos sedimentarios EU08, EU09 y EU14, de la laguna costera Estero de Uriás, México, expresado en partículas $\text{kg}^{-1} \text{año}^{-1}$.

Núcleo	Periodo					
	Previo a 1950		1950- <1990		1990-2021	
	Sin tinción	Con tinción	Sin tinción	Con tinción	Sin tinción	Con tinción
EU08	0	0	~ 35	~ 56	~22	~122
EU09	0	0	~23	~23	~48	~187
EU14	0	0	~75	~158	~27	~859

9.3.4. Flujos de microplásticos

Se obtuvieron flujos nulos (con ambos métodos) en las secciones más antiguas de los tres núcleos, correspondientes al periodo <1950. A partir de la década de 1950, se observó un incremento gradual en los flujos hacia el presente, con valores máximos durante el periodo 1990-2021 (Tabla 24).

Los flujos de MPs con tinción en los 3 núcleos fueron significativamente ($P<0.05$) más altos (entre 157 y 1,032%) que las obtenidas con el método sin tinción (Figura 16). Del análisis sin tinción, los flujos de MPs oscilaron entre 1,759 y 8,603 partículas $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en EU08 (Tabla 25), entre 500 y 11,186 partículas $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en EU09 (Tabla 26) y entre 598 y 2,962 $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en EU14 (Tabla 27); mientras que, del análisis con tinción, los valores oscilaron entre 722 y 24,822 partículas $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en EU08 (Tabla 25), entre 340 y 20,310 partículas $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en EU09 (Tabla 26) y entre 1,319 y 41,479 partículas $\text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en EU14 (Tabla 27).

El análisis de la variación temporal de los flujos de MPs, para los periodos 1950- <1990 y 1990-2021 mostró que, sin tinción, los flujos fueron comparables entre los tres núcleos ($P>0.05$) en el periodo 1950- <1990, mientras que, en el periodo 1990-2021, los flujos fueron significativamente menores ($P<0.5$) en EU14. Con tinción, los flujos fueron comparables ($P>0.05$) entre los tres núcleos en ambos periodos.

A partir de las pendientes de la regresión de los flujos de MPs respecto al tiempo, se estimaron las tasas de crecimiento de los flujos de MPs (flujo año^{-1}) en los tres núcleos para dos periodos (Tabla 28). Se observó que el orden de crecimiento fue inconsistente entre métodos para ambos periodos, ya que en el periodo 1950- <1990 fue EU08>EU09>EU14 sin tinción y EU08>EU14>EU09 con tinción, y en el periodo 1990-2021, sin tinción, el orden fue EU09>EU14>EU08, y con tinción fue EU14>EU09>EU08 (Tabla 29).

Tabla 24. Secciones con valores mínimos y máximos de flujo de MPs en los núcleos sedimentarios EU08, EU09 y EU14, de la laguna Estero de Urías, México.

Núcleo	Flujos de MPs (partículas m ⁻² año ⁻¹)			
	Sin tinción		Con tinción	
	Mínimos	Máximos	Mínimos	Máximos
EU08	9-10 cm (1987±21 años) a 17-18 cm (1961±30 años, valor mínimo)	0-1 cm (2017±4 años) a 7-8 cm (1994±18 años) Máximo en 1-2 cm (2014)	9-10 cm (1987±21 años) a 19-20 cm (1954±32 años, valor mínimo)	0-1 cm (2017±4 años) a 7-8 cm (1994±18 años) Máximo en 1-2 cm (2014)
EU09	13-14 cm (1988±4 años) a 19-20 cm (1963±9 años, valor mínimo)	0-1 cm (2020±0.3 años) a 11-12 cm (1996±3 años) Máximo en 9-10 cm (2001)	11-12 cm (1996±3 años) a 21-22 cm (1953±10 años, valor mínimo)	0-1 cm (2020±0.3 años, valor máximo) a 9-10 cm (2001±3 años)
EU14	5-6 cm (1991±5 años) a 7-8 cm (1970±10 años, valor mínimo)	0-1 cm (2018±1 año, valor máximo) a 5-6 cm (1991±5 años)	5-6 cm (1991±5 años) a 8-9 cm (1954±16 años, valor mínimo)	0-1 cm (2018±1 año, valor máximo) a 5-6 cm (1991±5 años)

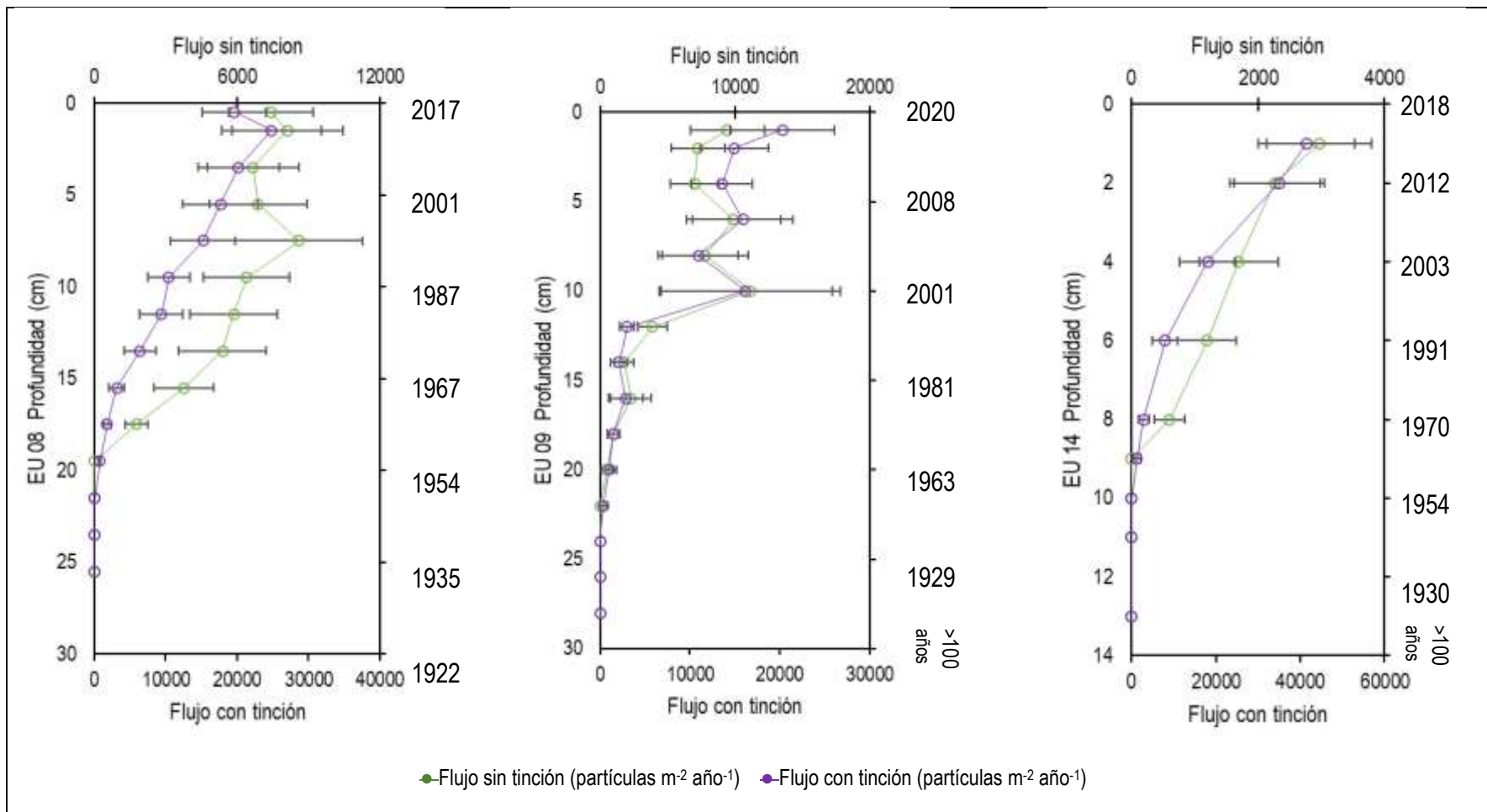


Figura 16. Flujos de MPs (con y sin tinción) de los núcleos EU08, EU09 y EU14 recolectados en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

Tabla 25. Flujos de MPs obtenidos del análisis de MPs (con y sin tinción) en 14 secciones del núcleo sedimentario EU08 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Año	TAM (kg m ⁻² año ⁻¹)	±	Abundancia sin tinción (partículas kg ⁻¹)	±	Abundancia con tinción (partículas kg ⁻¹)	±	Flujo sin tinción (partículas m ⁻² año ⁻¹)	±	Flujo con tinción (partículas m ⁻² año ⁻¹)	±
EU08 0-1	2017.3	3.5	0.8	2701	143	5604	71	7421	1768	19613	4490
EU08 1-2	2014.2	4.7	1.3	2597	144	5281	287	8115	2344	24822	6997
EU08 3-4	2007.5	4.4	1.2	2500	143	4597	357	6668	1924	20226	5736
EU08 5-6	2000.5	4.6	1.3	2299	141	3838	352	6878	2049	17654	5246
EU08 7-8	1994.0	5.7	1.7	2102	142	2667	71	8603	2691	15199	4551
EU08 9-10	1987.4	5.3	1.5	1896	36	1961	71	6396	1820	10393	2966
EU08 11-12	1980.6	5.8	1.8	1496	30	1617	143	5862	1828	9379	3027
EU08 13-14	1974.1	6.8	2.3	799	24	939	70	5380	1827	6388	2213
EU08 15-16	1967.4	6.3	2.1	606	18	498	10	3762	1259	3135	1047
EU08 17-18	1960.8	4.4	1.2	400	12	400	8	1759	483	1759	481
EU08 19-20	1954.2	3.6	0.9	0	0	201	4	0	0	722	181
EU08 21-22	1947.7	4.2	1.2	0	0	0	0	0	0	0	0
EU08 23-24	1941.2	3.8	1.0	0	0	0	0	0	0	0	0
EU08 25-26	1934.8	2.8	0.7	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 26. Flujos de MPs obtenidos del análisis de MPs (con y sin tinción) en 15 secciones por duplicado del núcleo sedimentario EU09 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Año	TAM (kg m ⁻² año ⁻¹)	±	Abundancia sin tinción (partículas kg ⁻¹)	±	Abundancia con tinción (partículas kg ⁻¹)	±	Flujo sin tinción (partículas m ⁻² año ⁻¹)	±	Flujo con tinción (partículas m ⁻² año ⁻¹)	±
EU-09 0-1	2019.5	3.5	1.0	2701	142	5803	142	9455	2747	20310	5824
EU-09 1-2	2017.4	2.8	0.7	2597	283	5344	212	7271	1982	14962	3787
EU-09 3-4	2012.6	2.8	0.7	2500	141	4850	71	7000	1794	13580	3401
EU-09 5-6	2008.5	4.3	1.5	2299	140	3698	139	9884	3500	15900	5579
EU-09 7-8	2004.3	3.7	1.5	2102	140	2952	72	7776	3195	10924	4437
EU-09 9-10	2000.7	5.9	3.5	1896	139	2744	68	11186	6686	16191	9613
EU-09 11-12	1995.8	2.6	0.7	1496	142	1147	71	3890	1110	2982	824
EU-09 13-14	1988.1	2.2	0.9	799	24	947	70	1759	719	2083	866
EU-09 15-16	1981.0	3.8	2.5	606	18	749	71	2302	1515	2848	1893
EU-09 17-18	1972.5	2.5	1.1	400	12	600	12	999	440	1499	660
EU-09 19-20	1962.7	2.5	2.0	200	6	400	8	500	400	1000	800
EU-09 21-22	1953.0	3.4	5.0	0	0	100	2	0	0	340	500
EU-09 23-24	1941.7	1.4	1.0	0	0	0	0	0	0	0	0
EU-09 25-26	1923.5	1.4	1.5	0	0	0	0	0	0	0	0
EU-09 27-28	1883.0	0.3	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 27. Flujos de MPs obtenidos del análisis de MPs (con y sin tinción) en 15 secciones por duplicado del núcleo sedimentario EU14 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Año	TAM (kg m ⁻² año ⁻¹)	±	Abundancia sin tinción (partículas kg ⁻¹)	±	Abundancia con tinción (partículas kg ⁻¹)	±	Flujo sin tinción (partículas m ⁻² año ⁻¹)	±	Flujo con tinción (partículas m ⁻² año ⁻¹)	±
EU-14 0-1	2017.3	1.3	0.4	2278	112	31907	113	2962	833	41479	11488
EU-14 1-2	2012.5	1.2	0.4	1889	140	29184	347	2267	719	35020	10806
EU-14 3-4	2003.2	1.0	0.4	1690	132	17993	328	1690	622	17993	6486
EU-14 5-6	1990.7	0.8	0.3	1492	140	9897	217	1194	461	7917	2974
EU-14 7-8	1970.2	0.5	0.2	1196	2	5830	62	598	239	2915	1166

Tabla 27. Flujos de MPs obtenidos del análisis de MPs (con y sin tinción) en 15 secciones por duplicado del núcleo sedimentario EU14 de la laguna costera Estero de Urías, México.

Muestra	Año	TAM (kg m ⁻² año ⁻¹)	±	Abundancia sin tinción (partículas kg ⁻¹)	±	Abundancia con tinción (partículas kg ⁻¹)	±	Flujo sin tinción (partículas m ⁻² año ⁻¹)	±	Flujo con tinción (partículas m ⁻² año ⁻¹)	±
EU-14 8-9	1954.2	0.4	0.3	0	0	3296	143	0	0	1319	991
EU-14 9-10	1930.0	0.3	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0
EU-14 10-11	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0
EU-14 12-13	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 28. Tasas de crecimiento de los flujos de MPs (sin y con tinción) de los núcleos sedimentarios EU08, EU09 y EU14 de la laguna costera Estero de Urías, México, expresado en flujo por año⁻¹.

Núcleo	Periodo					
	Previo a 1950		1950- <1990		1990-2021	
	Sin tinción	Con tinción	Sin tinción	Con tinción	Sin tinción	Con tinción
EU08	0	0	~ 198	~ 337	~20	~299
EU09	0	0	~61	~62	~74	~464
EU14	0	0	~37	~100	~63	~1,293

Tabla 29. Intervalo de ²¹⁰Pb en exceso, Tasa de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS), pérdidas por ignición (PPI), distribución de tamaño de grano, abundancias y flujos de MPs (con y sin tinción) de los núcleos sedimentarios EU08, EU09 y EU14, de la laguna costera Estero de Urías, México.

Núcleo	²¹⁰ Pb exceso	TAS	TAM	PPI ₅₅₀	PPI ₉₅₀	Arena	Limo	Arcilla	Abundancia sin tinción	Abundancia con tinción	Flujo sin tinción	Flujo con tinción
EU08	ND- 10.69	0.34- 0.49	0.29- 0.69	4.15- 7.77	1.25- 2.90	34.52- 77.42	15.30- 39.24	6.62- 26.59	400- 2,120	201- 5,604	1,759- 8,603	722- 24,822
EU09	3.80- 34.82	0.030- 0.62	0.03- 0.59	4.38- 10.77	0.93- 2.38	43.61- 73.62	16.24- 32.80	8.90- 26.75	200- 2,701	100- 5,803	500- 11,186	340- 20,310
EU14	5.59- 19.05	0.030- 0.27	0.03- 0.13	7.22- 14.75	0.22- 1.76	36.12- 70.00	14.30- 30.53	15.70- 33.40	1,196- 2,278	3,296- 31,907	598- 2,962	1,319-41,479

10. Discusión

10.1. Pruebas de reproducibilidad del análisis de abundancia de MPs

El análisis de blancos de procedimiento utilizados durante las pruebas de reproducibilidad del análisis de abundancia de MPs mostró que el porcentaje de contaminación por fuentes en el laboratorio (e.g., ambiente, agua desionizada y sal) fue mayor en el primer sextuplicado que en el segundo tanto en las muestras sin teñir (Tabla 4) como en las muestras teñidas (Tabla 5). Este resultado se atribuye a que durante el proceso de análisis del segundo sextuplicado se tuvieron mayores cuidados que al inicio; por ejemplo, se mantuvo cerrada el área de extracción para evitar flujo de MPs por la circulación del sistema de climatización del laboratorio, se eliminó el uso de artículos personales de plástico (reloj, pulseras, ligas, etc.) y se limitó el acceso al área de extracción de MPs a solo una persona durante el procesamiento de la muestra.

El análisis de blancos de conteo utilizados durante las pruebas de reproducibilidad del análisis de abundancia de MPs mostró que la contaminación por aire en el área de conteo sin tinción fue mayor durante del proceso de análisis del segundo sextuplicado (aumentó de 14 a 25%, Tabla 4) mientras que la contaminación por aire en el área de conteo con tinción se mantuvo constante (Tabla 5). El aumento de la contaminación se puede atribuir a la afluencia de personas en el área de conteo en el laboratorio, ya que el primer sextuplicado se analizó durante el periodo vacacional y el segundo en periodo laboral. La presencia de un mayor número de personas en el área de conteo implica el incremento en la liberación de fibras textiles sintéticas (rayón, acetato de celulosa, poliéster, nylon) provenientes de ropa al aire (Dris et al., 2017). Por lo anterior, en la literatura se han provisto diversas recomendaciones para reducir la contaminación de las muestras durante el análisis; por ejemplo, que el personal del laboratorio use solo ropa de fibras textiles naturales en todo momento (e.g., batas de laboratorio de algodón) (Ramírez-Álvarez et al., 2020), incluso si no procesa muestras de MPs; limpiar la ropa con un rodillo de pelusa o similar para capturar cualquier fibra suelta; retirar todos los muebles o artículos compuestos de fibras sintéticas del espacio de trabajo (Brander et al., 2020); trabajar en espacios de acceso limitado o con el personal mínimo (Prata et al., 2021). Adicional a estas recomendaciones, se implementó el enjuague del material con agua desionizada mediante un sistema Thermo Scientific Barnstead Smart2Pure 12 (que incluye filtración con filtro de 0.2 μm) y el filtrado de solución salina con tamiz de 63 μm , para reducir la contaminación por MPs presentes en el agua y la sal. La contaminación por aire en el área de conteo con tinción es constante probablemente debido a que es un espacio con acceso controlado.

10.2. Fechado de sedimentos con ^{210}Pb

El perfil de ^{210}Pb total de EU08, no mostró decaimiento exponencial con la profundidad, mientras que en EU09 y EU14, los perfiles de ^{210}Pb total mostraron decaimiento exponencial en casi todo el perfil. Las desviaciones de las actividades de ^{210}Pb respecto a la curva de decaimiento exponencial podrían ser resultado del mezclado de los sedimentos o bien, de cambios en la distribución del tamaño de grano o de las tasas de acumulación sedimentaria (Krishnaswami et al., 1971), tal vez ocasionadas por actividades antrópicas y fenómenos naturales (Martínez et al., 2014).

Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en EU08 son muy bajas en comparación con los otros dos núcleos, posiblemente debido a los valores más altos de la tasa de acumulación másica (Tabla 12), por lo que, al tener mayor aporte de sedimento, se produjo el efecto de dilución de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (Robbins & Edgington, 1975); probablemente también exista un menor depósito de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en esa zona, ya que la velocidad de las corrientes es mayor (0.83 ms^{-1}) que al interior de la laguna donde se recolectaron los otros dos núcleos (0.31 ms^{-1} ; Cardoso-Mohedano et al., 2015). Los bajos valores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ están generalmente asociados a altas incertidumbres (50-120% en EU08) lo que genera así mismo, muy altas incertidumbres en las edades derivadas del modelo CF, debido a que se usan valores logarítmicos

para el cálculo de las edades; así, las incertidumbres aumentan exponencialmente conforme las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ disminuyen. El modelo Plum proporcionó mejores estimaciones de las incertidumbres, debido a que no utiliza valores logarítmicos en el cálculo de edades, sino que calcula el modelo de edad con base a simulaciones de Monte Carlo (Aquino et al., 2020). En EU09 y EU14 los dos modelos son compatibles dentro de las incertidumbres.

El perfil de ^{137}Cs no permitió corroborar los modelos de edad en ninguno de los 3 núcleos puesto que, aunque hay actividades detectables, no se encontraron máximos claros que puedan relacionarse con el periodo de máxima precipitación atmosférica de ^{137}Cs (1962-1964) resultados de las pruebas termonucleares atmosféricas (Ruiz-Fernández et al., 2009). Adicionalmente, algunos valores de ^{137}Cs se encontraron en capas sedimentarias que, acorde con el modelo de edad, se acumularon mucho antes (e.g., sección 37-38 cm, <1901 en EU09 y sección 13-14 cm, <1930 en EU14) o mucho después (e.g., sección superficial de los tres núcleos) del inicio de estas pruebas nucleares (Figura 5). Las bajas actividades de ^{137}Cs , la falta de un perfil estratigráfico claro de ^{137}Cs y los valores detectables de ^{137}Cs en sedimentos antiguos, son características comunes observadas en la costa del Pacífico Mexicano (c & Hillaire-Marcel, 2009) que han sido atribuidas a (a) la baja precipitación de ^{137}Cs en las latitudes más bajas del Hemisferio Norte, ya que, la banda latitudinal de 15° - 25° N (donde se encuentra Mazatlán) recibió del ~ 7 al $\sim 10\%$ del depósito total del radionúclido (Aoyama et al., 2006), (b) el decremento de la actividad de ^{137}Cs conforme a la ley de desintegración radiactiva, dado que no se ha producido una liberación ambiental significativa de ^{137}Cs desde la década de 1960, (c) la alta solubilidad de ^{137}Cs en agua de mar, que hace que $>99\%$ del radionúclido permanezca en solución y, debido a la estratificación de los océanos, no se transporta a las aguas profundas, (d) la movilidad diagenética de ^{137}Cs , que promueve la liberación y transporte de ^{137}Cs en las aguas intersticiales a través la columna de sedimentos, lo que podría explicar la presencia de ^{137}Cs en capas más antiguas al inicio de las pruebas nucleares, (e) las altas salinidades en la columna de agua suprayacente y las aguas intersticiales, que pueden producir la desorción de ^{137}Cs y su migración hacia estratos superiores y (f) la escorrentía, que trasporta ^{137}Cs presente en suelos erosionados, lo cual puede explicar la presencia del radionúclido en secciones superficiales de sedimentos (Ruiz-Fernández et al., 2020).

10.3. Características geoquímicas de los sedimentos

La distribución de tamaño de grano no fue uniforme en los tres núcleos; por ejemplo, en EU08 se observó un aumento en los porcentajes de arena entre 1922 ± 41 y 1980 ± 23 (12 a 30 cm de profundidad) y, de manera general, los porcentajes de arena tendieron a disminuir en los estratos recientes de todos los núcleos (Figura 3).

La variación temporal en los porcentajes de arena indica cambios en la hidrodinámica del sitio de muestreo, que se ven reflejados de manera distinta en los tres núcleos debido a la ubicación de los sitios de muestreo. Por ejemplo, en EU08 (núcleo recolectado en la parte más cercana a la boca de la laguna) el aumento de los porcentajes de arena entre 1922 ± 41 y 1980 ± 23 podría deberse a un aumento en la energía de las corrientes que promovieron el depósito preferencial de partículas más pesadas (como las arenas) y que las partículas ligeras (como limos y arcillas) fueran arrastradas con el flujo de agua; aunque se desconoce las causas que promovieron este cambio en la hidrodinámica.

El reciente aumento de los porcentajes de material fino (limos y arcillas) en los tres núcleos (observados a partir de 1980 ± 23 en EU08, 1963 ± 9 en EU09 y 1970 ± 10 en EU14) podría deberse a la disminución de la velocidad de las corrientes, probablemente asociada a la interrupción del flujo de agua que existía entre la laguna y el río Presidio, como resultado de la construcción del aeropuerto internacional de Mazatlán en 1961 y la carretera E-17 en 1965 (Serrato de la Peña, 2014).

Un perfil típico de MO muestra decaimiento exponencial con la profundidad, debido a los procesos de degradación bacteriana (Schubert et al., 2000); sin embargo, en EU08, el perfil de PPI₅₅₀ mostró valores que disminuyen desde 24 cm hasta 12 cm y posteriormente aumentan hacia la superficie. Esta variación está relacionada con el cambio en el contenido de arena, pues existe correlación negativa significativa ($p < 0.05$, $r = 0.77$) entre el porcentaje de arenas y los porcentajes de PPI₅₅₀ en EU08. Esto se debe a que, por tener menor proporción área superficial/volumen, las arenas tienen baja capacidad de secuestro de MO (Trask, 1939) en comparación a los finos (OIEA, 2012). Los perfiles de PPI₅₅₀ de los núcleos EU09 y EU14 muestra decaimiento exponencial con la profundidad en casi todo el perfil (Figura 2), lo que indicaría condiciones de sedimentación estables (Ruiz-Fernández et al., 2012).

10.4. Abundancia de microplásticos

La falta de una metodología estandarizada para la extracción y análisis de MPs en muestras ambientales tiene como consecuencia que los estudios disponibles en la literatura utilicen diferentes métodos para el muestreo, extracción y análisis de partículas plásticas, lo que redundaría que la comparación de resultados entre estudios sea compleja y aporte información limitada (Uddin et al., 2020, Leusch et al., 2023). Aunque en el presente estudio se usaron dos metodologías para el análisis de MPs al microscopio (sin y con tinción de rojo de Nilo) no se encontraron suficientes referencias en la literatura que emplearan el método con tinción de rojo de Nilo para el análisis de MPs en núcleos sedimentarios, probablemente debido a que el uso de esta técnica fue introducido en la literatura especializada muy recientemente (Shim et al., 2016; Shruti et al., 2022), por lo que sólo se comparan los resultados obtenidos de abundancias de MPs con aquellos obtenidos de estudios recientes en núcleos sedimentarios y en sedimento superficial de ambientes costeros analizados sin tinción (Tabla 30).

La abundancia máxima de MPs del presente estudio ($2,701 \pm 142$ partículas kg^{-1} , sin tinción) se encuentra dentro del mismo orden de magnitud que el máximo reportado para sedimentos suspendidos de EUL recolectados en 2018 ($2,000 \pm 283$ partículas kg^{-1} ; Ríos-Mendoza et al., 2021), para sedimento superficial de la laguna de Venecia, Italia ($2,175$ partículas kg^{-1} ; Vianello et al., 2013) y para núcleos de sedimento de la cadena de islas Outer Banks, Estados Unidos ($2,224$ partículas kg^{-1} ; Dodson et al., 2020). Por otra parte, la abundancia máxima de MPs del presente estudio fue superior que los máximos reportados para la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia (3 partículas kg^{-1} ; Garcés-Ordóñez et al., 2022), la laguna Songkhla, Tailandia (180 partículas kg^{-1} ; Pradit et al., 2022), la laguna Bizerte, África (300 partículas kg^{-1} ; Wakkar et al., 2022) y la laguna Xincun, China (492 partículas kg^{-1} ; Wei et al., 2022). Los estudios anteriores muestran que el grado de contaminación por MPs en EUL es comparable con otros ambientes costeros urbanizados en el mundo, por lo que es necesario implementar programas de monitoreo y estrategias para evitar su incremento en el futuro.

Tabla 30. Estudios de contaminación por MPs en núcleos sedimentarios y en sedimentos superficiales de ambientes costeros en el mundo.

Sitio (tipo de ambiente)	Métodos	Abundancia máxima	Intervalo	Morfología	Color	Tipo de polímero	Referencia
Laguna Songkhla, Tailandia (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de NaCl (1.2 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio -Identificación química por espectroscopía FTIR.	180 partículas kg ⁻¹ (núcleos de sedimento)	<1 a 5 mm	Fibras, fragmentos y películas	Negro, azul, café, blanco, amarillo, rosa, morado, rojo, verde, transparente	PE, rayón, rubber, estireno, acetato de vinilo, pintura	Pradit et al. (2022)
Outer Banks, Carolina del Norte, EUA. (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de CsCl (1.8 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio (2 aumentos). -Identificación química por espectroscopía RAMAN.	2,224 partículas kg ⁻¹ (núcleos de sedimento)	0.5 a 5 mm	Fibras y fragmentos	-	PP, PET, PS, PE y nylon	Dodson et al. (2020)
Laguna Xincun, China (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de NaCl (1.2 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio (8-35 aumentos). -Identificación química por espectroscopía FTIR-ATR.	492 partículas kg ⁻¹ (sedimento superficial)	0.1 a 5 mm	Fibras y fragmentos	Transparente, azul, negro, rojo y verde	Celofán, PP, PE y PS	Wei et al. (2022)
Laguna Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de ZnCl ₂ (1.27 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio (8 a 50 aumentos). -Identificación química por espectroscopía μ FTIR-ATR.	2,000±283 partículas kg ⁻¹ (sedimento suspendido)	>1 mm	Fibras (75%) y fragmentos (25%)	Blanco/transparente, negro y azul	PET y PE	Ríos-Mendoza et al. (2021)
Laguna Bizerte, Tunisia, África (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de NaI (1.65 g cm ⁻³). -Identificación óptica con estereoscopio.	300 partículas kg ⁻¹ (sedimento superficial)	0.3 a 5 mm	Fibras, fragmentos y películas	Blanco, azul, negro, rojo, verde y amarillo	PE, PP, PVC y PET	Wakkar et al. (2022)

Tabla 30. Estudios de contaminación por MPs en núcleos sedimentarios y en sedimentos superficiales de ambientes costeros en el mundo.

Sitio (tipo de ambiente)	Métodos	Abundancia máxima	Intervalo	Morfología	Color	Tipo de polímero	Referencia
	-Identificación química por espectroscopía FTIR-ATR.						
Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia (urbano)	-Extracción con tamices de diferentes tamaños de malla (0.5 y 5 mm). -Identificación óptica con estereoscopio (8-35 aumentos). -Identificación química por espectroscopía FTIR-ATR.	3.08 partículas kg ⁻¹ (sedimento superficial)	0.3 a 5 mm	Fibras y fragmentos	Transparente, blanco, azul, negro, verde y rojo	PP, PE y HDPE	Garcés-Ordóñez et al. (2022)
Laguna de Venecia, Italia (urbano)	-Extracción por flotación con solución saturada de NaCl (1.2 g cm ⁻³). -Identificación óptica con microscopio electrónico de barrido. -Identificación química por espectroscopía μ FTIR.	2,175 partículas kg ⁻¹ (sedimento superficial)	0.03 a 0.50 mm	Fibras, fragmentos, películas y pellets	Azul y rojo	PE, PP, PEP, PAN, PS, PVC, PVOH, PA y resina alquídica	Vianello et al. (2013)

Las abundancias de MPs en los núcleos recolectados fueron significativamente ($P < 0.05$) más altas entre 157 y 1,032%) en los filtros teñidos ($100 \pm 2 - 31,907 \pm 113$ partículas kg^{-1}) que las obtenidas con el método sin tinción ($200 \pm 6 - 2,701 \pm 142$ partículas kg^{-1}). Las discrepancias en los valores obtenidos con ambos métodos se deben a que, durante la inspección visual sin tinción, no se logra identificar la totalidad de partículas plásticas transparentes presentes en los filtros con muestra; sin embargo, con el uso de la solución rojo de Nilo ($10 \mu\text{g ml}^{-1}$) y la lámpara de fluorescencia, estas partículas son más fáciles de identificar. Dado que el método con tinción permite visualizar un mayor número de partículas plásticas, se eligió discutir únicamente los resultados arrojados por este método.

La abundancia de MPs en EU14 fue significativamente mayor ($P < 0.05$) al resto de los núcleos, en el periodo 1990 a 2021 (Figura 17). El núcleo EU14 se recolectó en la parte más interna de la laguna, zona que se caracteriza por (a) tener la menor velocidad de corrientes (0.31 ms^{-1}), lo que provoca una baja advección y difusión de los contaminantes y favorece su acumulación en los sedimentos (Cardoso-Mohedano et al., 2015) y (b) estar bajo la influencia de dos corrientes de marea que se mueven en direcciones opuestas y forman un remolino. La rotación de las corrientes de marea atrapa cualquier desecho que flote en la superficie, e.g., los plásticos (Li et al., 2022) y los transporta hacia el centro del remolino, donde, con el tiempo, se depositan (Hammer et al., 2012), razón por la que, probablemente, en EU14 se favoreció la mayor acumulación de MPs. EU08 y EU09 se recolectaron de la parte intermedia de la laguna, zona donde la velocidad de corrientes (0.83 ms^{-1}) es mayor que en el sitio de recolección de EU14 (0.31 ms^{-1}) y, por tanto, existe mayor difusión de contaminantes por las corrientes de marea (Cardoso-Mohedano et al., 2015).

Las cuatro PTARs (“El Castillo”, “Santa Fe”, “Urías I” y “Urías II”, Figura 1) y las seis UPAs (Los Cocos, Don Jorge, El Cayo, Crustáceos de El Castillo, Sixto Osuna, Don Rigo Peña y granja de la Facultad de Ciencias del Mar, Figura 1), que descargan sus efluentes directamente a la laguna, se pusieron en marcha durante el periodo 1990-2021 (PTARs: JUMAPAM, 2019; JUMAPAM, 2021) y a partir de la década de 1980 (UPAs: CONABIO, 2010; SEMARNAT, 2008); es probable que sus efluentes, que se han reconocido como fuentes puntuales de descarga de MPs en los sistemas acuáticos (Liu et al., 2021; FAO, 2017) hayan contribuido al mayor aporte de microplásticos en las zonas de muestreo durante el periodo 1990-2021.

El orden de crecimiento de los flujos de MPs fue $\text{EU08} > \text{EU14} > \text{EU09}$ de 1950- <1990 y $\text{EU14} > \text{EU09} > \text{EU08}$ de 1990-2021 (Figura 18). Las tasas de crecimiento fueron mayores en el periodo 1950- <1990, y menores en 1990-2021, en el núcleo EU08. El mayor crecimiento de los flujos de MPs en EU08 durante el periodo de 1950- <1990, probablemente se deba a que durante este periodo, el mayor aporte de MPs a la laguna provenía de fuentes cercanas a la boca, e.g., efluentes provenientes de instalaciones industriales (Sánchez-Rodríguez & Calvario-Martínez, 2020), y EU08, por ser el punto más próximo a la boca, registró la mayor acumulación de MPs. Probablemente durante el periodo de 1990-2021, existió mayor acumulación de MPs en EU09 y EU14 debido a la puesta en marcha y la cercanía de dos PTARs (“El Castillo” y “Santa Fe”), y de cinco UPAs (“Los Cocos”, “Don Jorge”, “El Cayo”, “Crustáceos de El Castillo” y “Sixto Osuna”) a los puntos de muestreo de estos núcleos, en comparación con EU08.

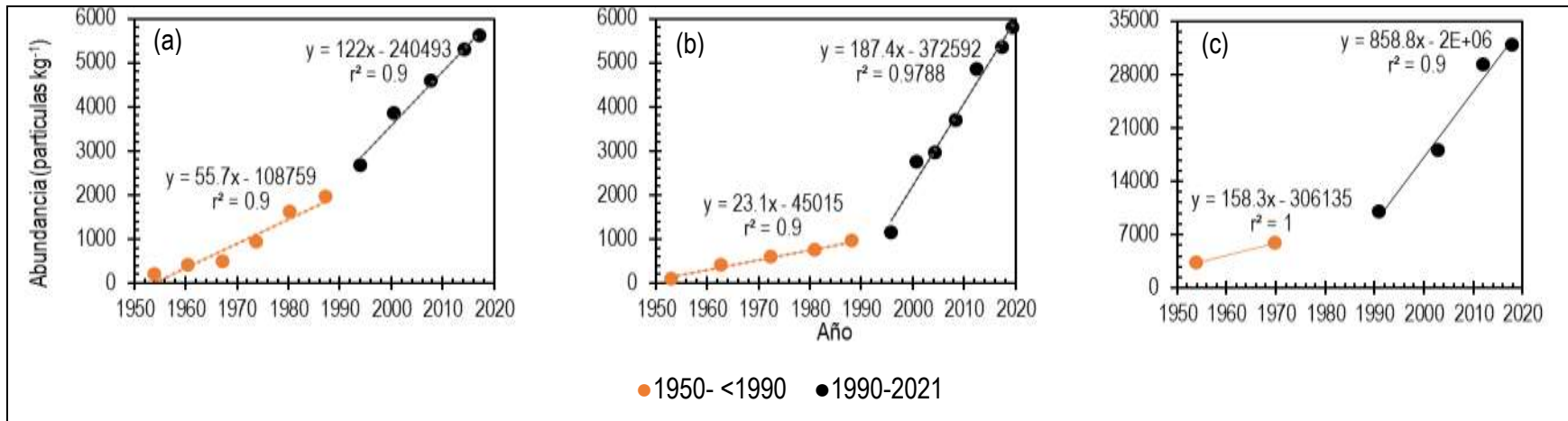


Figura 17. Variación temporal de las abundancias de MPs (con tinción) obtenida de los núcleos sedimentarios EU08 (a), EU09 (b) y EU14 (c) de la laguna costera Estero de Urías, México.

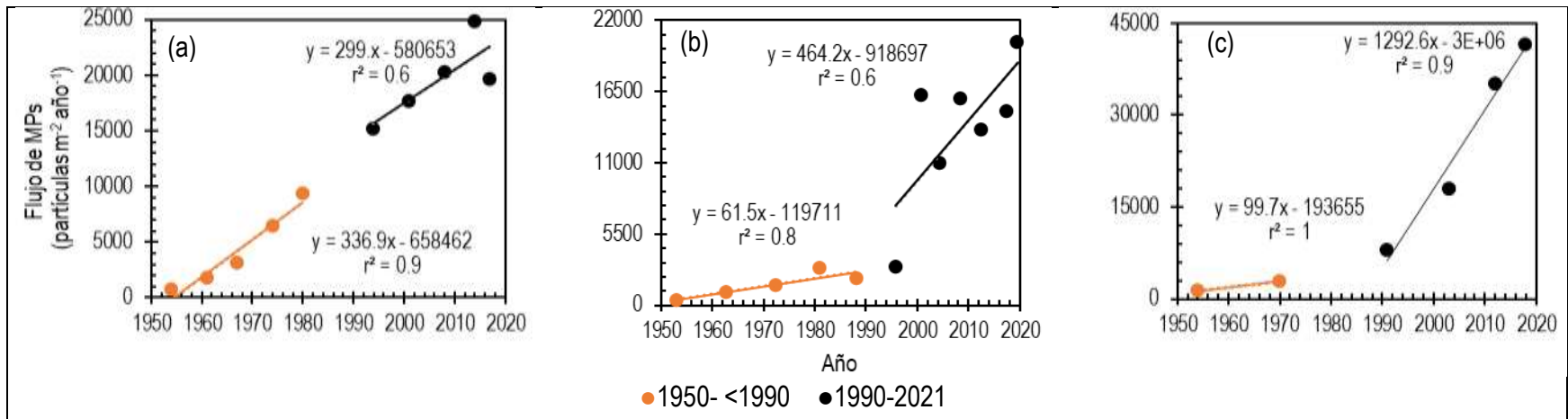


Figura 18. Variación temporal de los flujos de MPs (con tinción) de los núcleos sedimentarios EU08 (a), EU09 (b) y EU14 (c) de la laguna costera Estero de Urías, México.

Tabla 31. Intervalos de abundancia y flujo de MPs (periodos 1950 a <1990 y 1990 a 2021) de los núcleos EU08, EU09 y EU14, recolectados en la laguna costera Estero Urías, Sinaloa.

Núcleo	Abundancia (partículas kg ⁻¹)		Flujo (partículas m ⁻² año ⁻¹)	
	1950- <1990	1990-2021	1950- <1990	1990-2021
EU08	201-1,961	2,667-5,404	722-10,393	15,199-24,822
EU09	100-947	1,147-5,803	340-2,848	2,982-20,310
EU14	3,296-5,830	9,897-31,907	1,319-2,915	7,917-41,479

El incremento de la abundancia de MPs en los últimos 30 años (periodo 1991-2021) podría relacionarse con: (1) el aumento de la producción y, por tanto, de consumo de plástico en el mundo, ya que desde el año 1990 se han fabricado más plásticos que en los 40 años anteriores y la producción continúa creciendo rápidamente (Geyer et al., 2017) (Figura 19), y tal aumento también se refleja en un aumento de su uso en la región; y (2) al crecimiento poblacional, es decir, el aumento de consumidores de productos plásticos, puesto que el número de habitantes en el mundo se ha triplicado entre 1950 y 2010 y podría cuatriplicarse en 2050 (United Nations, 2019, Figura 20^a), mientras que en Mazatlán la población se ha septuplicado, de 76,856 en 1950 a 501,441 en 2020 (INEGI, 2020, Figura 20b). En el presente estudio, el aumento progresivo de la concentración y flujos de MPs, en los tres núcleos, está asociado con el aumento de la población en Mazatlán (Figura 20b), pues existe correlación significativa positiva ($P < 0.05$) entre el crecimiento poblacional del municipio y las abundancias ($r = 0.90$) y los flujos de MPs ($r = 0.73$). El incremento poblacional implica mayor producción y uso de artículos plásticos para satisfacer las necesidades de la sociedad (e.g., alimentación, vestido, calzado, educación), mismos que eventualmente van a ser desechados. En México, una persona genera 0.94 kg de residuos plásticos al día (Holland Circular Hotspot, 2021), por lo que, a mayor población, mayor generación de residuos y mayor contaminación por MPs.

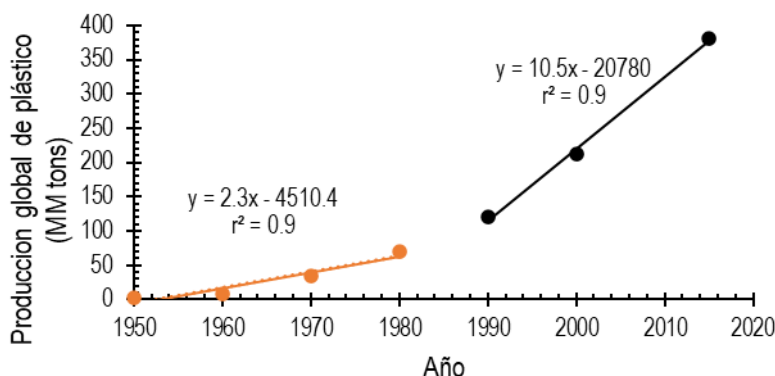


Figura 19. Producción global de plástico, medido en millones de toneladas métricas por año (Geyer et al., 2017).

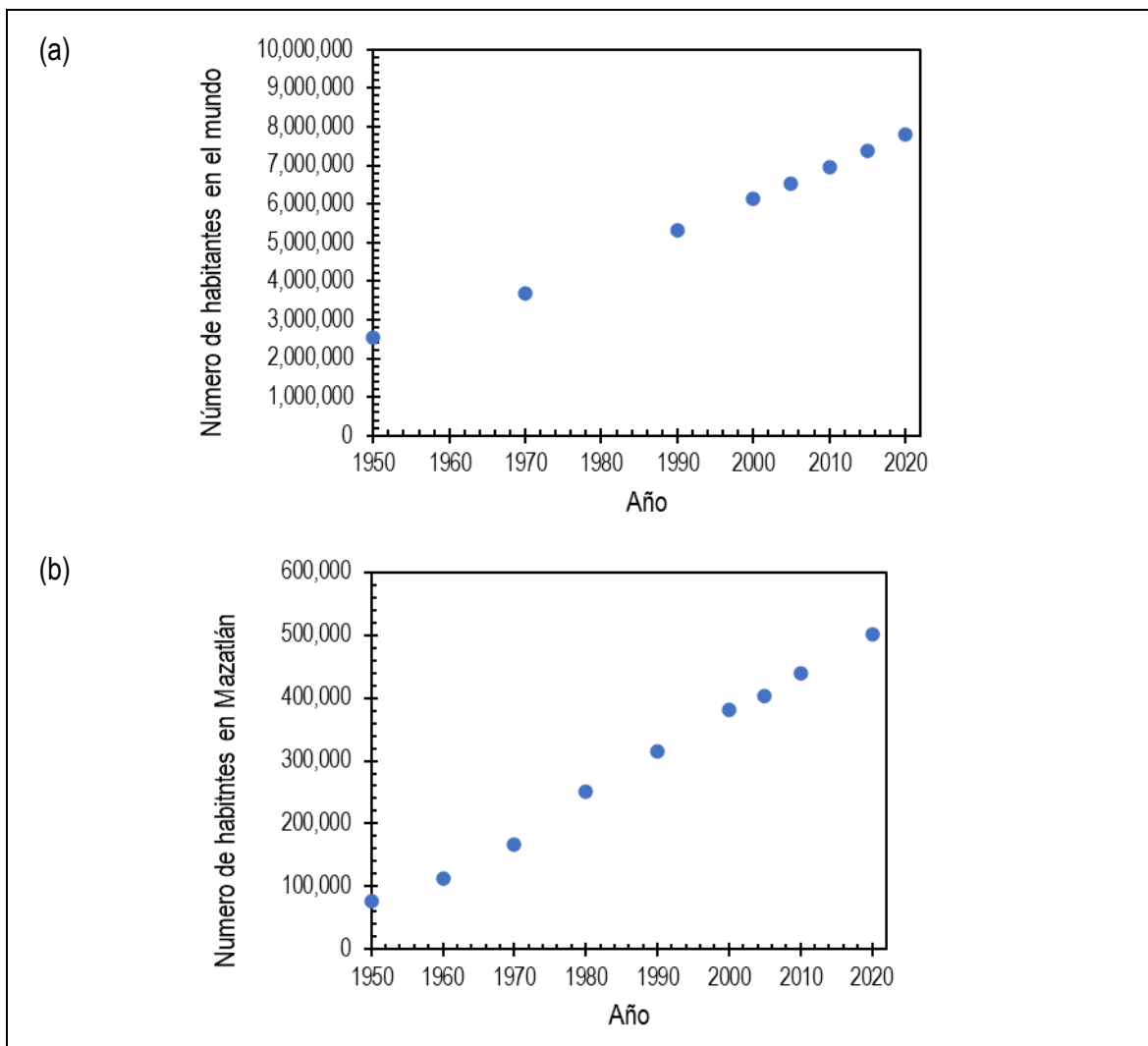


Figura 20. Número de habitantes en el mundo (a) y en Mazatlán, Sinaloa, México (b).

Diversos estudios en ambientes costeros (Huang et al., 2020; Gimiliani et al., 2020; Koutnik et al., 2021) han identificado mayor enriquecimiento de fibras que de fragmentos en sedimentos. El enriquecimiento de fibras en los sedimentos podría deberse a su mecanismo de depósito, donde las fibras en suspensión son preferentemente removidas de la columna de agua, al quedar atrapadas entre los granos de arena. Por su forma alargada y su alta proporción área superficial/volumen, es más probable que sean impactadas y arrastradas por los granos de arena en su proceso de asentamiento para conjuntamente quedar enterradas en el sedimento. Por otro lado, el depósito de fragmentos está más fuertemente controlado por su baja densidad, lo que hace que los fragmentos permanezcan en suspensión y por lo tanto son menos propensos a sedimentar (Pohl et al., 2020; Gimiliani et al., 2020).

La presencia de fibras es considerada un indicador de efluentes domésticos (Su et al., 2020); algunos experimentos en muestras de aguas residuales de lavadoras domésticas demostraron que una sola prenda puede producir >1900 fibras por lavado, lo que sugiere que una gran proporción de fibras microplásticas que se encuentran en el medio marino pueden provenir de las aguas residuales como consecuencia del lavado de ropa (Habib et al., 1998; Zubris & Richards, 2005; Browne et al.,

2011). Las fibras de MPs también podrían derivarse de la degradación de materiales de equipo de pesca recreativa y comercial, perdido o desechado en el medio marino (e.g., hilo de monofilamento, redes de nylon) (Cole et al., 2011); del desgaste de los materiales para el cultivo de organismo acuáticos (Yang et al., 2021) como flotadores de polipropileno, nylon o poliuretano expandido, racks de acrilonitrilo butadieno estireno (ABS) o PVC (INAPESCA, 2018), entre otros.

Los colores azul, negro, blanco/transparente y rojo son los colores característicos de MPs encontrados en muestras de aguas residuales provenientes de la industria textil (Stanton et al., 2019; Deng et al., 2020). En México, Sánchez-Hernández et al. (2021) y Ríos-Mendoza et al. (2021) encontraron predominancia de partículas plásticas en colores azul, negro, blanco/transparente y rojo, y enfatizan que las principales fuentes de contaminación de MPs en sus sitios de estudio son las descargas de aguas residuales domésticas e industriales con y sin tratamiento. Por otra parte, Valencia-Castañeda et al. (2022a; 2022b) también encontraron predominancia de fibras en colores azul, transparente, rojo y amarillo en los principales tejidos del camarón blanco del Pacífico de cultivo y silvestre *Litopenaeus vannamei*, y sugieren que la fuente de contaminación de MPs en sus sitios de estudio podrían ser las instalaciones acuícolas.

El análisis de factores mostró que la distribución de colores de las partículas no sigue un patrón definido por la ubicación del sitio de muestreo, lo que indica que el origen de estas partículas es común para todo el sistema lagunar o que las corrientes las han homogeneizado antes de ser depositadas (Arreola-Alarcón et al., 2022).

La descarga de aguas residuales es una fuente significativa de MPs en los ambientes costeros (Browne et al., 2011; Dris et al., 2017), aun cuando éstas sean tratadas, las plantas de tratamiento no cuentan con una fase específica de remoción de MPs (Freeman et al., 2020). Ríos-Mendoza et al. (2021) consideran que, en ausencia de periodos de lluvia previa o durante el muestreo, la descarga de aguas residuales es una de las principales fuentes de MPs en el Puerto de Mazatlán y en las áreas adyacentes. En el presente estudio, una importante proporción de los MPs encontrados en los núcleos sedimentarios podría provenir de las aguas residuales vertidas al sistema lagunar Estero de Urías, probablemente generadas por el lavado de ropa sintética de la población de Mazatlán, pues existe correlación significativa positiva entre las abundancias (en EU09 y EU14) y los porcentajes de MO (PPI₅₅₀): los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, son una fuente importante de MO hacia los ecosistemas acuáticos (Quaranta et al., 2012), por lo que el porcentaje de MO (PPI₅₅₀) puede ser un indicador de aporte de aguas residuales, de manera que, a mayor suministro de aguas residuales, habrá mayor concentración de MO y MPs. Recientemente Ríos-Mendoza et al., (2021) identificaron predominancia de fibras de PE y PET (que proceden comúnmente de bolsas, botellas, ropa, (Harris et al., 2020)) en sedimentos de EUL, sin embargo, sería conveniente mejorar el conocimiento sobre la composición química de los MPs extraídos en los núcleos sedimentarios del presente estudio para dilucidar su origen.

Por otra parte, se comparó el registro temporal de precipitación pluvial anual de Mazatlán (CONAGUA 2020, Figura 21), con los flujos de MPs obtenidos de los tres núcleos (Tabla 32), para conocer si la lluvia es un factor relevante para el suministro de microplásticos en las zonas de muestreo del presente estudio, pues existen investigaciones que sugieren que la concentración de MPs en áreas costeras está influenciada por la lluvia (Pelamatti et al., 2019), debido a que durante los eventos de lluvias, se transportan desechos plásticos terrestres hacia medios acuáticos; sin embargo, no se encontró correlación significativa positiva entre la lluvia y los flujos de MPs.

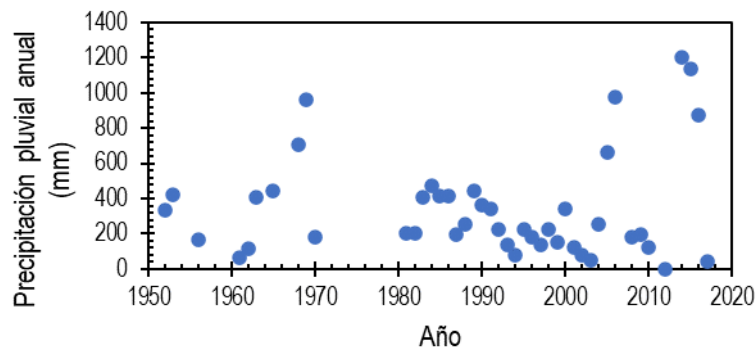


Figura 21. Precipitación pluvial acumulada (mm) en Mazatlán, Sinaloa (CONAGUA, 2020).

Tabla 32. Registro temporal de precipitación pluvial acumulada en Mazatlán (mm) y flujos de MPs (con tinción) obtenidos del análisis de MPs de los núcleos sedimentarios EU08, EU09 y EU14 de la laguna costera Estero de Urías, México

Año	Precipitación pluvial en Mazatlán (mm)	Flujo de MPs (partículas m ⁻² año ⁻¹)		
		EU08	EU09	EU14
2018	1,001	-	-	41,479
2017	41	19,613	14,962	-
2014	1,205	24,822	-	-
2013	1,205	-	13,580	-
2012	0	-	-	35,020
2008	181	20,226	15,900	-
2004	253	-	10,924	-
2003	52	-	-	17,993
2001	122	17,654	16,191	-
1996	179	-	2,982	-
1994	80	15,199	-	-
1991	341	-	-	7,917
1988	256	-	2,083	-
1987	196	10,393	-	-

11. Conclusiones

Se analizaron las abundancias de MPs en tres núcleos sedimentarios fechados por el método de ²¹⁰Pb, recolectados en la laguna costera del Estero de Urías, con el objetivo de evaluar las tendencias temporales de la acumulación de MPs, bajo las dos hipótesis de que: 1) la concentración y flujos de MPs aumentan con el tiempo, debido al aumento en la población de Mazatlán, y 2) las descargas de aguas residuales y la escorrentía son parámetros relevantes asociados a la concentración y flujos de MPs.

Para verificar la confiabilidad de la técnica utilizada para el análisis de MPs, se evaluó la reproducibilidad del método de extracción y análisis de MPs al microscopio (mediante los métodos sin y con tinción de rojo de Nilo), a través del análisis de réplicas (n = 6) de muestras de sedimento. Los

valores promedio de la abundancia de MPs en las réplicas fueron comparables ($Z\text{-score} \leq |2|$) y el coeficiente de variación $<10\%$, por lo que se concluye que la precisión del método es aceptable.

Las edades de las capas más profundas de los núcleos fueron >100 años (111 años en EU08, 137 años en EU09 y 103 años en EU14) y los valores de la TAM ($\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) oscilaron entre 0.29-0.69 en EU08, 0.03- 0.59 en EU09 y 0.03-0.13 en EU14.

Las abundancias de MPs en los núcleos recolectados fueron significativamente ($P<0.05$) más altas entre 157 y 1,032% en los filtros teñidos ($100 \pm 2 - 31,907 \pm 113$ partículas kg^{-1}) que las obtenidas con el método sin tinción. Se concluye que el uso de la tinción con rojo de Nilo facilita la identificación de las partículas de MPs, ya que, durante la inspección al microscopio, sin tinción, no se logra identificar la totalidad de partículas (sobre todo las transparentes) presentes en las muestras, por lo que se decidió trabajar solo con los resultados provistos por el método con tinción.

La abundancia de MPs en EU14 fue significativamente mayor ($P<0.05$) al resto de los núcleos durante el periodo 1990-2021. La mayor acumulación de MPs en EU14 se atribuyó a que el sitio de muestreo de este núcleo se encuentra en la parte más interna de la laguna, donde la velocidad de las corrientes es relativamente baja y la convergencia de corrientes de distinta dirección provoca la formación de giros, en los cuales se favorecería el depósito de partículas suspendidas.

Las abundancias y flujos de MPs se agruparon en tres periodos, *i.e.*, anterior a 1950 (previo al inicio de la comercialización mundial masiva de productos plásticos); 1950 a <1990 (desde el inicio de producción masiva de plástico al cambio de la pendiente en la producción de plástico en 1980) y; 1990 a 2021 (desde el aumento en la producción de plástico al año de muestreo). En el periodo previo a 1950, las abundancias y flujos de MPs fueron nulos, a partir de la década de 1950 incrementaron gradualmente hacia el presente en los tres núcleos.

Los flujos de MPs por periodo, fueron comparables entre los tres núcleos ($P>0.05$) y significativamente ($P<0.05$) mayores durante 1990-2021 ($2,982 \pm 824 - 41,479 \pm 11,488$ partículas $\text{m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) que en 1950- <1990 ($340 \pm 500 - 10,393 \pm 2,966$ partículas $\text{m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Es probable que las descargas de las PTARs "El Castillo", "Santa Fe", "Urías I" y "Urías II", instaladas entre 2008 y 2021, y las descargas de las UPAs "Los Cocos", "Don Jorge", "El Cayo", "Crustáceos de El Castillo", "Sixto Osuna", Don Rigo Peña y granja Facultad de Ciencias del Mar, instaladas a partir de la década de 1980, hayan contribuido al aumento en el aporte de MPs durante el periodo 1990-2021.

Se evaluó la tasa de crecimiento de los flujos de MPs a partir de la pendiente de la regresión entre los flujos y la edad de los estratos sedimentarios. Las tasas de crecimiento de los flujos de MPs fueron mayores en todos los núcleos, durante el periodo de 1990-2021 que en el periodo 1950- <1990 ; el orden de crecimiento de los flujos de MPs fue, $\text{EU08} > \text{EU14} > \text{EU09}$ en 1950- <1990 (con tinción), y $\text{EU14} > \text{EU09} > \text{EU08}$ en 1990-2021 (con tinción). Las tasas de crecimiento fueron mayores en el periodo 1950- <1990 , y menores en 1990-2021, en el núcleo EU08. Es probable que, durante 1950- <1990 , el mayor aporte de MPs a la laguna, provenía de fuentes cercanas a la boca, por lo que EU08 (zona más próxima a la boca registró la mayor acumulación de MPs) mientras que, durante el periodo de 1990-2021, la puesta en marcha y cercanía de las PTARs "El Castillo" y "Santa Fe", y las UPAs "Los Cocos", "Don Jorge", "El Cayo", "Crustáceos de El Castillo" y "Sixto Osuna" a las zonas de recolección EU09 y EU14, influyeron en la mayor acumulación de MPs en estos núcleos, con respecto a EU08.

Con base a los resultados y en concordancia con la hipótesis 1, se confirma que la concentración y flujos de MPs, en los tres núcleos, aumentaron con el tiempo. Dada la correlación significativa ($P<0.05$) positiva entre las abundancias y flujos de MPs con el crecimiento poblacional del municipio, se concluye que el aumento de la población en Mazatlán es un factor importante que determina la acumulación de MPs en sedimentos. Por otra parte, respecto a la hipótesis 2, es probable que las descargas de aguas residuales sean una fuente relevante de la contaminación por partículas plásticas en EU09 y EU14, ya que se observó una correlación significativa ($P<0.05$) positiva entre las

abundancias (en EU09 y EU14) y los porcentajes de MO (PPI₅₅₀) en ambos núcleos. No se logró asociar los flujos de MPs con la precipitación pluvial en Mazatlán, por lo que, es probable que otros factores (e.g., la hidrodinámica y distribución de corrientes en la laguna, la creciente densidad poblacional de Mazatlán y el correspondiente aumento en los desechos plásticos) sean factores más relevantes para el suministro de MPs en las zonas de muestreo del presente estudio.

Este estudio demuestra que la concentración de MPs en sedimentos de una laguna costera antropizada en el sur del Golfo de California, tiende a aumentar con el paso del tiempo en relación con la creciente densidad poblacional y las descargas de aguas residuales, por lo que, la contaminación por MPs (y las implicaciones hacia la calidad ambiental de los recursos costeros) podría seguir en aumento durante los próximos años.

Si bien existen estudios previos sobre la composición química de los MPs en los sedimentos de EUL, sería conveniente mejorar el conocimiento sobre la composición química de los MPs extraídos en los núcleos sedimentarios para dilucidar su origen. Se recomienda aplicar estrategias de educación ambiental, saneamiento y programas de gestión costera, para proteger los ambientes costeros de la continua contaminación por microplásticos.

12. Anexos

Anexo 1. Manual de procedimientos para el análisis de microplásticos en sedimentos del Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología

1. Preparación de muestras de sedimento superficial

1.1. Secado de muestras

Materiales:

- Horno Venticell-ECOline, MMM Group
- Liofilizadora marca Labconco modelo 7753022
- Balanza granataria Sartorius AY-3101
- Sedimento congelado

Procedimiento:



1. Introducir las muestras congeladas a la liofilizadora Labconco modelo 7753022.
2. Dejar secar a una presión de 36 a 76×10^{-3} mbar y temperatura de -47°C , durante 72 horas. Pesar la muestra seca en balanza granataria y registrar el peso seco en la bitácora de laboratorio.

2. Análisis de microplásticos

2.1. Preparación de solución salina

Materiales:

- 280 g de NaCl
- 1 L de agua desionizada
- 1 vaso de precipitado de 1 L
- Varilla de cristal
- Espátula de metal
- Bidones de vidrio de 4 L ámbar
- Agitador Heidolph™ Rotamax 120
- Balanza granataria Sartorius AY-3101
- Tamiz de metal con malla (63 μm)

Procedimiento:



1. Lavar, secar y tarar un vaso de precipitado de 1L.



2. Agregar 280 g de NaCl.



3. Añadir 200 ml de agua desionizada.



4. Agitar manualmente con varilla de cristal durante 20 min y dejar reposar 5 min, continuar agitando hasta disolver.





5. Colocar el vaso con solución salina en el agitador orbital durante la noche.



6. Retirar el vaso de precipitado del agitador y agregar 800 ml de agua desionizada, agitar manualmente con varilla de cristal para asegurar completa disolución.



7. Tamizar la solución salina con tamiz de malla de 63 cm para evitar contaminación.



8. Almacenar solución en bidones de 4 L ámbar con etiqueta de la solución.

2.2. Calibración de pipeta

Materiales:

- Micropipeta automática Nichiryo modelo Nichipet EX de 1 ml
- Balanza analítica Ohaus™ modelo Voyager (0.1 mg de precisión)
- 1 vaso de precipitado de 10 ml
- Agua desionizada

Procedimiento:



1. Tarar un vaso de 10 ml en balanza analítica.



2. Añadir 1 ml de agua desionizada mediante micropipeta automática.

3. Registrar el peso en bitácora y repetir este procedimiento hasta obtener seis réplicas.
4. Calcular el promedio (\bar{x}), desviación estándar (s) y coeficiente variación (CV) de las seis réplicas realizadas (ecuación 1).

$$CV (\%) = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100 \quad (\text{ecuación 1})$$

2.3. Determinación de densidad de la solución salina

Materiales:

- Micropipeta automática Nichiryo modelo Nichipet EX de 1 ml
- Balanza analítica Ohaus™ modelo Voyager (0.1 mg de precisión)
- 1 vaso de precipitado 10 ml
- Solución salina (1.2 g cm^{-3})

Procedimiento:



1. Tarar un vaso de 10 ml en balanza analítica.



2. Añadir 1 ml de solución salina mediante micropipeta automática previamente calibrada.

5. Registrar el peso en bitácora y repetir este procedimiento hasta obtener seis réplicas.
6. Calcular el promedio, desviación estándar y coeficiente variación, donde: CV es el coeficiente de variación, s es la desviación estándar y \bar{x} es el promedio de las seis réplicas realizadas (ecuación 1).
7. Calcular la densidad de la solución salina (ecuación 2) como el cociente del promedio de las seis réplicas de solución salina entre el promedio de las seis réplicas de agua desionizada (calibración de pipeta).

$$\rho (\text{sol. salina}) = \frac{\bar{x} \text{ sol.salina}}{\bar{x} \text{ agua desionizada}} \quad (\text{ecuación 2})$$

2.4. Digestión de sedimentos para eliminación de materia orgánica

Materiales:

- Sedimento seco sin moler
- Peróxido de hidrógeno (H_2O_2)
- Vasos de precipitado de 1 L
- Vasos de precipitado de 800 ml
- Desecador con sílica gel (seca)
- Plancha de calentamiento
- Balanza granataria Sartorius AY-3101 (0.01 mg)
- Horno Venticell-ECOnline, MMM Group

Procedimiento:

2.4.1 Pre- tratamiento de muestras para digestión de materia orgánica



1. Homogenizar muestras secas sin moler.

2. Pesar en balanza granataria 11 g de muestra de sedimento seco (para duplicado).

3. Colocar vasos con muestra pesada en la estufa durante una noche a 50° C.



4. Sacar las muestras del horno y enfriar durante 30 min en desecador.

2.4.2 Digestión de materia orgánica



1. Previamente lavar, secar y etiquetar con nombre y código de muestra los vasos 800 ml.



2. Pesar los vasos de 800 ml.



3. Homogeneizar muestra seca con espátula de metal.



4. Pesar 5 g de sedimento para cada vaso en balanza granataria.



5. Añadir 5 ml de peróxido de hidrogeno a vasos de precipitado con muestras previamente secas y pesadas.



6. Añadir 5 ml adicionales de peróxido de hidrogeno, repetir el proceso hasta que ya no ocurra efervescencia, lo cual indica la completa eliminación de materia orgánica.



7. Cuando ya no se observe efervescencia, añadir a cada muestra 10 ml de agua desionizada.



8. Evaporar a 40°C hasta casi sequedad.



9. Secar los vasos con muestra digerida en horno a 50°C por una noche.



10. Enfriar en desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente



11. Pesar y registrar pesos de las muestras ya digeridas.

2.5. Preparación de filtros de fibra de vidrio

Materiales:

- Cajas Petri de vidrio (diámetro de 6 cm)
- Filtros de fibra de vidrio Ahlstrom filtration (tamaño de poro de 1.0 μm ; diámetro de 4.7 cm)
- Mufla (Thermo Fisher Scientific 1100 °C BF51800)
- Balanza analítica Ohaus™ modelo Voyager (0.1 mg de precisión)
- Desecador con sílica gel (seca)
- Pinzas de metal

Procedimiento:



1. Previamente pesar y registrar el peso del filtro y colocarlo en una caja Petri (un filtro por caja Petri).



2. Colocar las cajas Petri con filtro y calcinar en mufla a 450°C por 4 horas.



3. Retirar los filtros de la mufla.



4. Colocar los filtros en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente.



5. Pesar cada filtro calcinado en balanza analítica y registrar peso en bitácora. Guardar para análisis posterior.

2.5.1. Montaje de sistema de filtración

Materiales:

- Filtros de fibra de vidrio Ahlstrom (tamaño de poro de $1.0\ \mu\text{m}$; diámetro de 4.7 cm) previamente calcinado
- Matraz Kitasato 1 L
- Bomba de vacío Thermo Barnant 400-3910 Vacuum Pressure Station
- Embudo de filtración graduado de 0.3 L
- Pinza metálica para equipo de filtración
- Base con placa porosa y tapón de silicona
- Manguera de látex p/vacío

Procedimiento:



1. En una superficie plana colocar un matraz Kitasato de 1 L. Conectar el matraz a la bomba de vacío mediante manguera de látex; fijar la base con placa porosa y tapón de silicona en la parte superior del matraz.



2. Conectar el matraz a la bomba de vacío mediante manguera de látex; fijar la base con placa porosa y tapón de silicona en la parte superior del matraz.



3. Colocar un filtro de fibra de vidrio (previamente calcinado) sobre la placa porosa.



4. Colocar el embudo de filtración por encima del filtro y sujetar con pinza metálica.

2.5.2. Separación de microplásticos por diferencia de densidad

Materiales:

- Vasos de precipitado de 1 L con muestras (ver sección 2.4.2)
- Solución salina (1.2 g cm^{-3})
- Varilla de vidrio
- Filtros de fibra de vidrio Ahlstrom (tamaño de poro de $0.7 \mu\text{m}$; diámetro de 4.7 cm) previamente calcinados
- Vasos de precipitado de 1 L

Procedimiento:



1. Llenar con solución salina los vasos con muestra digerida (peso conocido MDi; sección 2.4.2) hasta 2 cm por debajo del borde del vaso.



2. Agitar la muestra manualmente con varilla de vidrio durante 5 min, dejar reposar 5 min, volver a agitar (tres breves ráfagas de agitación de 2 a 3 segundos).
3. Dejar reposar la solución durante la noche.
4. Una vez asentada la muestra, decantar 400 ml de la solución a un vaso de precipitado de 1 L (sobrenadante A) y reservar.
5. Rellenar el vaso con 400 ml de solución salina y repetir los pasos de agitación, reposo, sedimentación y separación de sobrenadante B descritos en el punto 1 a 3).



6. Añadir el sobrenadante B al vaso de sobrenadantes (sobrenadantes A+B).



7. Filtrar la solución sobrenadante (A+B) en filtros de fibra de vidrio previamente calcinados.



8. Colocar los filtros en cajas Petri y dejar secar a 50°C durante 24 h en estufa.



9. Retirar los filtros de la estufa y colocar en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente.



10. Pesar y registrar el peso en bitácora de laboratorio. Conservar los filtros para análisis posterior de identificación y cuantificación de microplásticos.

2.6. Cuantificación e identificación de microplásticos

2.6.1. Observación por estereoscopio

Materiales:

- Filtros de fibra de vidrio Ahlstrom con la muestra filtrada, secos y pesados
- Cajas Petri 10 x 15 cm con el fondo rayada
- Estereoscopio con aumento de 35x (Luxeo 4Z, LABOMED)
- Hojas de registro
- Contador de laboratorio 8 teclas Clay Adams

Procedimiento:



1. Fijar caja Petri rayada sobre la muestra y colocar bajo el estereoscopio.



2. Colocar un blanco (blanco de aire) en el área de conteo para tener un control de contaminación por partículas en el aire: Contar los MPs del blanco de aire antes de iniciar la cuantificación de los filtros con muestra y al término del conteo de estos. El total de MPs en el blanco de aire será la diferencia entre ambos conteos.



3. Realizar la inspección visual de la muestra. Iniciar desde la parte superior del filtro, con desplazamiento de izquierda a derecha; bajar una fila y continuar la inspección de derecha a izquierda y así sucesivamente, hasta completar todas las filas de la caja Petri rayada.





4. Registrar en el contador la morfología de cada partícula observada (fibras, fragmentos, pellets, esponjas y films) dentro del perímetro de la marca de filtración.



5. Anotar en las hojas de registro la morfología y color de cada partícula observada. Corroborar que los conteos registrados en el contador y las hojas de registro coincidan.

2.6.2. Observación por microscopio y tinción con rojo de Nilo

Materiales:

- Filtros de fibra de vidrio Ahlstrom con la muestra filtrada, secos y pesados
- Cajas Petri 10 x 15 cm con el fondo rayada
- Microscopio con aumento de 40x (Leica, DMLS) con adaptación de Cámara Nikon DS- Fi1 y Lámpara de fluorescencia MINERALIGHT, UVGL -55.
- Solución Rojo de Nilo
- Porta objetos
- Contador manual metálico Acme B410
- Cinta de papel
- Alcohol etílico al 70%
- Toallas de papel
- Algodón

Procedimiento:



1. Con ayuda de alcohol etílico al 70% limpiar porta objetos.



2. Remover el alcohol etílico con toallas de papel y dejarlo secar.



3. Limpiar pinzas con alcohol y dejar secar.



4. Colocar el filtro con muestra en el portaobjetos.



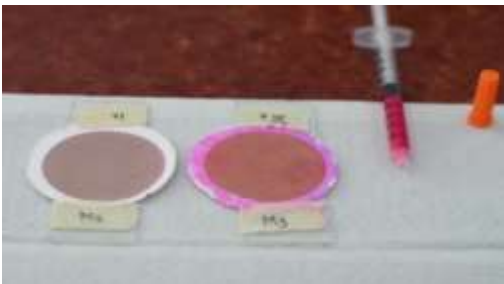
5. Colocar cinta masking de papel a los lados del filtro para sujetarlo bien con el portaobjetos.



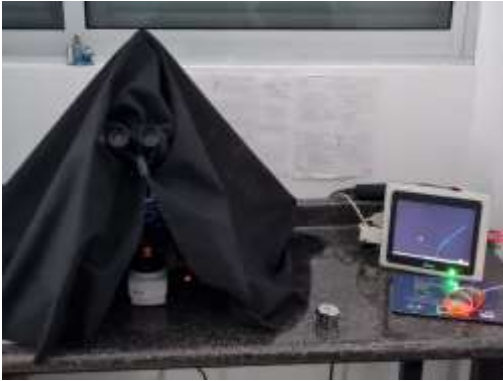
6. Marcar el nombre de la muestra con plumón para su identificación.



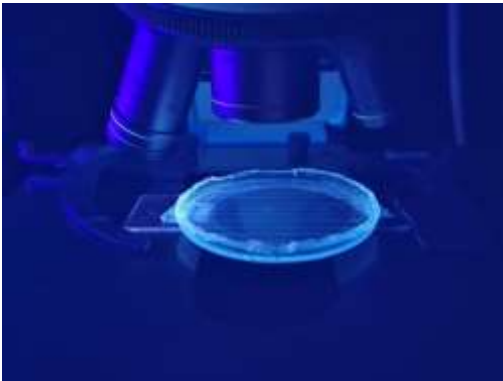
7. Agitar solución rojo de Nilo ($10 \mu\text{g ml}^{-1}$ de rojo de Nilo en 1 ml de acetona en 99 ml de agua mili-Q filtrada) y tomar entre 0.08 y 0.09 ml con una jeringa.



8. Añadir gotas de solución rojo de Nilo al filtro hasta cubrirlo completamente, proteger el filtro con la tapa de la caja Petri para evitar contaminación y dejarlo secar durante 30 min.



9. Montar equipo de inspección visual con fluorescencia



10. Fijar caja Petri rayada sobre la muestra y colocar bajo el microscopio.



11. Realizar la inspección visual de la muestra. Iniciar desde la parte superior del filtro, con desplazamiento de izquierda a derecha; bajar una fila y continuar la inspección de derecha a izquierda y así sucesivamente, hasta completar todas las filas de la caja Petri rayada.



12. Registrar en el contador el número de partículas fluorescentes observadas (fibras, fragmentos, pellets, esponjas y films) dentro del perímetro de la marca de filtración.



13. Medir la longitud de las partículas plásticas fluorescentes encontradas y tomar fotografía.

13. Referencias

Ahrendt, C., Pérez-Venegas, D. J., Urbina, M., González, C., Echeveste, P., Aldana, M., Pulgar, J. & Galbán-Malagón, C. (2020). Microplastic ingestion cause intestinal lesions in the intertidal fish *Girella laeivifrons*. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110795. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110795>

Analytical Methods Committee (2016). z-Scores and other scores in chemical proficiency testing—their meanings, and some common misconceptions. *Analytical Methods*, 8(28), 5553–5555. <https://doi.org/10.1039/C6AY90078J>

Anbumani, S. & Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), 14373–14396. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x>

Anicua-Sánchez, R., Gutiérrez-Castorena, M. C., Sánchez-García, P., Ortiz-Solorio, C., Volke-Halle, V. H. & Rubiños-Panta, J. E. (2009). Tamaño de partícula y relación micromorfológica en propiedades físicas de perlita y zeolita. *Agricultura técnica en México*, 35(2), 147-156.

Aoyama, M., Hirose, K. & Igarashi, Y. (2006). Re-construction and updating our understanding on the global weapons tests ¹³⁷Cs fallout. *Journal of Environmental Monitoring*, 8(4), 431. <https://doi.org/10.1039/b512601k>

Aquino-López, M. A., Blaauw, M., Christen, J. A. & Sanderson, N. K. (2018). Bayesian Analysis of ²¹⁰Pb Dating. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, 23(3), 317–333. <https://doi.org/10.1007/s13253-018-0328-7>

Arreola-Alarcón, I. M., Reyes-Bonilla, H., Sakthi, J. S., Rodríguez-González, F. & Jonathan, M. P. (2022). Seasonal tendencies of microplastics around coral reefs in selected Marine Protected National Parks of Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113333>

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C. & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

Barsanti, M., García-Tenorio, R., Schirone, A., Rozmaric, M., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Delbono, I., Conte, F., de Oliveira Godoy, J. M., Heijnis, H., Eriksson, M., Hatje, V., Laissaoui, A., Nguyen, H. Q., Okuku, E., Al-Rousan, S. A., Uddin, S., Yij, M. W. & Osvath, I. (2020). Challenges and limitations of the ²¹⁰Pb sediment dating method: Results from an IAEA modelling interlaboratory comparison exercise. *Quaternary Geochronology*, 59, 101093. <https://doi.org/10.1016/j.quageo.2020.101093>

Bernal, J. P., Beramendi-Orosco, L., Lugo-Ibarra, K. C. & Daesslé L. W. (2010). Revisión a algunos geocronómetros radiométricos aplicables al Cuaternario. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 62, 10. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-33222010000300002

Binford, M. (1990). Calculation and uncertainty analysis of 2 ~ dates for PIRLA project lake sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 3, 253-267. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00219461.pdf>

Blaauw, M. & Christen, J. A. (2011). Flexible paleoclimate age-depth models using an autoregressive gamma process. *Bayesian Analysis*, 6(3). <https://doi.org/10.1214/11-BA618>

Borges-Ramírez, M. M., Dzul-Caamal, R., & Rendón-Von Osten, J. (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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.472>

Brander, S. M., Renick, V. C., Foley, M. M., Steele, C., Woo, M., Lusher, A., Carr, S., Helm, P., Box, C., Cherniak, S., Andrews, R. C. & Rochman, C. M. (2020). Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1099–1125. <https://doi.org/10.1177/0003702820945713>

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. & Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>

Capparelli, M. V., Gómez-Ponce, M. A., Borges-Ramírez, M. M., Osten, J. R., Celis-Hernández, O., Briceño-Vera, A. E., Ávila, E. & Moulatlet, G. M. (2022). Ecological traits influence the bioaccumulation of microplastics in commercially important estuarine crabs from the southeastern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 183, 114088. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114088>

Capparelli, M. V., Martínez-Colón, M., Lucas-Solis, O., Valencia-Castañeda, G., Celis-Hernández, O., Ávila, E. & Moulatlet, G. M. (2022b). Can the bioturbation activity of the fiddler crab *Minuca rapax* modify the distribution of microplastics in sediments? *Marine Pollution Bulletin*, 180, 113798. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113798>

Cardoso-Mohedano, J. G., Bernardello, R., Sanchez-Cabeza, J. A., Molino-Minero-Re, E., Ruiz-Fernández, A. C. & Cruzado, A. (2015). Accumulation of conservative substances in a sub-tropical coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.06.022>

Cardoso-Mohedano, J. G., Bernardello, R., Sanchez-Cabeza, J. A., Ruiz-Fernández, A. C., Alonso-Rodríguez, R. & Cruzado, A. (2015b). Thermal Impact from a Thermoelectric Power Plant on a Tropical Coastal Lagoon. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(1), 2202. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2202-8>

Cardoso-Mohedano, J. G., Bernardello, R., Sanchez-Cabeza, J.-A., Páez-Osuna, F., Ruiz-Fernández, A.-C., Molino-Minero-Re, E. & Cruzado, A. (2016). Reducing nutrient impacts from shrimp effluents in a subtropical coastal lagoon. *Science of The Total Environment*, 571, 388–397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.140>

Caspers, H. (1971). Marine Food Chains. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 56(4), 672–674. <https://doi.org/10.1002/iroh.19710560414>

Castaing, P. & Allen, G. P. (1981). Mechanisms controlling seaward escape of suspended sediment from the Gironde: A macrotidal estuary in France. *Marine Geology*, 40(1–2), 101–118. [https://doi.org/10.1016/0025-3227\(81\)90045-1](https://doi.org/10.1016/0025-3227(81)90045-1)

Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F. & Manzano, C. A. (2020). Microplastics: a contaminant that grows in all environmental areas, its characteristics and possible risks to public health from exposure. *Revista Boliviana de Química*, 37(3). <https://doi.org/10.34098/2078-3949.37.3.4>

Celis-Hernández, O., Ávila, E., Ward, R. D., Rodríguez-Santiago, M. A. & Aguirre-Téllez, J. A. (2021). Microplastic distribution in urban vs pristine mangroves: Using marine sponges as bioindicators

of environmental pollution. *Environmental Pollution*, 284, 117391. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117391>

Chen, M., Du, M., Jin, A., Chen, S., Dasgupta, S., Li, J., Xu, H., Ta, K. & Peng, X. (2020). Forty-year pollution history of microplastics in the largest marginal sea of the western Pacific. *Geochemical Perspectives Letters*, 42–47. <https://doi.org/10.7185/geochemlet.2012>

Cincinelli, A., Martellini, T., Guerranti, C., Scopetani, C., Chelazzi, D. & Giarrizzo, T. (2019). A potpourri of microplastics in the sea surface and water column of the Mediterranean Sea. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 321–326. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.026>

Cisternas, M. & Araneda, A. (2001). Variaciones isotópicas (210Pb, 137Cs) antropogénicas en el registro estratigráfico de un lago de la cordillera de Nahuelbuta, Chile. *Revista Geológica de Chile*, 28(1). <https://doi.org/10.4067/S0716-02082001000100006>

Claessens, M., van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B. & Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1–2), 227–233. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.009>

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

CONABIO (2010). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Informe de visitas a granjas camarónicas y ostrícolas del estado de Sinaloa. http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/GN002_ANEXO%20%20VISITA%20GRANJAS.pdf. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

CONAGUA (2011). Comisión Nacional del Agua. Saneamiento del sistema estuarino Urías en la ciudad de Mazatlán, Sinaloa. <http://www.conagua.gob.mx/conagua07/contenido/documentos/p4-6.pdf.pdf>. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

CONAGUA (2015). Comisión Nacional del Agua. Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Río Presidio (2509), Estado de Sinaloa. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/103347/DR_2509.pdf. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

CONAGUA (2019). Comisión Nacional del Agua. Inventario de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/inventario-de-plantas-municipales-de-potabilizacion-y-de-tratamiento-de-aguas-residuales-en-operacion>. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

CONAGUA (2020). Comisión Nacional del Agua. Base de datos climatológica. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Diarios/25062.txt>. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

Cupul-Magaña, L. A.; Mösso-Aranda, C.; Sierra, J. P.; Martí, E.; Ferman-Almada, J. L.; Rodilla, M.; González del Río, J.; Sánchez-Arcilla, A. (2006). Caracterización y patrones de distribución de los sedimentos superficiales en Bahía Cullera, España *Ciencias Marinas*, 32 (4), 617-629

Currie, L. A. (1999). Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities. *Analytica Chimica Acta*, 391(2), 105–126. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(99\)00104-X](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(99)00104-X)

Deng, H., Wei, R., Luo, W., Hu, L., Li, B., Di, Y., & Shi, H. (2020). Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. *Environmental Pollution*, 258, 113658. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113658>

Di Mauro, R., Kupchik, M. J. & Benfield, M. C. (2017). Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution*, 230, 798–809. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.030>

Díaz-Asencio, M., Sanchez-Cabeza, J.-A., Ruiz-Fernández, A. C., Corcho-Alvarado, J. A. & Pérez-Bernal, L. H. (2020). Calibration and use of well-type germanium detectors for low-level gamma-ray spectrometry of sediments using a semi-empirical method. *Journal of Environmental Radioactivity*, 225, 106385. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106385>

Dodson, G. Z., Shotorban, A. K., Hatcher, P. G., Waggoner, D. C., Ghosal, S. & Noffke, N. (2020). Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110869. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869>

Dong, M., Luo, Z., Jiang, Q., Xing, X., Zhang, Q. & Sun, Y. (2020). The rapid increases in microplastics in urban lake sediments. *Scientific Reports*, 10(1), 848. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57933-8>

Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V. & Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>

Engler, R. E. (2012). The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environmental Science & Technology*, 46(22), 12302–12315. <https://doi.org/10.1021/es3027105>

Eurachem, (2014). Method Validation Working Group in Europe. The fitness for purpose of analytical methods. https://www.eurachem.org/images/stories/Guides/pdf/MV_guide_2nd_ed_EN.pdf. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

FAO. (2017). Food and Agriculture Organization. Microplastics in fisheries and aquaculture. <https://oceanrep.geomar.de/id/eprint/49179/1/Microplastics%20in%20fisheries%20and%20aquaculture.pdf>. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

FAO-WHO. (2017). Food and Agriculture Organization & World Health Organization. Guidelines on performance criteria for methods of analysis for the determination of pesticide residues in food and feed. https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/es/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCXG%2B90-2017%252FCXG_090e.pdf. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

Ferrando, A. & Mendez, N. (2010). Effects of organic pollution in the distribution of annelid communities in the Estero de Urías coastal lagoon, Mexico. *Scientia Marina*, 75(2), 351–358. <https://doi.org/10.3989/scimar.2011.75n2351>

Flores-Cortés, M., & Armstrong-Altrin, J. S. (2022). Textural characteristics and abundance of microplastics in Tecolutla beach sediments, Gulf of Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(10), 752. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10447-4>

Freeman, S., Booth, A. M., Sabbah, I., Tiller, R., Dierking, J., Klun, K., Rotter, A., Ben-David, E., Javidpour, J., & Angel, D. L. (2020). Between source and sea: The role of wastewater treatment in reducing marine microplastics. *Journal of Environmental Management*, 266, 110642. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110642>

Galgani, F. D., Fleet, J., Van Franeker, S., Katsanevakis, T., Maes, J., Mouat, L., Oosterbaan, I., Poitou, G., Hanke, R., Thompson, E., Amato, A., Birkun, A. & Janssen, C. (2010). *Publications Office of the European Union*. <http://10.0.10.228/86941>

Galgani, F., Souplet, A. & Cadiou, Y. (1996). Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Marine Ecology Progress Series*, 142, 225–234. <https://doi.org/10.3354/meps142225>

Galindo-Bect, M. S., Segovia-Zavala, J. A. & Rivera-Duarte, I. (1984). Organic Matter Content In The Superficial Sediments Of Todos Santos Bay, Baja California. *Ciencias Marinas*, 10(3), 93–102. <https://doi.org/10.7773/cm.v10i3.444>

Garcés-Ordóñez, O., Saldarriaga-Vélez, J. F., Espinosa-Díaz, L. F., Patiño, A. D., Cusba, J., Canals, M., Mejía-Esquivia, K., Fragozo-Velásquez, L., Sáenz-Arias, S., Córdoba-Meza, T. & Thiel, M. (2022). Microplastic pollution in water, sediments and commercial fish species from Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombian Caribbean. *Science of The Total Environment*, 829, 154643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154643>

GESAMP (2010). Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Proceedings of the GESAMP International Workshop on Microplastic particles as a vector in transporting persistent, bioaccumulating and toxic substances in the ocean <http://www.gesamp.org/site/assets/files/1264/proceedings-of-the-gesamp-workshop-on-microplastic-particles-en.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

GESAMP (2015). Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. <http://www.gesamp.org/site/assets/files/1275/sources-fate-and-effects-of-microplastics-in-the-marine-environment-part-2-of-a-global-assessment-en.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

GESAMP (2019). Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean. <http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

Geyer, R., Jambeck, J. & Law, K. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

Gimiliani, G. T., Fornari, M., Redigolo, M. M., Willian Vega Bustillos, J. O., Moledo de Souza Abessa, D. & Faustino Pires, M. A. (2020). Simple and cost-effective method for microplastic quantification in estuarine sediment: A case study of the Santos and São Vicente Estuarine System. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2, 100020. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100020>

González-Flores, E., Tornero-Campante, M. A., Sandoval-Castro, E., Pérez-Magaña, A. & Gordillo-Martínez, A. J. (2011). Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. In *Rev. Int. Contam. Ambie*, 27, 4.

Guisande, C., Barreiro, A., Maneiro, I., Riveiro, I., Vergara, A. & Vaamonde, A. (2006). Tratamiento de datos. Ediciones Díaz de Santos, España, pp. 355.

Haan, C. T., Barfield, B. J. & Hayes, J. C. (1994). Sediment Properties and Transport. In *Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments* (pp. 204–237). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057164-5.50011-6>

Habib, D., Locke, D. C. & Cannone, L. J. (1998). Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water, Air, and Soil Pollution*, 103(1/4), 1–8. <https://doi.org/10.1023/A:1004908110793>

Hammer, J., Kraak, M. H. S. & Parsons, J. R. (2012). Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern Gift. *Springer*, 220, 1–44. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3414-6_1

Harris, P. T. (2020). The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111398. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111398>

Holland Circular Hotspot (2021). Waste Management Country Report: Mexico. https://hollandcircularhotspot.nl/wpcontent/uploads/2021/04/Report_Waste_Management_Mexico_20210322.pdf. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

Hollerbach, A. & Dehmer, J. (1994). Chapter 10 Diagenesis of Organic Matter. *Elsevier*, 51, 309–359). [https://doi.org/10.1016/S0070-4571\(08\)70443-6](https://doi.org/10.1016/S0070-4571(08)70443-6)

Huang, Y., Xiao, X., Xu, C., Perianen, Y. D., Hu, J. & Holmer, M. (2020). Seagrass beds acting as a trap of microplastics - Emerging hotspot in the coastal region. *Environmental Pollution*, 257, 113450. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113450>

IGBP (2005). International Geosphere-Biosphere Programme. Global Change and the Earth System (2004). <http://www.igbp.net/publications/igbpbookseries/igbpbookseries/globalchangeandtheearthsystem2004.5.1b8ae20512db692f2a680007462.html>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

IGME (1984). Instituto Geológico y Minero de España. Ciclo de seminarios de sedimentología. <https://core.ac.uk/download/pdf/19713818.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

INAPESCA (2018). Instituto Nacional de Pesca. Acuicultura | Sistemas de cultivo para moluscos bivalvos: Línea madre o larga, Balsas, Racks o estante. <https://www.gob.mx/inapesca/acciones-y-programas/acuicultura-sistemas-de-cultivo-para-moluscos-bivalvos>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

INEGI (2017). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Anuario estadístico y geográfico de Sinaloa 2017. https://www.datatur.sectur.gob.mx/ITxEF_Docs/SIN_ANUARIO_PDF.pdf. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

INEGI (2020). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Número de habitantes. <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/sin/poblacion/>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

- Jackson, T. A. (1975). Humic matter in natural waters and sediments. *Soil Science*, 119(1), 56-64.
- JASP (2019). Jeffrey's Amazing Statistics Program. Análisis estadístico con JASP: una guía para estudiantes. <https://www.cife.edu.mx/recursos/wp-content/uploads/2021/02/Libro-Analisis-Estadistico-con-JASP-basico.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).
- JUMAPAM (2019). Junta Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Mazatlán. Actualización del estudio de diagnóstico y planeación integral de la junta municipal de agua potable y alcantarillado de Mazatlán. <https://docplayer.es/89927983-Actualizacion-del-estudio-de-diagnostico-y-planeacion-integral-de-la-junta-municipal-de-agua-potable-y-alcantarillado-de-mazatlan.html>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).
- JUMAPAM (2021). Junta Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Mazatlán. Supervisan JUMAPAM y SOP operaciones de Planta Uriás II. <http://jumapam.gob.mx/2021/02/17/supervisan-jumapam-y-sop-operaciones-de-planta-urias-ii/>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).
- Kaiser, D., Kowalski, N. & Waniek, J. J. (2017). Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environmental Research Letters*, 12(12), 124003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8e8b>
- Kang, H., Park, S., Lee, B., Ahn, J., & Kim, S. (2020). Modification of a Nile Red Staining Method for Microplastics Analysis: A Nile Red Plate Method. *Water*, 12(11), 3251. <https://doi.org/10.3390/w12113251>
- Karnes, H. T. & March, C. (1993). Precision, Accuracy, and data acceptance criteria in biopharmaceutical analysis. *Pharmaceutical Research*, 10(10), 1420–1426. <https://doi.org/10.1023/A:1018958805795>
- Kawamura, K., Oguri, K., Toyofuku, T., Radakovitch, O., Fontanier, C., Sasaki, K., Fujii, M. & Murayama, M. (2021). Tsunami-triggered dispersal and deposition of microplastics in marine environments and their use in dating recent turbidite deposits. *Geological Society, London, Special Publications*, 501(1), 381–390. <https://doi.org/10.1144/SP501-2019-45>
- Kooi, M., Nes, E. H. van, Scheffer, M. & Koelmans, A. A. (2017). ups and downs in the ocean: Effects of biofouling on vertical transport of microplastics. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 7963–7971. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04702>
- Koutnik, V. S., Leonard, J., Alkidim, S., DePrima, F. J., Ravi, S., Hoek, E. M. V. & Mohanty, S. K. (2021). Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. *Environmental Pollution*, 274, 116552. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552>
- Krishnaswamy, S., Lal, D., Martin, J. M. & Meybeck, M. (1971). Geochronology of lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, 11(1–5), 407–414. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(71\)90202-0](https://doi.org/10.1016/0012-821X(71)90202-0)
- Laju, R. L., Jayanthi, M., Jeyasanta, K. I., Patterson, J., Asir, N. G. G., Sathish, M. N. & Edward, J. K. P. (2022). Spatial and vertical distribution of microplastics and their ecological risk in an Indian freshwater lake ecosystem. *Science of The Total Environment*, 820, 153337. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153337>

Lankford, R. R. (1977). Coastal lagoons of Mexico their origin and classification. *Estuarine Processes*, 3, 182–215). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-751802-2.50022-9>

Leusch, F. DL., Lu, H.-C., Perera, K., Neale, P. A., & Ziajahromi, S. (2023). Analysis of the literature shows a remarkably consistent relationship between size and abundance of microplastics across different environmental matrices. *Environmental Pollution*, 319, 120984. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120984>

Li, J., Gao, F., Zhang, D., Cao, W. & Zhao, C. (2022). Zonal Distribution Characteristics of Microplastics in the Southern Indian Ocean and the Influence of Ocean Current. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(2), 290. <https://doi.org/10.3390/jmse10020290>

Li, P., Wang, X., Su, M., Zou, X., Duan, L., & Zhang, H. (2021). Characteristics of Plastic Pollution in the Environment: A Review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(4), 577–584. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02820-1>

Libes, S. (2009). Introduction to Marine Biogeochemistry. Elsevier, Conway, South Carolina, pp. 928.

Little, T. (2016). Establishing Acceptance Criteria for Analytical Methods. *BioPharm International*. https://thomasalittleconsulting.com/publications/articles/Acceptance_Criteria.pdf

Liu, F., Vianello, A. & Vollertsen, J. (2019). Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. *Environmental Pollution*, 255, 113335. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113335>

Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao, Z. & Zhang, T. (2021). A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. *Environment International*, 146, 106277. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277>

LNHB (2012). Laboratoire National Henri Becquerel. Table de radionucléides, ²¹⁰Pb. http://www.lnhb.fr/nuclides/Pb-210_tables.pdf. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

LNHB (2023). Laboratoire National Henri Becquerel. Table de radionucléides, ¹³⁷Cs. http://www.lnhb.fr/nuclides/Cs-137_tables.pdf. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J. & Soudant, P. (2015). Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2015.04.003>

Low-Pfeng, A. & Peters-Recagno, E. M. (2014). La frontera final: El océano profundo, SEMARNAT-INECC, México, pp. 321.

Lusher, A. L., Welden, N. A., Sobral, P., & Cole, M. (2017). Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods*, 9(9), 1346–1360. <https://doi.org/10.1039/C6AY02415G>

Lv, L., Qu, J., Yu, Z., Chen, D., Zhou, C., Hong, P., Sun, S. & Li, C. (2019). A simple method for detecting and quantifying microplastics utilizing fluorescent dyes - Safranin T, fluorescein isophosphate, Nile red based on thermal expansion and contraction property. *Environmental Pollution*, 255, 113283. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113283>

Maarten Blaauw, Christen J. A., Aquino-Lopez M. A., Esquivel-Vazquez J., Gonzalez O., Belding T., Theiler J., Gough B. & Karney C. (2021). Package 'rplum'. <https://cran.r-project.org/web/packages/rplum/rplum.pdf>

Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K. & Mayes, A. G. (2017). A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*, 7(1), 44501. <https://doi.org/10.1038/srep44501>

Martínez, V., Sanchez-Cabeza, J., Alonso-Hernández, C., Quejido-Cabezas, A. & Bahía, L. (2014). Flujo cronológico de metales en sedimentos y la sedimentación en la Bahía de Bluefields, Nicaragua. *Agua y Conocimiento*, 1, 1-14.

Megahan W. F. (1999). Sediment, sedimentation. *Environmental Geology*, Dordrecht, pp. 551–552.

Molino-Minero-Re, E., Cardoso-Mohedano, J. G., Ruiz-Fernández, A. C. & Sanchez-Cabeza, J.-A. (2015). Comparison of artificial neural networks and harmonic analysis for sea level forecasting (Urias coastal lagoon, Mazatlán, Mexico). *Ciencias Marinas*, 40(4), 251–261. <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2463>

Montaño-Ley, Y., Peraza-Vizcarra, R. & Páez-Osuna, F. (2008). Tidal hydrodynamics and their implications for the dispersion of effluents in Mazatlán harbor: an urbanized shallow coastal lagoon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 194(1–4), 343–357. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9721-0>

Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E. & Reddy, C. M. (2010). The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1873–1878. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.020>

Nel, H. A., Dalu, T. & Wasserman, R. J. (2018). Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *Science of The Total Environment*, 612, 950–956. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.298>

Ng, K. L. & Obbard, J. P. (2006). Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 761–767. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.11.017>

NOAA (2015). National Oceanic and Atmospheric Administration. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/10296>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

NOAA (2021). National Oceanic and Atmospheric Administration. What are microplastics? <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

OIEA (2012). Organismo Internacional de Energía Atómica. Radiocronología de Sedimentos Costeros Utilizando 210Pb: Modelos, Validación y Aplicaciones. https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/P1538_S_web.pdf. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

OIEA (2016). Organismo Internacional de Energía Atómica. El Tratado sobre la Prohibición de los Ensayos. https://www.iaea.org/sites/default/files/15403500322_es.pdf. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

Oliveira, A. R., Sardinha-Silva, A., Andrews, P. L. R., Green, D., Cooke, G. M., Hall, S., Blackburn, K. & Sykes, A. v. (2020). Microplastics presence in cultured and wild-caught cuttlefish, *Sepia officinalis*. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111553. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111553>

Ontiveros-Cuadras, J. F., Ruiz-Fernández, A. C., Pérez-Bernal, L. H., Serrato de la Peña, J. L. & Sanchez-Cabeza, J.-A. (2019). Recent trace metal enrichment and sediment quality assessment in an anthropized coastal lagoon (SE Gulf of California) from 210Pb-dated sediment cores. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110653. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110653>

ONU (2022). Organización de las Naciones Unidas. El final de los ensayos nucleares. <https://www.un.org/es/observances/end-nuclear-tests-day/history>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S. R. & Ruiz-Fernández, A. C. (1998). The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 36(1), 65–75. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)90035-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)90035-2)

Páez-Osuna, F., Montaña-Ley, J. & Bojórquez-Leyva, H. (1990). Intercambio de agua, fosforo y material suspendido entre el sistema lagunar del Puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 6, 19,32.

Páez-Valencia, E. J. (2012). Modelación hidrodinámica y de calidad de agua en el estero de Urías, Sinaloa, México. *Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.* <https://ciad.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1006/157/1/P%C3%A1ez%20Valencia%20Emilio%20Jos%C3%A9.pdf>.

Pelamatti, T., Fonseca-Ponce, I. A., Ríos-Mendoza, L. M., Stewart, J. D., Marín-Enríquez, E., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Hoyos-Padilla, E. M., Galván-Magaña, F. & González-Armas, R. (2019). Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in Banderas Bay, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 604–610. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.062>

Pennington, W., Tutin, T. G., Cambray, R. S. & Fisher, E. M. (1973). Observations on Lake Sediments using Fallout 137Cs as a Tracer. *Nature*, 242(5396), 324–326. <https://doi.org/10.1038/242324a0>

Pinglot, J. F., Pourchet, M., Lefauconnier, B., Hagen, J. O., Isaksson, E., Vaikmäe, R., & Kamiyama, K. (1999). Accumulation in Svalbard glaciers deduced from ice cores with nuclear tests and Chernobyl reference layers. *Polar Research*, 18(2), 315–321. <https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.1999.tb00309.x>

Piñón-Colin, T. de J., Rodríguez- Jiménez, R., Pastrana-Corral, M. A., Rogel-Hernández, E. & Wakida, F. T. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.055>

Piñón-Colin, T., Rodríguez-Jimenez, R., Rogel-Hernandez, E., Alvarez-Andrade, A. & Wakida, F. T. (2020). Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of The Total Environment*, 704, 135411. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135411>

Pohl, F., Eggenhuisen, J. T., Kane, I. A. & Clare, M. A. (2020). Transport and Burial of Microplastics in Deep-Marine Sediments by Turbidity Currents. *Environmental Science & Technology*, 54(7), 4180–4189. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07527>

Pradit, S., Noppradit, P., Loh, P.-S., Nitiratsuwat, T., Le, T. P. Q., Oeurng, C., Mohamed, C. A. R., Lee, C. W., Lu, X., Anshari, G. Z., Kandasamy, S. & Wang, J. (2022). The Occurrence of Microplastics in Sediment Cores from Two Mangrove Areas in Southern Thailand. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(3), 418. <https://doi.org/10.3390/jmse10030418>

Prata, J. C., Reis, V., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Duarte, A. C. & Rocha-Santos, T. (2021). Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123660. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>

Prata, J. C., Reis, V., Matos, J. T. V., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). A new approach for routine quantification of microplastics using Nile Red and automated software (MP-VAT). *Science of The Total Environment*, 690, 1277–1283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.060>

Quaranta, M. L., Mendes, M. D. & MacKay, A. A. (2012). Similarities in effluent organic matter characteristics from Connecticut wastewater treatment plants. *Water Research*, 46(2), 284–294. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.010>

Quesadas-Rojas, M., Enriquez, C. & Valle-Levinson, A. (2021). Natural and anthropogenic effects on microplastic distribution in a hypersaline lagoon. *Science of The Total Environment*, 776, 145803. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145803>

Ramírez-Álvarez, N., Ríos Mendoza, L. M., Macías-Zamora, J. V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F. A., Sánchez-Osorio, J. L., Moore, C. J., Silva-Jiménez, H., & Navarro-Olache, L. F. (2020). Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science of the Total Environment*, 703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838>

Raygoza-Viera, J. R. (2015). Flujo atmosférico, distribución en el agua y depósito sedimentario de Hg y ²¹⁰Pb en el estero de Uriás. UNAM. https://ru.dgb.unam.mx/handle/DGB_UNAM/TES01000729438

Reineccius, J., Appelt, J.-S., Hinrichs, T., Kaiser, D., Stern, J., Prien, R. D. & Waniek, J. J. (2020). Abundance and characteristics of microfibers detected in sediment trap material from the deep subtropical North Atlantic Ocean. *Science of The Total Environment*, 738, 140354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140354>

RICABIB (2010). Repositorio Institucional del Centro Atómico Bariloche y el Instituto Balseiro. Fechado de un testigo sedimentario del Lago Rivadavia mediante las técnicas de ²¹⁰Pb y ¹³⁷Cs. <http://ricabib.cab.cnea.gov.ar/226/1/1Furci.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

Ríos-Mendoza, L. M., Ontiveros-Cuadras, J. F., León-Vargas, D., Ruiz-Fernández, A. C., Rangel-García, M., Pérez-Bernal, L. H. & Sanchez-Cabeza, J.-A. (2021). Microplastic contamination and fluxes in a touristic area at the SE Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112638. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112638>

Robbins, J. A. & Edgington, D. N. (1975). Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39(3), 285–304. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(75\)90198-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(75)90198-2)

Rothwell, R. G., & Rack, F. R. (2006). New techniques in sediment core analysis: an introduction. *Geological Society, London, Special Publications*, 267(1), 1–29. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2006.267.01.01>

Ruiz-Fernández, A. C., Alonso-Hernández, C., Espinosa, L. F., Delanoy, R., Solares Cortez, N., Lucienna, E., Castillo, A. C., Simpson, S., Pérez-Bernal, L. H., Caballero, Y., Peña-Castro, A., López-Monroy, F., Quejido-Cabezas, A. J., Garay-Tinoco, J. A., Díaz-Asencio, M., Gómez-Batista, M., Parra Lozano, J. P., & Sanchez-Cabeza, J.-A. (2020). 210Pb-derived sediment accumulation rates across the Wider Caribbean Region. *Journal of Environmental Radioactivity*, 223–224, 106366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106366>

Ruiz-Fernández, A. C., Hillaire-Marcel, C., de Vernal, A., Machain-Castillo, M. L., Vásquez, L., Ghaleb, B., Aspiazú-Fabián, J. A. & Páez-Osuna, F. (2009). Changes of coastal sedimentation in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Mexico, over the last 100 years from short-lived radionuclide measurements. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(3), 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.019>

Ruiz-Fernández, A. C., Maanan, M., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., López-Mendoza, P. & Limoges, A. (2015). Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico). *Ciencias Marinas*, 40(4), 291–303. <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>

Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Ontiveros-Cuadras, J. F. & Páez-Osuna, F. (2014). Registros ambientales del cambio global. *Ciencia y Desarrollo*, 8-11.

Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J.-A., Alonso-Hernández, C., Martínez-Herrera, V., Pérez-Bernal, L. H., Preda, M., Hillaire-Marcel, C., Gastaud, J. & Quejido-Cabezas, A. J. (2012). Effects of land use change and sediment mobilization on coastal contamination (Coatzacoalcos River, Mexico). *Continental Shelf Research*, 37, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.02.005>

Ruiz-Fernández, A. C., Wu, R. S. S., Lau, T.-C., Pérez-Bernal, L. H., Sánchez-Cabeza, J. A. & Chiu, J. M. Y. (2018). A comparative study on metal contamination in Estero de Urias lagoon, Gulf of California, using oysters, mussels and artificial mussels: Implications on pollution monitoring and public health risk. *Environmental Pollution*, 243, 197–205. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.047>

Ruiz-Luna, A. & Berlanga-Robles, C. A. (2003). Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecology*, 18(2), 159–171. <https://doi.org/10.1023/A:1024461215456>

S.C.P.P Sixto Osuna. (2007). Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera Sixto Osuna. Resumen ejecutivo de la manifestación del impacto ambiental para construcción, operación y mantenimiento de una granja camaronera, en una superficie de 33.57-01 has, ubicada al noreste de el estero la sirena en el municipio de Mazatlán, Sinaloa, presentado por la sociedad cooperativa de producción pesquera Sixto Osuna S.C.L. <https://fdocuments.ec/document/scpp-sixto-osuna-scl-sitio-las-jarillas-mazatlan-sinat-de-cosecha-es.html?page=2>. (Recuperado el 2E de marzo del 2023).

Saarni, S., Hartikainen, S., Meronen, S., Uurasjärvi, E., Kalliokoski, M. & Koistinen, A. (2021). Sediment trapping – An attempt to monitor temporal variation of microplastic flux rates in aquatic systems. *Environmental Pollution*, 274, 116568. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116568>

Sánchez, M. & Calvario, O. (2020). Evaluación espacial y estacional del estado trófico en el sistema estuarino Urías, Mazatlán, México. *Ideas en Ciencias de la Ingeniería*, 1(1), 10-26. <https://ideasencienciasingenieria.uaemex.mx/article/view/14588>

Sanchez-Cabeza, J. A. & Ruiz-Fernández, A. C. (2012). 210Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, 183–200. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.12.024>

Sánchez-Hernández, L. J., Ramírez-Romero, P., Rodríguez-González, F., Ramos-Sánchez, V. H., Márquez Montes, R. A., Romero-Paredes Rubio, H., Sujitha, S. B., & Jonathan, M. P. (2021). Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere*, 277. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130261>

Schowalter, T. D. (2016). *Insect Ecology: Decomposition and Pedogenesis*. Elsevier, USA, pp. 477-510.

Schubert, C. J., Ferdelman, T. G. & Strotmann, B. (2000). Organic matter composition and sulfate reduction rates in sediments off Chile. *Organic Geochemistry*, 31(5), 351–361. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00005-X](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00005-X)

SEMADET (2019). Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. Programa de Conservación y Manejo (PCyM) del Estero El Chorro Humedal de Importancia Internacional. https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/programa_de_conservacion_y_manejo_3.pdf. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

SEMARNAT (2008). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Resumen ejecutivo de la manifestación de impacto ambiental para el establecimiento de una “unidad de producción de tilapia roja”, en el ejido barrón, municipio de Mazatlán, estado de Sinaloa. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/sin/resumenes/2009/25SI2009AD034.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

SEMARNAT (2012). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Manifestación de Impacto Ambiental modalidad particular, ampliación dos muelles de atraque. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/sin/estudios/2012/25SI2012H0012.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

SEMARNAT (2014). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Manifestación de Impacto Ambiental modalidad particular para obra de rehabilitación de escolleras y obra de dragado de mantenimiento, en Barra de Galindo, municipio de Tuxpan, Veracruz. <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgiraDocs/documentos/ver/estudios/2014/30VE2014H0007.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

Serrato de la Peña, J. L. (2014). Caracterización geoquímica de sedimentos de marismas del estero de Urías. UNAM. https://www.academia.edu/22314027/Caracterizaci%C3%B3n_Geoqu%C3%ADmica_de_Sedimentos_de_Marismas_del_Estero_de_Ur%C3%ADas

Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., & Jang, M. (2016). Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2), 469–476. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.049>

Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., & Jang, M. (2016). Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2), 469–476. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.049>

Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Rodriguez-Espinosa, P. F. & Rodríguez-González, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *Science of The Total Environment*, 654, 154–163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.054>

Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., Roy, P. D., & Kuttralam-Muniasamy, G. (2022). Analyzing microplastics with Nile Red: Emerging trends, challenges, and prospects. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 127171. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127171>

Sigma-Aldrich (2018). Sodium chloride (Halite, common salt or table salt, rock salt). <https://www.sigmaaldrich.com/deepweb/assets/sigmaaldrich/product/documents/404/031/71376dat.pdf>. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

Singh, P., Singh, R. P. & Srivastava, V. (2020). Contemporary environmental issues and challenges in era of climate change. *Springer*, Singapore, pp. 293.

Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M. & Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>

Soto-Jiménez, M., & Páez-Osuna, F. (2001). Cd, Cu, Pb, and Zn in Lagoonal Sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): Bioavailability and Geochemical Fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66(3), 350–356. <https://doi.org/10.1007/s001280012>

Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., & Gomes, R. L. (2019). Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by 'natural', not microplastic, fibres. *Science of The Total Environment*, 666, 377–389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.278>

Staunton, S. (2002). Direct and indirect effects of organic matter on metal immobilisation in soil. *Elsevier*, 28, 79–97. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(02\)80045-9](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(02)80045-9)

Su, L., Sharp, S. M., Pettigrove, V. J., Craig, N. J., Nan, B., Du, F. & Shi, H. (2020). Superimposed microplastic pollution in a coastal metropolis. *Water Research*, 168, 115140. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115140>

Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S. & Thompson, R. C. (2007). Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants. *Environmental Science & Technology*, 41(22), 7759–7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D. & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>

Trask, P. D. (1939). Organic Content of Recent Marine Sediments, American Association of Petroleum Geologists, Chicago, pp. 736.

Triola, M. (2010) Elementary Statistics (11th Edition), Addison-Wesley, Boston, pp. 896.

Turner, S., Horton, A. A., Rose, N. L. & Hall, C. (2019). A temporal sediment record of microplastics in an urban lake, London, UK. *Journal of Paleolimnology*, 61(4), 449–462. <https://doi.org/10.1007/s10933-019-00071-7>

UAC (2020). Universidad Autónoma de Coahuila. Caracterización química y textural de sedimentos del estado de Coahuila y Jalisco: implicaciones en su ambiente de deposición. <http://www.cienciacierta.uadec.mx/2020/04/03/caracterizacion-quimica-y-textural-de-sedimentos-del-estado-de-coahuila-y-jalisco-implicaciones-en-su-ambiente-de-deposicion/#:~:text=Los%20ambientes%20sedimentarios%20se%20definen,%2C%20marinos%2C%20y%20de%20transici%C3%B3n.> (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

UAS (2012). Universidad Autónoma de Sinaloa. construcción social de insostenibilidad en el estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. http://editorial.uas.edu.mx/img/LibrosElectronicos/Estero_Urias.pdf. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

Uddin, S., Fowler, S. W., Saeed, T., Najj, A., & Al-Jandal, N. (2020). Standardized protocols for microplastics determinations in environmental samples from the Gulf and marginal seas. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111374. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111374>

UISEK (2013). Universidad Internacional SEK. Caracterización Geoquímica de sedimentos. <https://repositorio.uisek.edu.ec/bitstream/123456789/610/1/CARLOS%20GILBERTO%20ORDO%C3%91EZ%20CAMPAIN.pdf>. (Recuperado el 22 de marzo del 2023).

ULPGC (2017). Universidad de las Palmas de Gran Canaria. Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. <https://accedacris.ulpgc.es/handle/10553/56275>. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

UNEP (2020). United Nations Environment Programme. Water pollution by plastics and microplastics. <https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/110544/20-02365%20Water%20pollution%20by%20plastics%20and%20microplastics%20WV.pdf?sequence=1>. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

United Nations (2019). 2022 Revision of World Population Prospects. https://population.un.org/wpp/Graphs/1_Demographic%20Profiles/World.pdf. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

University of Oregon Coffin, S., Brander, S. & Telesetsky, A. (2020). Microplastics in the Environment: From Research to Regulation. https://www.researchgate.net/publication/344826120_Microplastics_in_the_Environment_From_Research_to_Regulation. (Recuperado el 24 de marzo del 2023).

UNSCEAR (2000). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation. https://www.unscear.org/docs/publications/2000/UNSCEAR_2000_Report_Vol.I.pdf. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

USGS (2018). United States Geological Survey. Sediment and Suspended Sediment. <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/sediment-and-suspended-sediment>. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

Valencia-Castañeda, G., Ibáñez-Aguirre, K., Rebolledo, U. A., Capparelli, M. V., & Páez-Osuna, F. (2022a). Microplastic contamination in wild shrimp *Litopenaeus vannamei* from the Huizache-Caimanero Coastal lagoon, SE Gulf of California. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 109(3), 425–430. <https://doi.org/10.1007/s00128-022-03568-6>

Valencia-Castañeda, G., Ruiz-Fernández, A. C., Frías-Espericueta, M. G., Rivera-Hernández, J. R., Green-Ruiz, C. R., & Páez-Osuna, F. (2022b). Microplastics in the tissues of commercial semi-intensive shrimp pond-farmed *Litopenaeus vannamei* from the Gulf of California ecoregion. *Chemosphere*, 297, 134194. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134194>

Valiela, I. (1995). *Marine ecological processes* (2nd edition). Springer, New York, pp. 696.

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J. & Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182, 495–499. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>

Vermeiren, P., Muñoz, C. & Ikejima, K. (2020). Microplastic identification and quantification from organic rich sediments: A validated laboratory protocol. *Environmental Pollution*, 262, 114298. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114298>

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A. & da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>

Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M. & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>

Wakkaf, T., el Zrelli, R., Yacoubi, L., Kedzierski, M., Lin, Y. J., Mansour, L., Bruzard, S. & Rabaoui, L. (2022). Seasonal patterns of microplastics in surface sediments of a Mediterranean lagoon heavily impacted by human activities (Bizerte lagoon, Northern Tunisia). *Environmental Science and Pollution Research*, 29(51), 76919–76936. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21129-6>

Wang, W., Gao, H., Jin, S., Li, R. & Na, G. (2019). The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 173, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.113>

Wei, Y., Ma, W., Xu, Q., Sun, C., Wang, X. & Gao, F. (2022). Microplastic distribution and influence factor analysis of seawater and surface sediments in a typical bay with diverse functional areas: a case study in Xincun Lagoon, China. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.829942>

Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377–392. <https://doi.org/10.1086/622910>

WHO (1993). World Health Organization. Efectos de las armas nucleares en la salud y el medio ambiente.

http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/202932/WHA46_30_spa.pdf;jsessionid=D2ED0FFFF35CAD6BE8D9F92296FF51BC?sequence=1. (Recuperado el 23 de marzo del 2023).

Woodall, L. C., Sánchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E. & Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4), 140317. <https://doi.org/10.1098/rsos.140317>

Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

Wu, J., Xiao, X., & Sun, J. (2020). Distribution and budget of 137Cs in the China Seas. *Scientific Reports*, 10(1), 8795. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65280-x>

Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z. & Wu, C. (2021). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of The Total Environment*, 754, 141948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>

Zhang, H. (2017). Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.032>

Zhang, L. & Tao, Y. (2022). Microplastics contributed much less than organic matter to the burial of polycyclic aromatic hydrocarbons by sediments in the past decades: a case study from an urban lake. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24(11), 2100–2107. <https://doi.org/10.1039/D2EM00309K>

Zubris, K. A. V. & Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution*, 138(2), 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>