

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA



**MICROPLÁSTICOS EN EL VALLE DE MANEADERO, BAJA CALIFORNIA,
MÉXICO: EVALUACIÓN DE SUS POTENCIALES FUENTES Y SU
DISTRIBUCIÓN EN SUELOS AGRÍCOLAS, ARROYOS Y ESTERO DE PUNTA
BANDA**

TESIS

**QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS
PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS EN
OCEANOGRAFÍA COSTERA**

PRESENTA

ROBERTO ARREGOCES GARCÉS

Ensenada, Baja California, México 2026

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFIA COSTERA

**“Microplásticos en el Valle de Maneadero, Baja California, México:
Evaluación de sus potenciales fuentes y su distribución en suelos
agrícolas, arroyos y Estero de Punta Banda”**

T E S I S

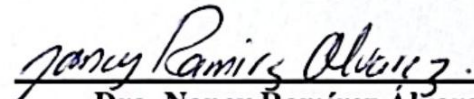
PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS
NECESARIOS PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

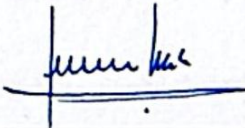
PRESENTA:

ROBERTO ARREGOCES GARCÉS

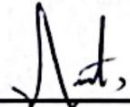
Aprobada por:




Dra. Nancy Ramírez Álvarez
Directora de tesis



Dr. Leopoldo Guillermo Mendoza
Espinosa
Codirector de tesis



Dr. Félix Augusto Hernández
Guzmán
Sinodal



Dr. Braulio Juárez Araiza
Sinodal

Resumen

La contaminación por microplásticos (MPs) se ha reconocido como un problema ambiental emergente en sistemas acuáticos y terrestres por su persistencia, amplia dispersión ambiental y capacidad de actuar como vectores de otros contaminantes. En este estudio se caracterizó la concentración, distribución, composición y fuentes potenciales de MPs en matrices ambientales y antropogénicas del Valle de Maneadero, Baja California, México, incluyendo agua superficial, sedimentos, suelos agrícolas, agua subterránea y agua residual tratada. Los MPs fueron aislados e identificados mediante microscopía estereoscópica y confirmados químicamente por microespectroscopía infrarroja por transformada de Fourier con reflectancia total atenuada (μ -FTIR-ATR). Adicionalmente, se determinó la granulometría de sedimentos y suelos mediante tamizado electromagnético, y se aplicaron análisis estadísticos no paramétricos para evaluar diferencias entre matrices y compartimentos ambientales. Los MPs estuvieron presentes en todas las matrices analizadas, registrándose las mayores concentraciones en el agua superficial de los arroyos, particularmente en el Arroyo San Carlos (11 ± 4.99 MPs/L) y el Arroyo Las Ánimas (7.5 ± 4.75 MPs/L), mientras que en el Estero de Punta Banda (EPB) se observó una concentración promedio menor de 4.63 ± 2.40 MPs/L. En los sedimentos, los arroyos presentaron concentraciones superiores a las del estero, con valores promedio de 5.38 ± 5.66 MPs/g en el Arroyo Las Ánimas, 2.51 ± 2.67 MPs/g en el Arroyo San Carlos y 0.19 ± 0.19 MPs/g en el EPB. Los suelos agrícolas mostraron concentraciones variables de MPs (0.48 ± 0.95 MPs/g), registrándose valores más elevados en parcelas irrigadas con agua residual tratada, aunque también se detectaron MPs en la parcela irrigada con agua de ósmosis inversa. El agua residual tratada del efluente de la PTAR presentó una concentración de 9.8 MPs/L y se detectaron MPs en el

agua subterránea, con una media de 1.30 ± 0.88 MPs/L. Se identificaron 18 tipos de polímeros, siendo el tereftalato de polietileno (PET) el más abundante (64%), y la forma dominante fueron las fibras (poliéster). La granulometría mostró una dominancia de arenas finas a media, con mayor proporción de fracción fina en la cabeza y zona media del estero. Los análisis de similitud evidenciaron coincidencia en la composición de MPs entre el agua residual y las matrices ambientales, particularmente en los arroyos y el estero, asociados a la actividad agrícola y el uso de aguas residuales tratadas y no tratada como fuente principales potenciales de contaminación por MPs. Este estudio evidencia la presencia generalizada de MPs en un sistema agrícola-costero y resalta su posible impacto sobre ecosistemas costeros de esta región de México.

Palabras claves: contaminación por microplásticos, reúso de aguas residuales, conectividad hidrológica, FTIR-ATR, ambientes costeros

Contenido

1	Introducción	1
1.1	Clasificación de polímeros plásticos	2
1.2	Microplásticos (MPs)	3
1.3	Fuentes de contaminación por MPs	5
1.4	Tratamiento y descarga de aguas residuales	5
1.5	MPs en cuerpos de agua y sedimentos costeros	9
1.6	MPs en suelos agrícolas	10
1.7	Transporte atmosférico de MPs	11
1.8	MPs en México y Baja California	11
2	Justificación	16
3	Hipótesis general	18
3.1	Hipótesis específicas	18
4	Objetivos	19
4.1	Objetivo general	19
4.2	Objetivos específicos	19
5	Área de estudio	20
6	Metodología	24
6.1	Muestreo	24
6.2	Controles de calidad	30
6.3	Tratamientos de las muestras	31
6.4	Cuantificación, clasificación e identificación de microplásticos	36
6.5	Análisis estadístico y similitud entre matrices	38
7	Resultados	39
7.1	Controles de calidad	40
7.2	Concentración de microplásticos	41
7.3	Identificación de los polímeros por μ -FTIR-ATR	51
7.4	Similitud entre matrices ambientales y antropogénicas	64
7.5	Análisis estadístico	75
8	Discusión	81

8.1	Concentración de MPs en matriz antropogénica	81
8.2	Concentración de MPs en matrices ambientales	85
8.3	Composición de polímeros y su relación con las fuentes y rutas de dispersión de MPs	95
9	Conclusiones	103
10	Referencias	106

Lista de figuras

- Figura 1.** Sitios de muestreo en el Valle de Maneadero. Los puntos amarillos indican los sitios de muestreo correspondientes al arroyo San Carlos. Los puntos verdes muestran los sitios de muestreo para el arroyo Las Ánimas. Los puntos azules representan los sitios estudiados para el EPB. La estrella roja señala la ubicación de la PTARN dentro de la ciudad de Ensenada. Los puntos morados indican los sitios de las parcelas estudiadas. Los puntos anaranjados indican los pozos de agua subterránea. El cuadrilátero azul indica el pozo de agua que es tratada con osmosis inversa. El punto rojo 01 indica el agua residual que llega a las lagunas de oxidación para el riego de cultivo por parte de los agricultores.....23
- Figura 2.** Materiales utilizados para la digestión de sedimentos, suelos agrícolas y aguas residuales. A. Charolas utilizadas con hielo en el espacio remanente. B. Instrumentos utilizados para monitorear las condiciones de las muestras durante la digestión. C. Sistema completo con muestras en el proceso de digestión.....38
- Figura 3.** Proceso de separación de densidad de los sedimentos y suelos agrícolas previamente digeridos con reactivo Fenton. A. Materiales utilizados para la preparación de la solución y medición de la densidad, B. Solución en agitándose en una plancha con agitador, C. Muestras con solución sobre el agitador shaker y D. Muestras reposadas durante 24 h para favorecer la sedimentación y posteriormente filtrarlas.....39
- Figura 4.** Polímeros comunes que se encuentran en los MPs y algunos con su espectro obtenidos con μ -FTIR-ATR. Las imágenes superiores corresponden a fibras de acrílico, fibra de rayón y fragmentos de polipropileno. A. Fibra de PET, B. Fragmentos de poliuretano aislado, C. Fragmento de polietileno, D. Fragmento de PET.....44
- Figura 5.** Proporción de las clases de tamaño de microplásticos para fibras (arriba) y fragmentos (abajo) en cada sitio de muestreo y para cada matriz analizada en el Valle de Maneadero, Baja California. AA: arroyo Las ánimas, AS: arroyo San Carlos, EPB: Estero de Punta Banda, AR: agua residual, MAN: suelos agrícolas.....45
- Figura 6.** Concentración de MPs (MPs/L) en las muestras de agua superficial. A. Concentraciones encontradas en el arroyo Las Animas, B. Concentraciones encontradas en el arroyo San Carlos y C. Concentraciones encontradas en el Estero de Punta Banda.....47

Figura 7. Cambios físicos en las partículas utilizando digestión con H ₂ O ₂ al 35%. A. Partículas azules de PP decoloradas, B. Fibras azules de PET decoloradas, C. Fragmentos verdes de PP decolorados y D. Fibras negras y amarillas de PET. Se muestran cambios en el color, el recuadro pequeño en el inciso A muestra la partícula antes del proceso de digestión.....	50
Figura 8. Cambios morfológicos en las partículas sometidas a digestión con reactivo Fenton. A. Partículas azules de PP, B. Fibras azules de PET, C. Fragmentos negros de PVC y D. Fragmentos verdes de PP. No se muestran cambios en el color, el recuadro pequeño es como originalmente es la partícula.....	51
Figura 9. Concentración de MPs (en MPs/L) en sedimentos y suelos agrícolas por sitios muestreados en los arroyos la Animas (AA), San Carlos (AS), en el Estero de Punta Banda (EPB) y en los suelos agrícolas (MAN). Los sedimentos de los arroyos de cada sitio fueron analizados por duplicado. La concentración está dada en Microplásticos por gramos (MPs/g).....	52
Figura 10. Variación espacial del tamaño de grano en el Estero de Punta Banda. Tamaño de grano de 63-1000 µm y <63 µm.....	54
Figura 11. Composición en porcentaje del tamaño de grano de los sedimentos y suelos agrícolas analizados en cada sitio de muestreo. La fracción fina corresponde a aquella menor a 63 µm (limos y arcillas).....	55
Figura 12. Concentración de MPs en la matriz agua residual tanto en la entrada (RES-01-En) de las piletas para uso agrícola, como en la salida o efluente de estas (RES-01, RES-02, RES-03).	56
Figura 13. Concentración de MPs en la matriz agua subterránea de pozos en el Valle de Maneadero.....	57
Figura 14. Porcentajes de polímeros plásticos, naturales y no plásticos encontrados en todas las muestras estudiadas.	58
Figura 15. Porcentajes totales acumulados de los polímeros encontrados en todas las matrices analizadas.	59
Figura 16. Tipos de polímeros encontrados en las partículas analizadas en agua superficial de arroyos (por sitio). A. Arroyo las Ánimas, B. Arroyo San Carlos y C. Estero de Punta Banda.....	60

Figura 17. Predicción de la marea al momento de la toma de las muestras en el EPB durante el 16 y 17 de abril de 2024.	62
Figura 18. Salinidad para el EPB. Se muestran los datos de salinidad para las 13 estaciones estudiadas (EPB01:EPB13). El color azul indica menor salinidad y el rojo indica mayores salinidades. También se muestran los datos de salinidad obtenidos con los lances (L1:L9, fechas: 15 y 16 de abril de 2024) con series de tiempo.....	63
Figura 19. Polímeros encontrados en las partículas analizadas en sedimentos de los arroyos (por sitio). Se muestra la presencia del polímero en función de la forma más abundante encontrada. A. Arroyo las Ánimas, B. Arroyo San Carlos.	64
Figura 20. Polímeros encontrados en las partículas analizadas en sedimentos del Estero de Punta Banda (por sitio). Se muestra la presencia del polímero en función de la forma más abundante encontrada.....	66
Figura 21. Polímeros encontrados en las partículas analizadas de suelos agrícolas..	67
Figura 22. Polímeros encontrados en las partículas analizadas en Agua residual. Se muestran los polímeros encontrados en la entrada y salida de las lagunas utilizadas por los agricultores para el riego de cultivos de flores y lo encontrado en agua tratada extraída en pozo con sistema de osmosis inversa para riego de cultivo de calabacita	69
Figura 23. Polímeros encontrados en las partículas analizadas de agua subterránea. Se muestran los polímeros encontrados en los tres pozos analizados ubicados muy cerca de los arroyos.	70
Figura 24. Diagrama de Venn donde se muestra la similitud de polímeros en las matrices de agua residual vs agua superficial. A. Arroyo Las Animas (AA) y B. Arroyo	73
Figura 25. Diagrama de Venn donde se muestra la similitud de polímeros en agua superficial del EPB con las estaciones más cercanas de los arroyos (AA3 y AS4). Sección Cabeza (EPB01, EPB02, EPB03 y EPB04).....	74
Figura 26. Diagrama de Venn donde se muestra la similitud de polímeros en la matriz de agua superficial del EPB con las estaciones más cercanas de los arroyos (AA3 y AS4). Sección Media del EPB (EPB05, EPB06, EPB07, EPB11, EPB12 y EPB13)	75

- Figura 27.** Diagrama de Venn donde se muestra la similitud de polímeros en la matriz de agua superficial del EPB con las estaciones más cercanas de los arroyos (AA3 y AS4). Sección Boca (EPB08, EPB09, y EPB10)..... 76
- Figura 28.** Diagrama de Venn entre las aguas utilizadas para riego de suelos agrícolas estudiados. Las etiquetas dentro de los diagramas indican la forma (F = fibra, FR = fragmento), el color y el polímero identificado en cada partícula. AR ENT (agua residual entrada, proveniente de la PTARN), AR SAL G1 (agua residual salida Rancho Gonzalez, proveniente del efluente después del tratamiento con lagunas), AR SAL RE (agua residual salida Rancho Esparza), AO SAL P96 (agua de ósmosis inversa salida Parcela 96, proveniente del efluente después del tratamiento con ósmosis inversa. 78
- Figura 29.** Comparación de los MPs identificados entre los suelos agrícolas y las aguas utilizadas para su riego mediante diagramas de Venn. Las etiquetas dentro de los diagramas indican la forma (F = fibra, FR = fragmento), el color y el polímero identificado en cada partícula. Se comparan cuatro pares de matrices: A. Suelo (RG1) vs. agua residual (AR SAL G1), B. Suelo (RG2) vs. agua residual (AR SAL G1), C. Agua residual (AR SAL RE) vs. suelo (RE), y D. Suelo (P96) vs. agua de ósmosis (AO SAL P96). Las zonas de intersección muestran las partículas compartidas entre cada par de matrices..... 79
- Figura 30.** Diagrama de Venn donde se muestra la similitud de polímeros en las matrices de agua residual vs sedimentos de: A. Arroyo Las Animas (AA) y B. Arroyo San Carlos. AR ENT: es el agua residual descargada a los arroyos, es decir el agua residual proveniente de la PTARN..... 82
- Figura 31.** Diagrama de Venn donde se muestra la similitud de polímeros en la matriz sedimentos del EPB con el agua residual proveniente de la PTARN (AR ENT). Sección Cabeza (EPB01, EPB02, EPB03 y EPB04), sección medio (EPB06, EPB12, EPB13) y sección boca (EPB10). 83
- Figura 32.** Diagrama de Veen para evaluar la similitud entre pozos. Se evaluaron las muestras de agua subterránea de cada pozo. 85
- Figura 33.** Concentración de MPs (MPs/L, MPs/g) en la A. matriz agua superficial y B. sedimento del arroyo Las Animas, San Carlos y Estero de Punta Banda. La línea en el cuadro representa la mediana, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y los puntos fuera de la imagen indican valores atípicos. 87

Figura 34. Concentración de MPs (MPs/g) en la matriz suelos agrícolas. La línea en el cuadro representa la mediana, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y los puntos fuera de la imagen indican valores atípicos89

Lista de tablas

Tabla 1. Formas más comunes de MPs y sus características principales	3
Tabla 2. Estudios sobre la presencia de MPs en el agua residual tratada de PTAR, y su porcentaje de eliminación de acuerdo con el tratamiento aplicado y el caudal de diseño. AR: agua residual; L/s: litros por segundos; ítems/L: número de partículas por litros; μm : micras; NR: no reportado.....	7
Tabla 3. Algunos estudios locales demuestran la presencia de MPs en diferentes matrices ambientales en México incluyendo Baja California (BC). BCS: Baja California Sur, AR: Aguas residuales; PTAR: Planta de Tratamiento de Agua Residual.	12
Tabla 4. Porcentaje del control positivo por matriz, sitio y tipo de polímero. Poliéster (PET), polipropileno (PP), polietileno de alta densidad (HDPE), polietileno de baja densidad (LDPE) y cloruro de polivinilo (PVC). AA: Arroyo Las Ánimas, AS: Arroyo San Carlos, EPB: Estero de Punta Banda.....	46
Tabla 5. Generalidades de los protocolos evaluados en el laboratorio. Las generalidades marcadas con las estrellas rojas fueron las relevantes en este estudio para la elección del reactivo Fenton.....	49
Tabla 6. Materiales de cultivos utilizados en las distintas plantaciones estudiadas. Se muestra la forma dominante, el color, el polímero (ID) y el porcentaje de coincidencia con el polímero al momento del análisis químico.	81
Tabla 7. Análisis estadísticos realizados a las concentraciones de microplásticos en agua superficial y sedimentos. Las diferencias significativas se indican en negrita. Arroyo las Animas (AA), Arroyo San Carlos (AS) y Estero de Punta Banda (EPB).	88
Tabla 8. Análisis estadísticos para las concentraciones de microplásticos en suelos agrícolas. Las diferencias significativas se indican en negrita. Parcela 96 (P96), Rancho González 1 y 2 (RG1, RG2) y Rancho Esparza (RE).	90

Tabla 9. Análisis estadísticos para las concentraciones de microplásticos en agua subterránea de pozos. Las diferencias significativas se indican en negrita. pozo de Osmosis inversa (Osmo), pozo Olivas (PO), pozo Sahara (PS), pozo Vegex (PV).....90

Tabla 10. Análisis estadísticos para las concentraciones de microplásticos en agua residual y agua de osmosis. Las diferencias significativas se indican en negrita. Parcela 96 (P96), Rancho González 1 y 2 (RG1, RG2) y Rancho Esparza (RE).91

1 Introducción

La contaminación ambiental, entendida como la alteración de los ecosistemas debido a la presencia de agentes nocivos ([Xiong et al., 2019](#); [Nava et al., 2024](#)), se ha convertido en uno de los principales desafíos a nivel global, dado su impacto significativo en el equilibrio de los entornos naturales ([Menéndez-Pedriz y Jaumot, 2020](#); [Nava et al., 2024](#)). Las causas de estas alteraciones son diversas y abarcan una amplia gama de contaminantes, desde metales pesados, material particulado, hasta desechos plásticos, incluidos los microplásticos (MPs) ([Shruti et al., 2021](#); [Shaji et al., 2025](#)). Estos, son definidos como partículas menores de 5 milímetros que se dispersan por el medio ambiente ([Nizzetto et al., 2016](#); [Tsiaras et al., 2022](#)).

La contaminación por desechos plásticos y MPs, aborda hoy en día todos los efectos nocivos y todas las emisiones resultantes de la producción y el consumo de materiales y productos plásticos a lo largo de todo su ciclo de vida ([Andrady, 2017](#)). La producción de estos materiales plásticos se atribuye principalmente a su bajo costo, durabilidad y resistentes a la degradación ([Geyer et al., 2017](#)).

Según reportes recientes de organismos internacionales, la producción mundial de plásticos supera actualmente las 430-460 millones de toneladas por año ([UNEP, 2023](#)). Una proporción significativa de esta producción corresponde a artículos diseñados para un solo uso antes de ser desechados o reciclados, como bolsas de supermercado, empaques de alimentos, botellas y popotes, entre otros ([ONU, 2023](#)). Para el 2021, se reportó que a nivel mundial se generaron 139 millones de toneladas de residuos plásticos de un solo uso, una cantidad equivalente en peso a más de 13 mil torres Eiffel ([UNEP, 2023](#)). De estos, alrededor de 37 millones de toneladas anuales llegaron al medio ambiente, especialmente

a zonas costeras y ecosistemas marinos ([ONU, 2021](#)). Modelos globales advierten que, de mantenerse estas tendencias, para el año 2040 más del 85% del plástico producido podría permanecer en el ambiente ([UNEP, 2023](#)).

Los desechos plásticos no solo afectan de inmediato, sino que estos materiales se transforman con el tiempo en MPs ([Geyer et al., 2017](#)). Diversas actividades antropogénicas, como el manejo inadecuado de residuos, la agricultura y el transporte atmosférico, contribuyen a su liberación y distribución en cuerpos de agua, suelos (incluidos los agrícolas) y el aire ([Veiga et al., 2016](#); [Mendoza et al., 2018](#)). Adicionalmente, estudios como el de [Pérez-Reverón et al., \(2022\)](#) han demostrado que el reuso de aguas residuales tratadas para riego agrícola puede constituir una fuente relevante de MPs en suelos agrícolas.

1.1 Clasificación de polímeros plásticos

La clasificación de los plásticos en estudios ambientales es fundamental para comprender su distribución, degradación, origen y los riesgos ecológicos que generan ([Min et al., 2020](#); [Ramkumar et al., 2022](#)). Su resistencia y persistencia en el medio ambiente se debe a características como su capacidad aislante, su variabilidad en rigidez y flexibilidad, su ligereza y sus propiedades de impedir la propagación de la flama, entre otras ([Beltran, 2011](#); [Rodríguez, 2019](#)).

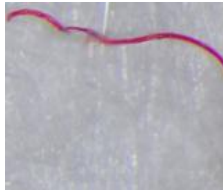
Los polímeros plásticos se pueden clasificar en función de tres criterios: (1) La disposición de sus cadenas poliméricas (lineales, ramificadas o reticuladas), (2) su comportamiento térmico y (3) su elasticidad y dureza ([Gregorova, 2013](#); [Rodríguez, 2019](#); [Min et al., 2020](#)). En cuanto a la disposición de sus cadenas, pueden ser amorfos, cuando en estado fundido sus cadenas permanecen desordenadas, por ejemplo: poliestireno (PS),

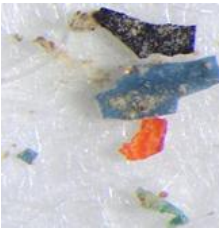

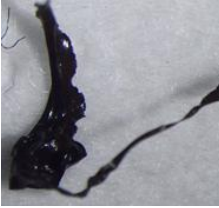
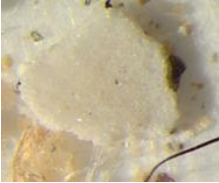
policloruro de vinilo (PVC); o cristalinos, cuando estas se acomodan al solidificarse como el polietileno (PE) y polipropileno (PP) ([Haque et al., 2021](#); [Ramanna et al., 2022](#)). Según su comportamiento térmico, pueden ser termoplásticos, capaces de cambiar de estado repetidamente con la temperatura, o termofijos, que adquieren estructuras químicamente más resistentes tras su transformación ([Cardarelli, 2000](#); [Haque et al., 2021](#); [Oladele et al., 2023](#)). Por último, según su elasticidad y dureza, se incluyen resinas plásticas, hules y elastómeros, cuya flexibilidad varía desde altamente flexible hasta rígida ([Cardarelli, 2000](#); [Oladele et al., 2023](#)).

1.2 Microplásticos (MPs)

Se define como todo material plástico ≤ 5 milímetros (mm) en tamaño ([GESAMP, 2016](#), [Frias y Nash, 2019](#)) cuya composición en cuanto a la forma y origen varían considerablemente ([da Silva et al., 2020](#)). Los principales tipos de MPs se clasifican según la forma (ver tabla 1) y su origen primario o secundario ([PAN et al., 2019](#); [Merlin et al 2021](#)).

Tabla 1. Formas más comunes de MPs y sus características principales

Forma más comunes	Características principales	Referencias
Fibras	 <p>Partículas delgadas, alargadas y flexibles, con una alta relación longitud-diámetro. Generalmente están asociadas a la degradación de textiles sintéticos, cuerdas, redes y materiales industriales. Son una de las formas más abundantes en ambientes acuáticos y terrestres.</p>	Burns y Boxall, 2018 ; Yang et al., 2021

Fragmentos		<p>Partículas de forma irregular, con bordes angulosos o erosionados, originadas por la fragmentación mecánica, fotoquímica o térmica de plásticos de mayor tamaño. Suelen presentar superficies rugosas y tamaños variables</p>	<p>PAN et al., 2019; Burns y Boxall, 2018</p>
Perlas/Pellets		<p>Partículas de forma esférica u ovalada, de tamaño uniforme. Frecuentemente de origen primario, utilizadas en productos cosméticos, de limpieza o aplicaciones industriales, aunque también pueden derivarse de procesos de degradación.</p>	<p>PAN et al., 2019</p>
Películas		<p>Piezas delgadas, planas y flexibles, con baja rigidez, comúnmente asociadas a la degradación de bolsas plásticas, envolturas y materiales de embalaje. Presentan gran superficie específica y alta susceptibilidad a fragmentarse.</p>	<p>PAN et al., 2019</p>
Espumas		<p>Partículas ligeras, porosas y de baja densidad, derivadas principalmente de materiales espumados como el poliestireno expandido. Se caracterizan por su alta flotabilidad y facilidad de fragmentación.</p>	<p>PAN et al., 2019</p>

En cuanto a su origen, los MPs primarios son fabricados a tamaño microscópico, utilizados en diversos productos de cuidado personal en forma de microperlas (exfoliantes y cosméticos), también en productos plásticos (pellets de resina) y textiles sintéticos como el poliéster ([Frias y Nash, 2019](#); [da Silva et al., 2020](#)). Por su parte, los MPs secundarios

se derivan de la fragmentación de plásticos más grandes ([Thompson, 2015](#); [Frias y Nash, 2019](#); [Isaac y Kandasubramanian, 2021](#)).

1.3 Fuentes de contaminación por MPs

La contaminación por MPs se ha convertido en un problema ambiental de creciente atención, debido a su persistencia, ubicuidad y potencial riesgo para los ecosistemas y la salud humana ([Li et al., 2023](#)). Estos contaminantes provienen principalmente de actividades antropogénicas y se incorporan al ambiente a través de múltiples rutas ([Su et al., 2022](#); [Wang et al., 2022](#); [Lwanga et al., 2022](#); [Osman et al., 2023](#)). Diversos estudios han documentado su presencia en aguas residuales, cuerpos de agua y sedimentos costeros, suelos agrícolas y en la atmósfera, lo que refleja la complejidad de sus fuentes y mecanismos de transporte ([de Piñon-Colin et al., 2018](#); [Kutralam-Muniasamy et al., 2020](#); [Orona-Návar et al., 2022](#); [Ita-Nagy et al., 2022](#); [Cruz-Salas et al., 2023](#)). A continuación, se describen las principales vías de entrada de MPs en el ambiente, con énfasis en aquellas de mayor relevancia para el área de estudio.

1.4 Tratamiento y descarga de aguas residuales

Las plantas de tratamientos de aguas residuales (PTAR) son ampliamente reconocidas como una fuente importante de contaminación por MPs en entornos acuáticos, a pesar de alcanzar una considerable eficiencia de eliminación ([Murphy et al., 2016](#); [Flores-Munguía et al., 2023](#); [Bodzek y Rosik-Dulewska, 2024](#)). En la Tabla 2 se resaltan algunos estudios que han demostrado la presencia de MPs en aguas residuales y a su vez que las PTAR no están diseñadas para retener completamente estas partículas plásticas.

Los grandes volúmenes de efluentes tratados implican que aún se liberan grandes cantidades de MPs en los cuerpos de agua principalmente ([Murphy et al., 2016](#); [Iyare et](#)

[al., 2020; Flores-Munguía et al., 2023](#)). De esta manera, las PTAR se convierten en un punto clave en la transferencia de MPs desde los ambientes urbanos hacia los ecosistemas acuáticos.

Tabla 2. Estudios sobre la presencia de MPs en el agua residual tratada de PTAR, y su porcentaje de eliminación de acuerdo con el tratamiento aplicado y el caudal de diseño. AR: agua residual; L/s: litros por segundos; ítems/L: número de partículas por litros; μm : micras; NR: no reportado.

CIUDAD / PAÍS	LUGAR MUESTREADO	TRATAMIENTO	CAPACIDAD	CONCENTRACIÓN	FORMA/POLIMÉROS DOMINANTES	EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN	CITA
Acapulco, México	Afluentes y efluentes	Secundario (lodos activados)	23 L/s	38 μm ~2.14 ítems/L	Fragmentos y fibras; PET, PE, PP, PVC	88.9 - 98.7%	Flores-Munguía et al. (2023)
				150 μm ~1.73 ítems/L	Fragmentos y fibras; PET, PE, PP, PVC	87.9 - 97.1%	Flores-Munguía et al. (2023)
Guerrero, México	Afluentes y efluentes	Secundario (lodos activados)	350 L/s	38 μm ~4.27 ítems/L	Fragmentos y fibras; PET, PE, PP, PVC	82.5 - 98.5%	Flores-Munguía et al. (2023)
				150 μm ~2 ítems/L	Fragmentos y fibras; PET, PE, PP, PVC	89.2 - 97.4%	Flores-Munguía et al. (2023)
Ciudad de México, México	Afluentes y efluentes	Secundario	650 L/s	38 μm ~18.22 ítems/L	Fragmentos y fibras; PET, PE, PP, PVC	91 - 98.3%	Flores-Munguía et al. (2023)
				150 μm ~4.82 ítems/L	Fragmentos y fibras; PET, PE, PP, PVC	86.8 - 97.5%	Flores-Munguía et al. (2023)
Ensenada, México	Efluente PTAR El Naranjo	Secundario	500 L/s	0.287 \pm 0.103 ítems/L	Fragmentos y fibras; PVA, PVC, PP, PE, PAN, Celofán	NR	Ramírez-Álvarez et al. (2020)

CIUDAD / PAÍS	LUGAR MUESTREADO	TRATAMIENTO	CAPACIDAD	CONCENTRACIÓN	FORMA/POLÍMEROS DOMINANTES	EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN	CITA
Ensenada, México	Efluente PTAR El Gallo	Secundario	225-280 L/s	1.07 ± 0.327 ítems/L	Fragmentos y fibras; PVA, PVC, PP, PE, PAN, Celofán	NR	Ramírez-Álvarez et al. (2020)
Ensenada, México	Efluente PTAR El Sauzal	Secundario	120 L/s	0.193 ± 0.099 ítems/L	Fragmentos y fibras; PVA, PVC, PP, PE, PAN, Celofán	NR	Ramírez-Álvarez et al. (2020)
Colombia	Afluentes y efluentes	Pretratamiento	NR	3.62 - 4.18 ítems/L	Fibras, gránulos y fragmentos; LDPE, PP, PET, PS	48.3 - 94.16%	Hernández-Fernández et al. (2022)
Colombia	Afluentes y efluentes	Secundario	NR	0.28 - 0.82 ítems/L	Fibras, gránulos y fragmentos; LDPE, PP, PET, PS	90.4 - 96.9%	Hernández-Fernández et al. (2022)
Colombia	Afluentes y efluentes	Secundario	NR	0.37 - 0.51 ítems/L	Fibras, gránulos y fragmentos; LDPE, PP, PET, PS	93.67 - 95.6%	Hernández-Fernández et al. (2022)
San Antero, Colombia	Afluentes y efluentes	Secundario	3.20 L/s	5 ítems/L	Fibras, fragmentos, espumas; NR	67%	Arregocés-Garcés et al. (2024)

En cuanto a los MPs en los biosólidos de PTAR, algunos estudios realizados en Latinoamérica reportan concentraciones de MPs en los biosólidos, aunque sin brindar información sobre la eficiencia de eliminación. Por ejemplo, [Corradini et al. \(2019\)](#) reportaron concentraciones de 18 a 41 ítems/g en biosólidos de la PTAR de Melipilla, Chile, mientras que [Arregocés-Garcés et al. \(2024\)](#) encontraron 4 ítems/L en biosólidos muestreados en el afluente y efluente del sistema de tratamiento de agua residual en San Antero, Colombia. Estos estudios presentan principalmente fibras, fragmentos y películas como formas predominantes, sin especificar los polímeros dominantes ni los porcentajes de remoción. Por otro lado, estudios fuera de Latinoamérica muestran una mayor variabilidad en las concentraciones, con valores que van desde 37.7 hasta 97.2 ítems/g (37.7 a 97.2 x 10³ ítems/kg) en el Reino Unido ([Harley-Nyang et al., 2022](#)); 4.2 x 10³-1.5 x 10⁴ ítems/kg en Irlanda ([Mahon et al., 2017](#)), y hasta 1.6-56.4 x 10³ ítems/kg en China ([Li et al., 2018](#)). Las fibras y los fragmentos siguen siendo los tipos de MPs más comunes, con predominancia de polímeros como PE, PP y PET.

1.5 MPs en cuerpos de agua y sedimentos costeros

Diversas investigaciones han demostrado que los MPs se encuentran ampliamente distribuidos en cuerpos de agua y sedimentos costeros a nivel global, siendo las fibras y fragmentos principalmente de PE, PP, PET y PS los tipos más comunes ([Frias et al., 2016](#); [Perumal y Muthuramalingam, 2022](#); [Garces-Ordonez et al., 2022](#); [Fagiano et al., 2023](#)). Su abundancia suele ser mayor en zonas costeras urbanizadas, industrializadas, en presencia de descargas de aguas residuales, en desembocadura de ríos y áreas con intensa actividad humana, mientras que en sitios remotos o protegidos se registran concentraciones menores ([Garces-Ordonez et al., 2022](#); [Takarín et al., 2022](#)).

Los sedimentos presentan en general mayores concentraciones de MPs que en las aguas superficiales, reflejando la capacidad de estas partículas para acumularse en el fondo, principalmente las de mayor densidad ([Takarín et al., 2022](#); [Fagiano et al., 2023](#)). Su presencia se asocia a fuentes como los textiles, las artes de pesca, la fragmentación de plásticos de mayor tamaño, entre otras ([Frias et al., 2016](#); [Garces-Ordóñez et al., 2022](#); [Takarín et al., 2022](#)).

1.6 MPs en suelos agrícolas

La contaminación de MPs en suelos agrícolas proviene de múltiples fuentes. Entre las más relevantes se encuentran las películas plásticas utilizadas como acolchado, la aplicación de lodos de depuradora y compost, la deposición atmosférica y los residuos de invernaderos abandonados ([Tian et al., 2022](#); [Sa'adu y Farsang, 2023](#); [Tang, 2023](#)). De manera particular, el riego de cultivos con agua residuales tratadas se ha identificado como una vía potencial de incorporación de MPs en el suelo, debido a que diversos estudios han reportado concentraciones de partículas plásticas en las descargas y efluentes de PTAR ([Jin et al., 2022](#); [Flores-Munguía et al., 2023](#)). Si bien estos trabajos no evalúan directamente los impactos de los MPs en suelos agrícolas, sus hallazgos evidencian la persistencia de MPs en ART utilizadas para riego sugiriendo un riesgo de acumulación progresiva en el suelo. Los polímeros más comunes detectados son PE, PP y PVC, presentes principalmente en la forma de fragmentos, fibras y películas ([Sa'adu y Farsang, 2023](#); [Tang, 2023](#)). La acumulación de estas partículas no solo modifica propiedades físicas y químicas del suelo, sino que también plantea riesgos potenciales para la productividad agrícola, como por ejemplo la capacidad de retención de agua y en una disminución del rendimiento de los cultivos ([Yu et al., 2023](#); [Zhou et al., 2023](#)).

1.7 Transporte atmosférico de MPs

El transporte atmosférico es una vía importante para la distribución global de MPs, permitiendo su movimiento desde fuentes urbanas y costeras a regiones remotas e incluso polares ([Evangelidou et al., 2020](#); [Fox et al., 2024](#)). Las investigaciones han establecido que los MPs no solo están presentes en el aire urbano y costero, sino que también se transportan a largas distancias, llegando a zonas remotas, el ártico y la Antártida ([Evangelidou et al., 2020](#); [Chen et al., 2023](#)). El transporte atmosférico se produce a través del viento, la turbulencia y la convección, y los procesos de deposición, tanto húmedos como secos, contribuyen a su posterior precipitación ([Allen et al., 2019](#); [Zhang et al., 2020](#); [Allen et al., 2021](#); [Villafañe et al., 2023](#)). Las fibras y los fragmentos son las formas más comunes detectadas, y las fibras muestran una eficiencia de transporte particularmente alta debido a sus propiedades aerodinámicas ([Chen et al., 2023](#); [Tatsii et al., 2023](#)).

1.8 MPs en México y Baja California

Las investigaciones sobre MPs en las regiones costeras de México, incluida Baja California, resaltan una contaminación generalizada en playas, aguas superficiales, sedimentos e incluso aguas subterráneas, siendo el turismo, la inadecuada gestión de residuos, las escorrentías urbanas, el uso y descarga de agua residual tratada y las actividades pesqueras los principales contribuyentes.

En la Tabla 3 se enlistan algunos estudios realizados en México, sobre la presencia de MPs en diferentes matrices ambientales.

Tabla 3. Algunos estudios locales demuestran la presencia de MPs en diferentes matrices ambientales en México incluyendo Baja California (BC). BCS: Baja California Sur, AR: Aguas residuales; PTAR: Planta de Tratamiento de Agua Residual.

Ciudad / Área	Año	Matriz analizada	Rango de Concentración	Forma(s) dominante(s)	Fuentes	Referencia
Varias playas/BC y BCS	2018	Sedimento de playa	135 ± 92 ítems kg ⁻¹	Fibras, fragmentos	Pesca, turismo, AR	de Jesús Piñón-Colin et al. (2018)
Varias playas/México	2020	Sedimento de playa	31.7 – 545.8 ítems m ⁻²	Fragmentos, pellets, fibras	Urbanización, turismo	Álvarez-Zeferino et al. (2020)
Ensenada / BC	2020	Aguas superficiales; sedimentos; efluentes de PTAR	Agua superficial: 0.01 – 0.70 ítems m ⁻³ Sedimentos: 85 – 2,494 ítems 0.1 m ⁻² Efluentes PTAR: 81 – 1556 ítems m ⁻³	Fibras, fragmentos	Efluentes de PTAR, descargas urbanas	Ramírez-Álvarez et al. (2020)
San Felipe/BC	2023	Agua superficial y sedimento de playa	Agua: 0.00 – 0.02 ítems m ⁻³ ; sedimento de playa: 28.2 – 200.7 ítems m ⁻² .	Fragmentos, fibras	Actividad urbana, pesca	Cruz-Salas et al. (2023)
Puerto Vallarta/Jalisco	2023	Sedimento de playa	123 ± 50 ítems m ⁻²	Fibras, fragmentos	Turismo, desembocaduras fluviales	Mejía-Estrella et al. (2023)

Ciudad / Área	Año	Matriz analizada	Rango de Concentración	Forma(s) dominante(s)	Fuentes	Referencia
Nautla-Vega de Alatorre/Veracruz	2023	Sedimento de playa	1.2 – 4.86 ítems kg ⁻¹	Fragmentos, fibras.	Agricultura, escorrentía fluvial	Ruíz-Reyes et al. (2023)
Tampico/Tamaulipas	2023	Sedimentos de playa	~1.34×10 ⁴ ítems kg ⁻¹	Fibras	Actividad urbana y fluvial	Flores-Ocampo y Armstrong-Altrin, (2023)
Nautla-Vega de Alatorre/Veracruz	2023	Arena de nidos de tortuga	2.43 ± 2.66 ítems kg ⁻¹	Espuma	Residuos costeros, transporte eólico	Estrella-Jordan et al. (2023)
Tijuana/BC	2020	Escorrentía pluvial urbana	66 y 191 ítems L ⁻¹	Fibras, fragmentos	Efluentes de lavanderías, escorrentías fluviales	Piñón-Colin et al. (2020)

En la región de Ensenada, Baja California, la escasez de agua asociada a condiciones de sequía recurrentes ha promovido el uso intensivo de aguas residuales tratadas como una estrategia para abastecer actividades agrícolas y urbanas ([Elizondo y Mendoza-Espinosa, 2020](#)). En este contexto, el funcionamiento limitado de algunas plantas de tratamiento de agua residuales y la descarga de efluentes hacia arroyos y zonas costeras representan una problemática ambiental relevante, particularmente en el Valle de Maneadero y áreas de alto valor ecológico como el Estero de Punta Banda.

En la ciudad de Ensenada existen cinco Plantas de Tratamientos de Aguas Residuales municipales, entre las cuales la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales El Naranja (PTARN) es la de mayor capacidad. De acuerdo con el Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación para el 2022, la PTARN cuenta con una capacidad instalada de 500 L s^{-1} , con un caudal tratado efectivo cercano a 508 L s^{-1} ([CONAGUA, 2022](#)), siendo esta la única que cuenta con un proceso de aireación extendida entre las plantas municipales de la ciudad. Debido a su volumen de tratamiento, esta planta constituye una pieza central dentro de la estrategia regional de saneamiento, reúso de agua y mitigación de la escasez hídrica en Ensenada ([Mendoza-Espinosa et al., 2004](#)).

La PTRAN es operada por la Comisión Estatal de Servicio Públicos de Ensenada (CESPE) y ha sido analizada como un sistema complejo debido a la interacción de múltiples procesos de tratamiento y sus impactos ambientales ([Rojas y Mendoza-Espinosa, 2015](#)). Adicionalmente, la planta se encuentra en un proceso de rehabilitación y modernización, mediante el cual se busca incrementar su capacidad de tratamiento hasta una capacidad de 700 L s^{-1} fortaleciendo su papel en la estrategia de reúso de agua tratada

(<https://unicobc.com.mx/modernizan-planta-de-tratamiento-el-naranja/?utm>). A más largo plazo, el Programa Estatal Hídrico de Baja California contempla una ampliación adicional de la capacidad hasta 1000 L s^{-1} , con posibilidad de reúso del efluente mediante esquemas de recarga artificial del acuífero Maneadero ([Gobierno del estado, 2023](#)).

Una fracción significativa del efluente tratado de esta planta se utiliza para el riego de ~200 ha de cultivos de forrajes y flores en el Valle de Maneadero, con un caudal cercano a 120 L s^{-1} ([Mendoza-Espinosa y Daesslé, 2018](#); [Elizondo y Mendoza-Espinosa, 2020](#)), mientras que otros volúmenes son descargados hacia cuerpos de agua cercanos.

Diversos estudios y modelos de optimización han identificado que el reúso de las aguas residuales tratadas de El Naranjo, tanto para riego agrícola como para recarga de acuíferos, constituye una de las alternativas más rentables para enfrentar la escasez de agua regional en comparación con opciones como desalinización o la importación de agua ([Medellín-Azuara et al., 2007](#); [Mendoza-Espinosa y Daesslé, 2018](#); [Elizondo y Mendoza-Espinosa, 2020](#)). Históricamente, la ciudad de Ensenada se distinguió por un cumplimiento adecuado de la normatividad en materia de tratamiento de aguas residuales, lo que la posicionó como un referente nacional en saneamiento durante las primeras décadas de operación en sus plantas de tratamiento ([Mendoza-Espinosa et al., 2004](#); [Daesslé et al., 2005](#)). Sin embargo, con el paso del tiempo, el sistema de saneamiento urbano presentó un deterioro progresivo asociado a fallas estructurales, limitaciones operativas y falta de mantenimiento adecuado, lo que derivó episodios críticos de contaminación ambiental ([Flores, 2023](#); [Mercado, 2023](#)). Esta situación se hizo particularmente evidente durante los años 2021-2023, cuando se documentaron crisis ambientales relevantes, como la designación de Playa Hermosa como la playa más contaminada de México ([COFEPRIS,](#)

[2022](#); [La Jornada, 2022](#), [El Vigía, 2023](#)), así como la persistente contaminación de arroyos, zonas costeras y localidades adyacentes, incluyendo El Sauzal y el Valle de Maneadero por el colapso de las plantas de tratamiento ([Portillo-López y Hoyos-Salazar, 2021](#); [El Mexicano, 2023](#); [Lamas, 2023](#); [El Vigía, 2023](#))

No obstante, si bien este sistema representa una alternativa clave para la gestión hídrica regional, la reutilización y descarga de sus efluentes en sistemas agrícolas y cuerpos de agua hidrológicamente conectados, plantea interrogantes sobre la posible introducción de contaminantes emergentes, como los MPs, en ecosistemas terrestres y costeros.

De esta manera, el Valle de Maneadero se configura como un sistema agrícola directamente influenciado por el uso de aguas residuales tratadas, cuyos escurrimientos superficiales y subterráneos mantienen una conexión directa con el Estero de Punta Banda, un ecosistema costero sensible y vulnerable a la introducción de contaminantes.

En este marco, el presente estudio evaluó la concentración y composición química de MPs en diferentes compartimientos ambientales del Valle de Maneadero y del Estero de Punta Banda (EPB), incluyendo agua superficial, sedimentos, suelos agrícolas, agua subterránea de pozos, aguas residuales tratadas y materiales de cultivos empleados en plantaciones locales. Este análisis permitió plantear y responder la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo varían las concentraciones y la composición polimérica de los MPs en suelos agrícolas, arroyos y Estero de Punta Banda en el Valle de Maneadero, Baja California, ¿y cuáles son sus principales fuentes? De este modo, el presente trabajo aporta un marco de referencia inicial y sienta las bases para estudios posteriores orientados a la evaluación y prevención de riesgos ambientales en ecosistemas costeros y de alto valor ecológico.

Justificación

Los MPs se han consolidado como uno de los contaminantes emergentes más persistentes y preocupantes a nivel global. Se han detectado en ambientes marinos, de agua dulce, terrestres e incluso atmosféricos. Su reducido tamaño y alta área superficial favorecen tanto su dispersión en diversas matrices ambientales como su capacidad de actuar como vectores de otros contaminantes, lo que aumenta sus efectos ecológicos.

En entornos agrícolas, múltiples actividades contribuyen a su liberación y acumulación, entre ellas el uso de aguas residuales tratadas para riego, la agricultura intensiva, el uso de plásticos en agro insumos y el transporte atmosférico. Estas prácticas facilitan la entrada de MPs en los suelos, donde pueden modificar propiedades fisicoquímicas, afectar a la biota asociada y, eventualmente, movilizarse hacia las aguas subterráneas.

De manera paralela, los cuerpos de agua dulce y los sistemas costeros reciben aportes de MPs a través de descargas directas de aguas residuales, escurrimientos superficiales y transporte desde cuencas adyacentes, generando riesgos ecológicos y potenciales implicaciones para la salud humana. En este contexto, los ecosistemas costeros con alta conectividad hidrológica resultan particularmente vulnerables, especialmente aquellos que funcionan como zonas de transición entre ambientes continentales y marinos.

Bajo este marco, el Valle de Maneadero representa un sistema de especial interés, al tratarse de una zona agrícola estratégica donde el uso de aguas residuales tratadas para riego se ha consolidado como una práctica relevante frente a la escasez hídrica regional. Los escurrimientos superficiales y subterráneos asociados a estas actividades mantienen una conexión directa con el EPB a través de la red de arroyos que drenan la cuenca. Este estero constituye un humedal costero de alta relevancia ecológica, reconocido

internacionalmente como Sitio Ramsar, y se caracteriza por la presencia de marismas, planicies lodosas y canales de marea que sustentan una elevada biodiversidad, funcionando como área de reproducción, alimentación y refugio para numerosas especies de peces, aves migratorias y otros organismos. Sin embargo, este estero presenta características hidrodinámicas que favorecen la retención y acumulación de partículas, lo que incrementa su susceptibilidad a la incorporación de otros contaminantes.

Por lo anterior, evaluar de manera integrada la presencia y distribución de MPs en los compartimientos ambientales del Valle de Maneadero y del EPB resulta fundamental para comprender los patrones de dispersión, las posibles fuentes de contaminación y la dinámica ambiental de estos contaminantes emergentes en sistemas hidráulicamente conectados. El análisis conjunto de suelos agrícolas, aguas superficiales, aguas residuales tratadas y sedimentos costeros permitirá generar información clave para fortalecer la gestión ambiental regional y contribuir a la protección de ecosistemas costeros de alto valor ecológico frente a distintas presiones antrópicas.

2 Hipótesis general

Los microplásticos (MPs) se distribuyen y acumulan de manera diferencial en los compartimientos ambientales del Valle de Maneadero (suelos agrícolas, arroyos y Estero de Punta Banda), en función del uso y descarga de aguas residuales tratadas y de la actividad agrícola, reflejando patrones espaciales y composicionales que permiten identificar sus principales fuentes.

2.1 Hipótesis específicas

- Las aguas residuales, tratadas constituyen una de las principales fuentes de MPs en el Valle de Maneadero, por lo que las concentraciones serán mayores en los sitios con influencia directa de su descarga y reutilización.
- Los tipos y formas de polímeros predominantes en el efluente tratado se reflejarán en las matrices receptoras (agua superficial, sedimentos y suelos agrícolas), mostrando similitud composicional entre la fuente y los compartimientos impactados.
- En los suelos agrícolas, la concentración y diversidad de MPs aumentará en función del tiempo de exposición al riego con aguas residuales tratadas; por tanto, las parcelas con mayor tiempo de uso presentarán mayores concentraciones y variedad polimérica.
- En los suelos agrícolas, los MPs predominantes corresponderán a fragmentos y películas asociados al uso de plásticos agrícolas, con una contribución adicional derivadas del riego con agua residual y del transporte atmosférico.

- En sedimentos del estero, arroyos y suelos agrícolas, las fracciones de granulometría fina presentarán mayores concentraciones de MPs que las fracciones de grano grueso, debido a su mayor capacidad de retención.

Objetivos

2.2 Objetivo general

Caracterizar la concentración, distribución, composición y las fuentes potenciales de microplásticos (MPs) en matrices ambientales y antropogénicas del Valle de Maneadero, Baja California, México, evaluando su presencia en suelos agrícolas, arroyos y el Estero de Punta Banda.

2.3 Objetivos específicos

- Determinar la concentración de MPs en matrices ambientales (agua superficial, sedimentos, agua de pozos y suelos agrícolas), así como en una matriz antropogénica (agua residual tratada de la PTAR El Naranjo), utilizada para el riego de cultivos de forraje, flor y vertida directamente a cuerpos de agua cercanos como arroyos Las Ánimas y San Carlos.
- Caracterizar la composición polimérica de los MPs aisladas en las matrices ambientales y antropogénicas (agua residual y materiales de cultivos) mediante microespectroscopía μ -FTIR-ATR.
- Determinar la granulometría de los sedimentos del Estero de Punta Banda y de los arroyos, así como de los suelos agrícolas del Valle de Maneadero, mediante el uso de un tamizador electromagnético, con el fin de evaluar su relación con la concentración de MPs.
- Comparar la concentración, distribución y composición de MPs entre las distintas matrices ambientales y antropogénicas del Valle de Maneadero y el

Estero de Punta Banda, con el propósito de evaluar la posible influencia de aguas residuales tratadas como fuente potencial de contaminación por MPs.

- Evaluar si existen diferencias significativas en la concentración y características de los MPs en suelos agrícolas con distinto tiempo de uso de agua residual tratada para riego, a fin de analizar el efecto de la exposición prolongada sobre la acumulación de MPs en los suelos.

Área de estudio

El valle de Maneadero, ubicado al noroeste de Baja California, a unos ~15 km al sur de la ciudad de Ensenada (31°41' N y 116°30' O) abarca una plataforma costera de ~33 km² y se encuentra influenciada por la Falla de Agua Blanca, que delimita una cuenca con importante acumulación de sedimentos (Fabriol y Martínez., 1982). En esta zona se localiza un acuífero costero de 130 km², afectado por la intrusión marina en sus zonas central y sur, lo que deteriora la calidad del agua subterránea (Gilabert-Alarcón et al., 2018). Su recarga depende de lluvias breves e intensas, con una precipitación anual promedio de aproximadamente 302 mm (CONAGUA, 2024) y presenta una zonificación basada en la salinidad y composición del agua (Daesslé et al., 2005), (Ver Figura 1).

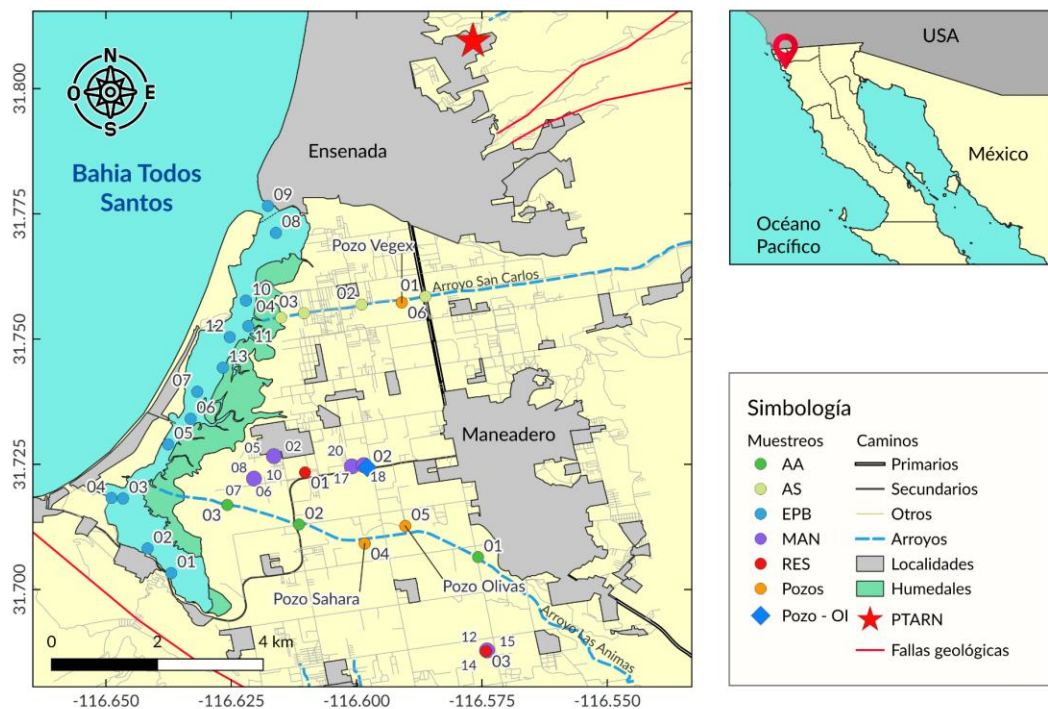


Figura 1. Sitios de muestreo en el Valle de Maneadero. Los puntos amarillos indican los sitios de muestreo correspondientes al arroyo San Carlos. Los puntos verdes muestran los sitios de muestreo para el arroyo Las Ánimas. Los puntos azules representan los sitios estudiados para el EPB. La estrella roja señala la ubicación de la

PTARN dentro de la ciudad de Ensenada. Los puntos morados indican los sitios de las parcelas estudiadas. Los puntos anaranjados indican los pozos de agua subterránea. El cuadrilátero azul indica el pozo de agua que es tratada con osmosis inversa. El punto rojo 01 indica el agua residual que llega a las lagunas de oxidación para el riego de cultivo por parte de los agricultores.

El sistema de drenaje pluvial incluye los arroyos Las Ánimas, San Carlos, La Grulla y El Zorrillo, y drenan una superficie total de más de 1700 km² hacia el Estero de Punta Banda, un humedal costero de ~20 km² designado sitio Ramsar por su biodiversidad y servicios ecosistémicos ([Ramsar, 1971](#); [Martínez-Ríos-Del-Río, 2005](#)). El estero funciona como un estuario inverso, que se conecta con la Bahía de Todos Santos que está comunicada con el océano Pacífico. El estero presenta una salinidad que aumenta de la boca hacia la cabeza y su temperatura anual promedio oscila entre 16.7 y 23 °C ([Acosta-Ruiz y Álvarez Borrego, 1974](#); [Martínez-Ríos-Del-Río, 2005](#)).

El valle de Maneadero tiene una población de aproximadamente 28,000 habitantes, distribuidos tanto en núcleos urbanos como en comunidades rurales cercanas a cauces naturales ([POEBC, 2014](#); [INEGI, 2020](#)). El área sostiene diversas actividades socioeconómicas, entre las que se incluyen agricultura intensiva (particularmente de forrajes y flores), pesca, maquiladores textiles, así como asentamientos humanos crecientes.

En términos de infraestructura de saneamiento, los datos censales de [INEGI, \(2020\)](#) reportan que una proporción alta de los hogares del Valle de Maneadero y la región Ensenada declaran disponer de algún tipo de sistema de drenaje (aproximadamente 98.8% en Ensenada y El Sauzal y 87.3% en Maneadero) cuando se consideran todas las formas de disposición de aguas residuales domésticas, incluyendo conexión a alcantarillado, fosas

sépticas y sistemas de tanque séptico individuales ([García-Searcy et al., 2025](#)). Esta cifra difiere de la cobertura operacional reportada por la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE), que solo contabiliza las viviendas con conexión a la red municipal de alcantarillado sanitario canalizadas hacia plantas de tratamiento, y coloca la cobertura de red en alrededor del 76% para la zona urbana de Ensenada-Maneadero ([CESPE, 2023/2024](#)).

En el Valle de Maneadero la disposición de aguas residuales por medio de fosas sépticas y letrinas ha sido históricamente común, sobre todo en asentamientos peri-urbanos y zonas rurales donde el alcantarillado no estaba disponible ([García-Searcy et al., 2025](#)). Esto representa una vía importante de infiltración de residuos y contaminantes al subsuelo y al acuífero local; así como lo reporta [Flores et al. \(2016\)](#) donde encontraron esteroides fecales asociados a heces humanas en pozos de agua subterránea en el Valle de Maneadero. La proporción de hogares que utilizan fosas sépticas en Maneadero es crucial; lo que indica que no todas las viviendas están conectadas al sistema de recolección municipal.

Respecto a las aguas residuales (AR) domésticas conectadas a la red de alcantarillado, estas son colectadas y dirigidas a las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) operadas por CESPE. Sin embargo, la PTAR de Maneadero es de menor tamaño y capacidad ([CESPE, 2023/2024](#)) en comparación con otras en Ensenada (Por ejemplo, la PATR El Naranjo), y el tratamiento y reúso del efluente es aun parcialmente aplicado y con infraestructura limitada para uso agrícola o recarga directa del acuífero local. Aunque existen iniciativas y proyectos en ejecución (por ejemplo, para el reúso agrícola del efluente tratado que se genera en plantas como El Naranjo para riego de cultivos de forrajes), el volumen total tratado y reutilizado varía según la planta y el tipo de uso, y no

todo el volumen tratado se reusa actualmente como insumo agrícola o para recarga del acuífero ([Salgado et al., 2015](#)).

Por tanto, las descargas de aguas residuales no tratadas directamente desde vivienda (por ejemplo, por fosas sépticas o letrinas) si constituyen una fuente de impacto ambiental local, especialmente para la calidad del suelo y del agua subterránea, y es importante mencionarlo como parte del contexto del manejo de aguas residuales en el Valle de Maneadero.

El manejo y la gestión de residuos sólidos en Valle de Maneadero, se enmarca en el sistema municipal de gestión del municipio de Ensenada, el cual enfrenta limitaciones operativas, particularmente en zonas rurales y agrícolas ([PESPA, 2021](#)). A nivel municipal, se recolectan aproximadamente 410 toneladas/día (ton/día) de residuos sólidos urbanos, lo que equivale a una generación per cápita de aproximadamente 0.745 kg por persona por día, aproximadamente 149,650 ton/año ([Ayuntamiento de Ensenada, 2019](#)). No obstante, la capacidad del sistema de limpia y recolección cubre únicamente alrededor del 87% de los residuos generados, lo que implica que una fracción significativa no recibe un manejo formal, especialmente en localidades periféricas como Maneadero ([PESPA, 2021](#)).

Además, de los residuos domiciliarios, en el valle se generan residuos no domésticos y de manejo especial asociados a actividades productivas, incluyendo residuos comerciales, de construcción y agroindustriales ([PESPA, 2021](#)). Estos últimos comprenden principalmente plásticos agrícolas (tuberías de riego, acolchados, mallas), envases de insumos y otros materiales utilizados en la producción agrícola intensiva cuya disposición no siempre cuenta con esquemas de recolección diferenciada o sitios autorizados ([PESPA,](#)

[2021](#)). La carencia de infraestructura adecuada para la disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial ha favorecido la presencia de tiraderos clandestinos, donde se mezclan residuos domésticos agroindustriales, y en algunos casos, peligrosos, lo que incrementa el riesgo de infiltración de lixiviados al suelo y al acuífero ([PESPA, 2021](#)). En este contexto, la gestión ambiental en el Valle de Maneadero es relevante para la introducción y dispersión de contaminantes persistentes como los MPs.

En respuesta a la escasez hídrica regional, la PTARN se ha consolidado como una fuente clave de ART para el valle de Maneadero. Desde aproximadamente 2014, cerca de 200 L s⁻¹ de efluente tratado son transportados por medio de tuberías hacia áreas agrícolas, y los cauces intermitentes de los arroyos Las ánimas y San Carlos favoreciendo tanto el riego de cultivos como la recarga artificial incidental del acuífero ([Mendoza-Espinosa y Daesslé, 2018](#)). En el contexto agrícola, el riego con ART se realiza comúnmente mediante piletas de agua, que consiste en estanques o excavaciones artificiales impermeabilizadas a cielo abierto donde se acumulan las ART temporalmente antes de su distribución a los cultivos, lo que permite asegurar su disponibilidad durante periodos secos y también genera condiciones propicias para la retención y acumulación de partículas y contaminantes transportados por el efluentes.

En el presente estudio se evaluó la presencia de MPs en el agua residual tratada almacenada en las piletas para riego, así como en matrices ambientales de los arroyos Las Ánimas, San Carlos y EPB. Adicionalmente, se analizaron suelos agrícolas de parcelas donde se cultivan flores y calabacita (Rancho González, Parcela 96 y Rancho Esparza), seleccionadas en función de diferentes tiempos de exposición de riego de ART, incluyendo una parcela de referencia sin exposición (blanco de referencia), con el fin de

determinar si la duración del uso de ART se asocia con diferencias en la concentración y características de los MPs en los suelos. Este enfoque permitió evaluar la acumulación potencial de MPs bajo un esquema de exposición prolongada y aportó elementos para comprender los riesgos ambientales asociados al reúso de ART en un sistema agrícola hidráulicamente conectado a un ecosistema costero de alto valor ecológico.

3 Metodología

3.1 Muestreo

Selección de sitios de muestreos

La selección de los sitios de muestreo se realizó con el objetivo de evaluar la presencia y dispersión de MPs teniendo en cuenta las principales fuentes, vías de transporte y compartimentos ambientales receptores dentro del Valle de Maneadero y el Estero de Punta Banda.

En primer lugar, la PTARN fue considerada un sitio clave, debido a un estudio previo que documenta la presencia de MPs en su efluente ([Ramírez-Álvarez et al., 2020](#)), así como a antecedentes de fallas operativas y de diseño en el sistema de tratamiento que, al momento de la ejecución del presente estudio, contaba con una rehabilitación del 20%, de acuerdo a lo reportado por medios locales (<https://ensenada.net/noticias/nota.php?id=75435>). La PTARN fue construida con el objetivo de contribuir al saneamiento de la ciudad de Ensenada y opera bajo un esquema de tratamiento biológico de lodos activados con aireación extendida. Según la CESPE, la PTARN actualmente funciona con una capacidad aproximada de $>500 \text{ L s}^{-1}$. El proceso incluye etapas preliminares de retención de sólidos, tratamiento secundario en zanjas de oxidación tipo carrusel para la degradación de la materia orgánica, sedimentación secundaria para la separación de lodos y desinfección

mediante cloración del efluente. La planta cuenta además con infraestructura para el manejo y esparcimiento de lodos y con sistemas auxiliares de recuperación de agua, mientras que el tratamiento terciario mediante filtros rápidos no se encuentra actualmente en operación, al cumplirse con las condiciones de descarga establecidas en la normatividad vigente (<https://www.cespe.gob.mx/public/Infraestructura>).

Posteriormente, se seleccionaron parcelas agrícolas que utilizan el efluente de la PTARN para riego. En este caso fueron elegidas bajo el acompañamiento del Comité Técnico de Aguas Subterráneas del Acuífero de Maneadero (COTAS). Los criterios de selección incluyeron el grado y tiempo de uso del agua residual, la disponibilidad de acceso y la similitud en la actividad agrícola. Bajo estos criterios, se eligieron parcelas ubicadas dentro de los Ranchos González y Esparza, ambas dedicadas al cultivo de flor (Girasol y Williams, respectivamente) y con distinto historial de uso de agua residual, así como la parcela 96 (cultivo de calabacita), la cual utiliza agua de pozo tratada mediante ósmosis inversa, y que fue incluida como sitio contraste. En estas parcelas se analizaron tanto los suelos agrícolas como el agua residual almacenada en piletas de riego. Adicionalmente, para caracterizar el agua residual tratada proveniente directamente de la PTARN, se muestreó el agua de entrada a la pileta del Rancho González, la cual representa el flujo directo del efluente sin procesos adicionales de sedimentación.

Los arroyos Las ánimas y San Carlos fueron seleccionados como sitios de muestreo de agua superficial y sedimentos, debido a que son cuerpos receptores directos del agua residual tratada en la PTARN, además de descargas clandestinas, acumulación de residuos sólidos y escurrimientos provenientes de zonas aledañas. Estos arroyos representan importantes vías de transporte de contaminantes. Conducen tanto las aguas de lluvias

como las descargas residuales hacia el Estero de Punta Banda, actuando como conexión hidrológica entre el valle agrícola y el ecosistema costero.

El Estero de Punta Banda fue incluido como sitio de estudio por su relevancia ecológica y su designación como sitio Ramsar. Este sistema estuarino recibe las aportaciones hídricas provenientes de los arroyos, incluyendo agua residual tratada, además de presentar una interacción directa con el océano. Su inclusión permite evaluar el papel del estero como receptor final y potencial zona de acumulación de MPs transportados desde el sistema continental.

Los pozos de agua subterránea fueron seleccionados con base en su cercanía a los arroyos, considerando su posible vulnerabilidad a la infiltración de contaminantes asociados tanto a las aguas residuales como a los escurrimientos superficiales. Esta selección permite evaluar la presencia de MPs en el acuífero y su relación con las fuentes superficiales identificadas en el área de estudio.

A continuación, se detalla la manera en que se colectaron las muestras por cada matriz en el Valle de Maneadero y el Estero de Punta Banda:

Agua superficial

Se realizó un muestreo de acuerdo con lo descrito por [Tamminga et al. \(2019\)](#) y [Ramírez-Álvarez et al. \(2020\)](#) con algunas modificaciones. El muestreo consistió en la colecta directa de agua en los sitios previamente referenciados, mediante la inmersión de botellas ámbar hasta su llenado completo. Se colectaron 4 L de agua superficial en los arroyos Las Animas (n=3) y San Carlos (n=4), así como en el Estero Punta Banda (n=13). Los sitios de muestreo fueron seleccionados con base en su representatividad hidrológica, ubicación espacial y conectividad con fuentes potenciales de aporte de MPs (Figura 1). El mayor

número de sitios en el EPB se debe a su mayor extensión comprendiendo sitios ubicados desde la boca hasta la cabeza del sistema, mientras que en los arroyos se priorizaron puntos estratégicos asociados a escurrimientos, zonas de descargas de aguas residuales tratadas, áreas de influencia agrícola, y considerando la seguridad y accesibilidad del personal al coleccionar las muestras.

Las muestras fueron recolectadas en botellas ámbar de 4 L, previamente lavadas con jabón micro al 2% y enjuagadas con agua de la llave, acetona y etanol (previamente filtradas, filtro GF/F con tamaño de poros 0.7 µm). Posteriormente, las botellas fueron selladas con aluminio quemado, tapadas y almacenadas hasta su posterior análisis.

Sedimentos y suelos agrícolas

Las muestras de sedimentos se coleccionaron utilizando una Draga Petite Ponar (área de muestra 152 x 152 mm). Consistió en lanzar la draga las veces necesarias en los sitios previamente referenciados, con el fin de recoleccionar sedimentos superficiales a una profundidad de 2 cm, así como lo describen [Dodder et al. \(2012\)](#) y [Macías-Zamora et al. \(2016\)](#). Una vez coleccionado el sedimento, con ayuda de una cuchara metálica se pasaron a latas de metal con capacidad aproximada de 4 oz (4.5 cm alto x 6.3 cm profundidad). Las muestras fueron cerradas y traídas al laboratorio, para ser preservadas en congelación a -4 °C en el cuarto frío hasta su posterior análisis. Resaltar que, debido a los pocos sitios de muestreos en los arroyos, se tomaron dos muestras por cada sitio analizado.

Para la recolección de las muestras de suelos agrícolas se siguió la metodología propuesta por [Sánchez-Osorio, \(2014\)](#) y [Chia et al. \(2024\)](#). Se recoleccionaron muestras de suelos agrícolas (n=20), correspondientes a 4 parcelas (Rancho González, Parcela 96, Rancho Esparza). Para la recolección de las muestras de suelo, se llevó a cabo la conformación de

muestras compuestas integradas mediante la mezcla de tres muestras individuales recolectadas sobre un cuadrante 3x4 m con divisiones de 1 m². Los puntos de muestreo dentro del cuadrante para la recolección de las muestras individuales fueron seleccionados de manera aleatoria. Así, una vez seleccionado los 3 puntos de muestreo para las muestras individuales, se recolectó aproximadamente 1dm² del suelo superficial (10-15 cm de profundidad) ubicado en la parte central de cada cuadrante, mediante el uso de palas metálicas. Las muestras fueron mezcladas dentro de un contenedor metálico, a partir del cual se tomaron aproximadamente 250 g de suelo en frascos de vidrio ámbar, previamente limpiados y calcinados (400 °C/4h) para la eliminación de interferencias. Finalmente, las muestras fueron conservadas en congelación a -4 °C en el cuarto frío hasta su posterior análisis.

Agua residual

Para el análisis de aguas residuales, se recolectaron muestras compuestas obtenidas a partir de dos muestras simples. Se analizaron tres muestras compuestas: una correspondiente al agua proveniente de la PTARN, almacenada en piletas dentro de los campos agrícolas, y dos muestras colectadas a la salida de dichas piletas, punto desde el cual se realiza el riego de los suelos agrícolas.

Adicionalmente, se tomaron dos muestras compuestas como control negativo, correspondiente al agua utilizada para riego en la parcela 96, donde no se emplea agua residual. Estas muestras provinieron de agua de pozo con tratamiento por ósmosis inversa, recolectando una muestra antes del riego al sistema del tratamiento y otra posterior al mismo.

Las muestras se recolectaron utilizando una cubeta metálica de 14 L y se almacenaron en botellas ámbar de 4 L previamente lavadas con metanol y acetona grado HPLC (99.9% y 99.5 % de pureza, respectivamente; Fisher Chemical), los cuales fueron filtrados antes de su uso. Posteriormente las muestras se mantuvieron refrigeradas a 4° C hasta su análisis.

Agua subterránea de pozos

Se tomaron muestras de tres pozos de agua subterránea (Sahara, Olivos y Vegex) ubicados en las cercanías de los arroyos San Carlos y Las Ánimas, mediante un muestreo simple. En cada pozo se recolectaron dos muestras utilizando una cubeta metálica y se almacenaron en botellas ámbar de 4 L previamente lavadas con solventes, como se describió anteriormente. Las botellas fueron tapadas y se mantuvieron en refrigeración a 4 °C hasta su análisis. De cada muestra se tomó un volumen de 1L; posteriormente, los dos litros correspondientes a cada pozo se mezclaron para obtener una muestra compuesta de 2 L, la cual fue utilizada para su análisis.

3.2 Controles de calidad

Para minimizar la contaminación de las muestras por partículas externas durante el muestreo y el análisis, se aplicaron procedimientos de control de calidad basados en protocolos previamente reportados ([Ramírez-Álvarez et al., 2020](#); [Lozano-Hernández et al., \(2021\)](#)), con algunas modificaciones.

Durante el trabajo de laboratorio se evitó el uso de materiales plásticos y se utilizó ropa de algodón. Todo el material de vidrio no volumétrico, los filtros Whatman® GF/C (tamaño de poros 1.2 μm), GF/F (tamaño de poros 0.7 μm) y GF/D (tamaños de poros 2.7 μm), así como el papel aluminio fueron calcinados en mufla a 400 °C durante 4 h antes de su uso. El material que no pudo ser sometido a calcinación se enjuagó secuencialmente con metanol grado HPLC (99.9% de pureza), acetona grado HPLC (99.5% de pureza) y agua destilada.

Las soluciones y reactivos utilizados (etanol, metanol, acetona, peróxido de hidrógeno, reactivo Fenton, agua destilada y desionizada) fueron filtrados antes de su uso mediante filtros de fibra de vidrio GF/F (tamaño de poros 0.7 μm). Los procesos de filtración y observación microscópica se realizaron dentro de vitrinas para reducir la contaminación ambiental.

Durante el muestreo se utilizaron blancos de campo, consistente en frascos de vidrio expuestos al ambiente durante la toma y manipulación de las muestras. En el laboratorio se utilizaron blancos de procedimiento, los cuales consisten en filtros previamente calcinados expuestos al ambiente durante las distintas etapas de análisis de cada conjunto de muestras.

Para evaluar la eficiencia del método, se emplearon controles de recuperación (controles positivos) consistentes en la adición de entre 30 y 40 partículas (~500 μm) de polímeros conocidos (poliéster, polietileno, polipropileno y foam), los cuales fueron sometidos al mismo tratamiento que las muestras. En el caso de sedimentos y suelos agrícolas, se utilizó arena blanca (Sigma-Aldrich) previamente calcinada como matriz de control. Posteriormente, se verificó la integridad de las partículas y se determinó el porcentaje de recuperación del método.

3.3 Tratamientos de las muestras

Agua superficial

Las muestras se filtraron mediante tamices de acero inoxidable con luz de malla de 500, 250, 125, 63 μm , colocados en serie. El material retenido en cada tamiz se recuperó en vasos de precipitados de 600 mL mediante lavados con agua destilada previamente filtrada. Los vasos se cubrieron con tapas de cajas Petri, se rotularon y se almacenaron hasta su análisis. Para la digestión de la materia orgánica se utilizó H_2O_2 al 35% (v/v) de acuerdo con [Mathalon y Hill, \(2014\)](#), con algunas modificaciones. Brevemente, se agregaron de 5 a 10 mL de H_2O_2 al 35% a cada muestra y se dejaron reaccionar durante 3 días en baño María a 45 °C y 50 rpm hasta que cesó la efervescencia, la cual indica la degradación de la de la materia orgánica. Posteriormente, las muestras se filtraron mediante un sistema de filtración al vacío y filtros Whatman® GF/D. Los filtros se colocaron en charolas de aluminio, se cubrieron con papel aluminio y se secaron en una estufa a 45 °C hasta su análisis.

Sedimentos y suelos agrícolas

Las muestras de sedimentos y suelos agrícolas se descongelaron y después se secaron en la estufa a 45 °C durante una semana hasta remover toda la humedad. Cada muestra se homogeneizó cuidadosamente con una espátula metálica previamente lavada con solventes filtrados. Posteriormente, se pesaron 10 g de sedimento seco y se depositaron en vasos de precipitado de 600 mL.

La eliminación de la materia orgánica se realizó siguiendo el protocolo descrito por [Hurley et al. \(2018\)](#), con algunas modificaciones. La digestión se llevó a cabo utilizando el reactivo Fenton. Debido a las limitaciones de espacio en el laboratorio y con el fin de garantizar un mayor control en el procesamiento de las muestras, la digestión se realizó en lotes de ocho muestras, incluyendo el blanco de procedimiento y el blanco fortificado (control positivo). La digestión se realizó bajo condiciones 1:1 (v/v), el cual consistió en agregar 50 mL de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y posteriormente, 50 mL de H_2O_2 al 35% (lentamente, se adiciono 5 mL cada minuto) a cada muestra seca de sedimento y suelo agrícola. El proceso de eliminación de la materia orgánica se llevó a cabo en condiciones de baja temperatura (baño de hielo, ~ 4 °C) y tuvo una duración de aproximadamente 24 hr para cada lote de muestras. Una vez finalizada la digestión, el sobrenadante de cada muestra fue filtrado. Posteriormente, el material filtrado y el sedimento residual en el fondo de los vasos de precipitado, se llevó a secar en la estufa a 45 °C hasta sequedad. Una vez seco el sedimento, se procedió con la separación de densidad con una solución de CaCl_2 con el fin de recuperar todo el material de plástico que se quedó en el sedimento analizado alcanzando densidades hasta 1.43 g cm^{-3} .

Para la preparación del reactivo Fenton se realizaron previamente pruebas para aseverar que la metodología propuesta por [Hurley et al. \(2018\)](#) podría ser replicada bajo nuestras condiciones de laboratorio. Para el proceso de replicación, se tomaron como referencia 20 gr de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ en seco y se disolvieron en un litro de agua desionizada utilizando una espátula metálica lavada previamente con solventes. Se midió el pH inicial de la solución utilizando un potenciómetro digital y se ajustó con aproximadamente 2 gotas de ácido sulfúrico (H_2SO_4) utilizando pipetas Pasteur previamente quemadas. Una vez ajustado el pH la solución se filtró con el equipo de vacío utilizando filtros GF/F y se conservó en frascos de vidrio tapados con vidrio reloj y Parafilm, esto último para evitar la rápida oxidación de la solución.

El montaje del escenario de digestión para mantener a baja temperatura las muestras durante el proceso de digestión utilizó un baño de hielo (Figura 2) con agua fría ($\sim 4^\circ\text{C}$) para evitar el incremento de la temperatura en la solución. En el proceso de digestión, las muestras se mantuvieron bajo supervisión por 4 horas y se monitorearon parámetros como la temperatura (termómetro digital láser), pH (tiras de papel para medir pH), efervescencia y hielo. Se evitaron temperaturas dentro de la solución superiores a 40°C , aumento de pH >3 y la realización de otros procesos de laboratorio que interfirieran con la digestión (como por ejemplo la utilización de la mufla a 400°C) ([Hurley et al., 2018](#)).

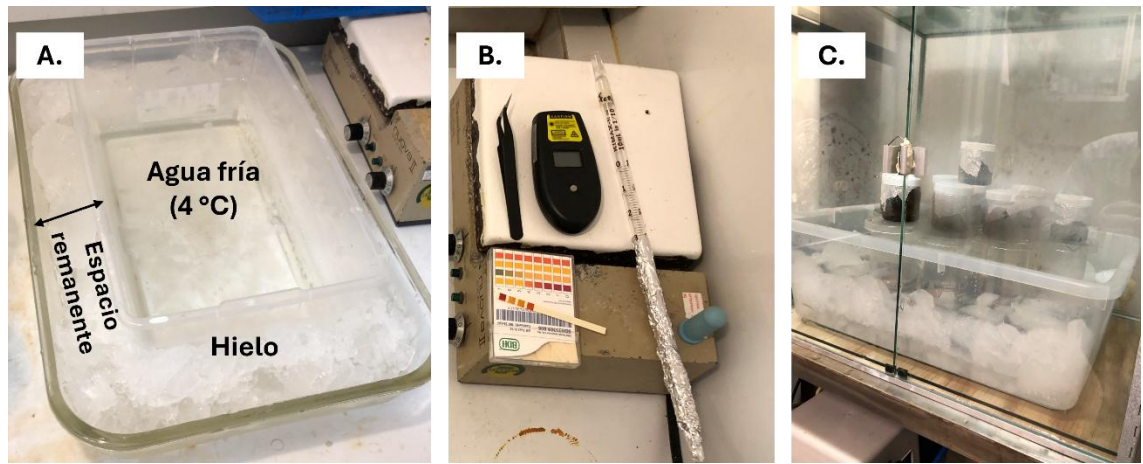


Figura 2. *Materiales utilizados para la digestión de sedimentos, suelos agrícolas y aguas residuales. A. Charolas utilizadas con hielo en el espacio remanente. B. Instrumentos utilizados para monitorear las condiciones de las muestras durante la digestión. C. Sistema completo con muestras en el proceso de digestión*

Para el proceso de separación de densidad, las muestras de sedimentos y suelos agrícolas fueron transferidas a matraces de vidrio con capacidad de 125 mL. La solución de CaCl_2 se preparó haciendo pruebas con anticipación y se consideraron disolver 87.5 g de CaCl_2 seco en 100 mL de agua destilada, es decir, para una solución de 1 L se debe disolver 875 g de CaCl_2 . Con las condiciones anteriores, se alcanzaron densidades de 1.43 g cm^{-3} . La solución se filtró para posteriormente ser utilizada en el proceso de separación de densidad en los sedimentos y suelos agrícolas previamente secos. Se adicionaron 50 mL de solución de CaCl_2 a cada muestra y se agitaron vigorosamente durante 2 minutos. Posteriormente, se agitaron en un shaker (agitador orbital) a 175 rpm durante 10 minutos. Cabe resaltar que, a esta velocidad no se observó pérdida de muestra, lo cual fue verificado durante el periodo de prueba del método (Figura 3).

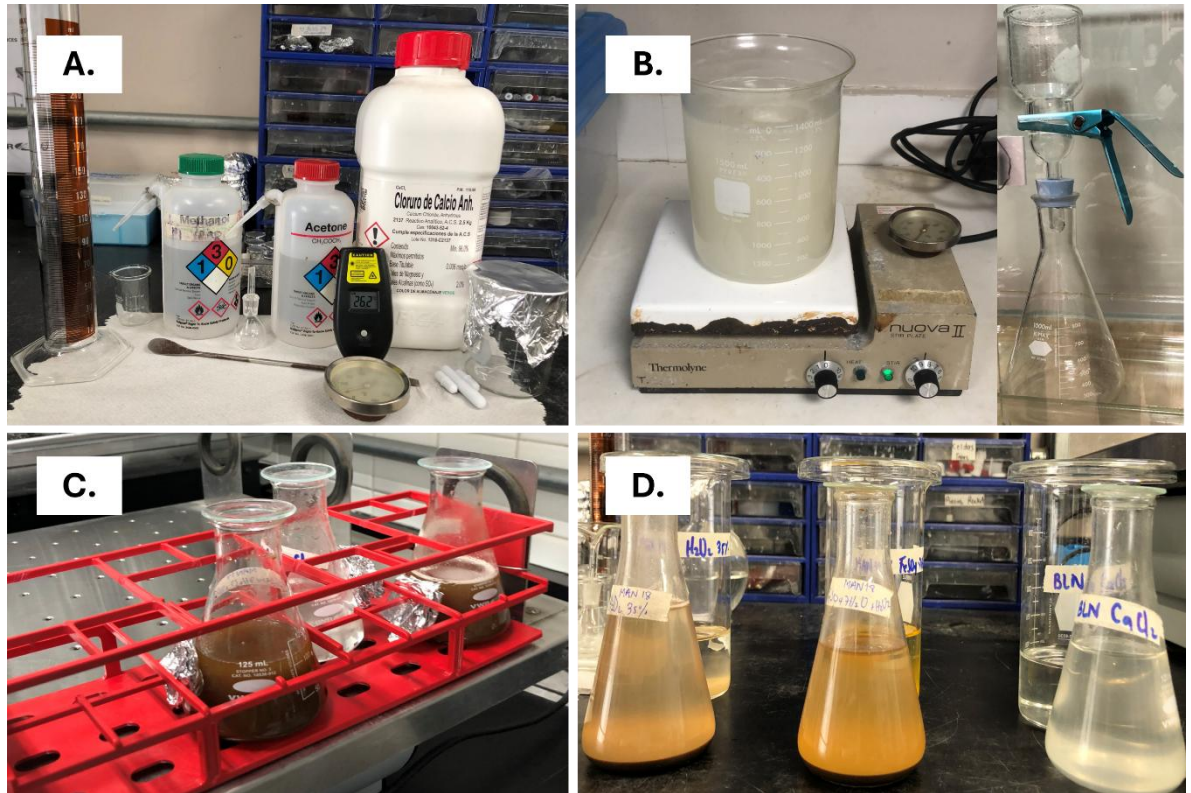


Figura 3. *Proceso de separación de densidad de los sedimentos y suelos agrícolas previamente digeridos con reactivo Fenton. A. Materiales utilizados para la preparación de la solución y medición de la densidad, B. Solución en agitándose en una plancha con agitador, C. Muestras con solución sobre el agitador shaker y D. Muestras reposadas durante 24 h para favorecer la sedimentación y posteriormente filtrarlas.*

Este proceso se realizó tres veces a cada muestra sumando un total de 72 horas de separación por grupo. Cada que se preparó una solución nueva de CaCl_2 se midió la densidad de la solución utilizando un picnómetro y desarrollando las siguientes dos ecuaciones:

$$\rho = \frac{m}{v}$$

$$\rho_x = \frac{mb}{m_{dest}} \times \rho_{dest}$$

Donde: ρ : densidad (g cm^{-3}); m : masa del picnómetro (g); v : volumen del picnómetro (mL); ρ_x : densidad (g cm^{-3}); mb : masa del picnómetro con la solución (g); m_{dest} : masa del picnómetro con agua destilada (g); ρ_{dest} : densidad del agua destilada (g cm^{-3}).

Una vez terminado el proceso de separación de densidad, el sobrenadante se filtró al vacío con filtros GF/D ($2.7 \mu\text{m}$), se dispusieron en charolas de aluminio y se secaron a $45 \text{ }^\circ\text{C}$. Una vez finalizada la separación por densidad, el sedimento residual fue secado en charolas de aluminio. Posteriormente, se seleccionaron aleatoriamente algunas muestras procesadas para verificar, mediante inspección microscópica, que el tratamiento hubiera ayudado a remover adecuadamente los MPs. Estos resultados se compararon con los blancos fortificados (control positivo) como parte del control de calidad del método.

Para determinar el tamaño de grano se tomaron 10 g de sedimento y suelos agrícola seco previamente homogeneizado por muestra. Se utilizó un tamizador electromagnético y tamices de acero inoxidable de 1000, 500, 250, 125 y $63 \mu\text{m}$ con una bandeja colectora. Posteriormente, se calculó el peso del material retenido en cada tamiz y se obtuvo el porcentaje correspondiente de cada fracción.

Agua residual

Se prepararon muestras compuestas a partir de dos muestras simples. De cada muestra simple se extrajeron 1 L y se transfirió a un vaso de precipitado de vidrio de 2 L previamente quemado, hasta obtener la muestra compuesta. Posteriormente, las muestras se tamizaron mediante una serie de tamices de acero inoxidable con apertura de malla de 500, 250, 125, $63 \mu\text{m}$ de luz de malla colocados en serie. El material retenido en cada tamiz se recuperó utilizando la menor cantidad de agua destilada previamente filtrada y se transfirió a vasos de precipitados de vidrio. Debido al alto contenido de materia orgánica,

las muestras se consideraron matrices ambientales complejas y se aplicó el método propuesto por [Hurley et al. \(2018\)](#), que consistió en una digestión en frío (baño de hielo), siguiendo el mismo procedimiento realizado para sedimentos y suelos agrícolas. La reacción se obtuvo añadiendo 75 mL de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y posteriormente, 75 mL de H_2O_2 al 35% (v/v), agregando lentamente. La eliminación de la materia orgánica requirió aproximadamente 24 h por cada grupo de muestras. Finalmente, los filtros fueron colocados en charolas de aluminio, se cubrieron con papel aluminio y se secaron en una estufa a 45 °C hasta su posterior análisis.

Agua subterránea de pozos

Las muestras se procesaron de la misma forma descrita en la metodología de análisis de agua superficial, siguiendo el mismo procedimiento de tamizado, digestión y secado.

3.4 Cuantificación, clasificación e identificación de microplásticos

Se siguió la metodología descrita por [Lozano-Hernández et al. \(2021\)](#). Una vez secos los filtros de cada matriz analizada, los potenciales microplásticos (pMPs) se identificaron mediante un microscopio estereoscópico Olympus SZX7 (70x) equipada con una cámara Olympus LC30 adaptada. Los pMPs se clasificaron de acuerdo con su forma (fibra, fragmentos, pellet, películas) y se determinó su tamaño utilizando el software de imágenes Olympus cellSens. Finalmente, el registro fotográfico se guardó utilizando el mismo rótulo de identificación de la muestra. Para el análisis químico, cada pMPs se caracterizó mediante microespectroscopía infrarroja por transformada de Fourier en modo de reflectancia total atenuada (μ -FTIR-ATR), utilizando un espectrómetro Nicolet™ IN10 (Thermo Fisher Scientific) equipado con un cristal Slide-On MiCRO-Tip™ ATR de germanio y un detector de telururo de mercurio-cadmio enfriado con nitrógeno líquido.

Los espectros se adquirieron con 16 escaneos en un rango espectral de 650 a 4000 cm^{-1} , con una resolución de 4 cm^{-1} y un área de análisis de $50 \times 50 \mu\text{m}$. El límite operacional de las partículas analizadas fue de 10 μm .

Por otra parte, para el análisis químico de partículas de mayor tamaño se utilizó un espectrómetro FTIR Summit™ X. Los espectros se adquirieron en modo transmitancia (%), con 3 escaneos por muestra y una resolución espectral de 4 cm^{-1} . La identificación de los polímeros se realizó mediante la comparación espectral con 19 bibliotecas incluidas en el software OMNIC Paradigm, considerando los tres mejores resultados de búsqueda. Por último, solo se consideraron como MPs aquellas partículas confirmadas como polímeros sintéticos con un porcentaje de coincidencia (match) $\geq 70\%$. En los casos en que el porcentaje de coincidencia fue menor a este umbral se realizaron hasta tres mediciones en diferentes zonas de la misma partícula para confirmar la consistencia del espectro. Aquellas partículas cuyos espectros no correspondieron de manera consistente a un polímero sintético o a un material natural reconocido por las bibliotecas, o que no generaron señales espectrales claras debido a la degradación del material, interferencias superficiales o a su tamaño reducido, estas clasificaron como partículas no plásticas.

Variables físicas complementarias

Con el fin de identificar la intrusión de agua dulce proveniente de los arroyos en el EPB, se realizaron mediciones de salinidad en todos los puntos de muestreo mediante un CTD YSI CastAway. Las mediciones se efectuaron durante los días 16 y 17 de abril de 2024, en un horario comprendido entre las 09:00 y 15:00 h y entre las 09:00 y 13:00 h, respectivamente. Adicionalmente, los resultados obtenidos se contrastaron con datos independientes de salinidad colectados mediante nueve lances consecutivos (L1-L9)

durante los días 15 y 16 de abril de 2024 por [Gómez-Arias et al., \(en revisión\)](#). Dicho monitoreo se llevó a cabo a lo largo de un periodo de 19 horas, iniciando a las 15:28 h, con registros cada dos horas. Estas mediciones se efectuaron exclusivamente dentro del canal principal del estero, abarcando desde la zona media del sistema hasta la boca.

Para identificar la distribución y movilización de los MPs se obtuvieron los momentos de marea (llenante y vaciante) durante el periodo de muestreo en el EPB, se calcularon las predicciones de marea astronómica referida a la bajamar media inferior (BMI) a partir del software MAR v1.0. En particular, se descargaron los datos correspondientes a los días 15, 16 y 17 de abril de 2024. Posteriormente, las series de marea fueron procesadas y graficadas mediante el software MATLAB.

3.5 Análisis estadístico y similitud entre matrices

La similitud entre matrices teniendo en cuenta características físicas (color y forma) y química (polímero) de los MPs, fue representada con diagramas de Venn.

Para determinar las variaciones en la concentración y composición de MPs en los distintos compartimentos ambientales, se aplicaron pruebas no paramétricas debido a la falta de normalidad en los datos. En primer lugar, se utilizó la prueba de Kruskal Wallis para identificar diferencias globales en las concentraciones de MPs entre grupos, seguida de una prueba *post hoc* de Dunn con corrección de Bonferroni para determinar específicamente entre qué compartimiento o matrices ocurrían dichas diferencias. Todos los análisis estadísticos y la representación gráfica de los resultados se realizaron en el software RStudio. Las concentraciones de MPs se expresaron como MPs/L para las matrices de agua superficial, subterránea y residual, y como MPs/g de peso seco para sedimentos y suelos agrícolas.

4 Resultados

Teniendo en cuenta todas las muestras de las matrices ambientales analizadas, se identificaron un total de 3453 posibles microplásticos (pMPs), de los cuales fue posible realizar el análisis químico mediante μ -FTIR-ATR del 78.89% (2724 partículas). Se encontraron distintas formas en las partículas, principalmente fibras (91.52%), seguido de los fragmentos (8.04%), foam (0.40%) y películas (0.04%) (Figura 4).

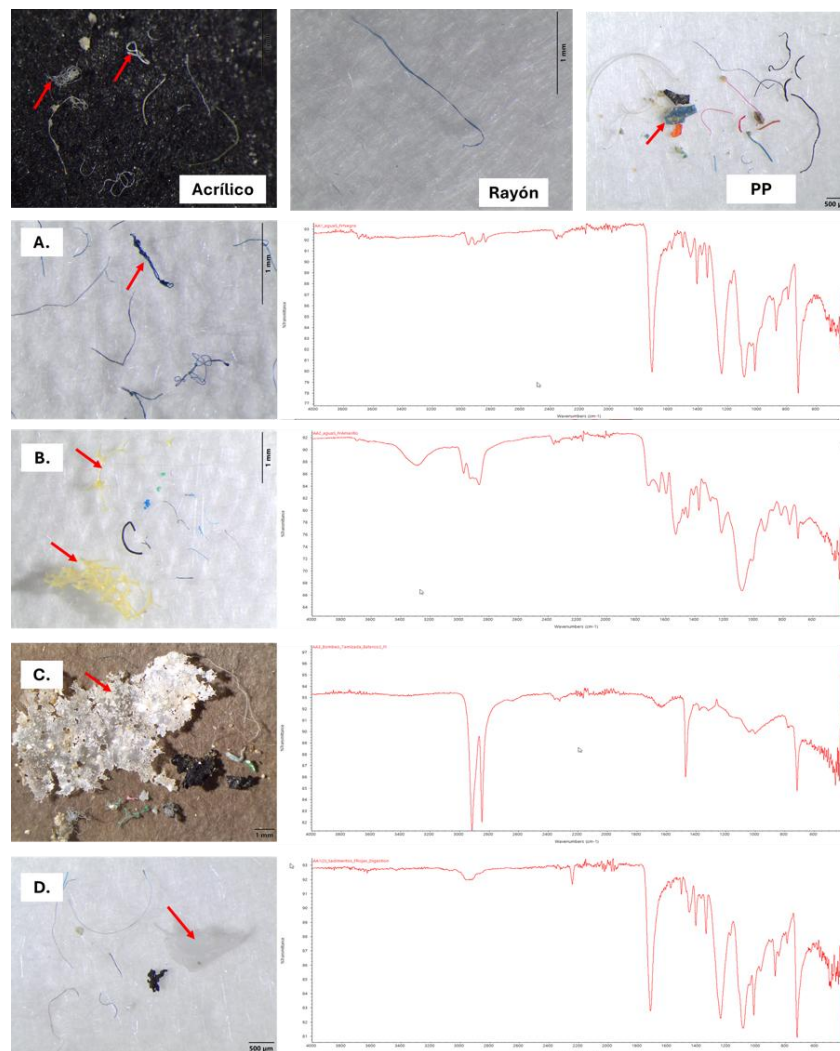


Figura 4. Polímeros comunes que se encuentran en los MPs y algunos con su espectro obtenidos con μ -FTIR-ATR. Las imágenes superiores corresponden a fibras de acrílico, fibra de rayón y fragmentos de polipropileno. A. Fibra de PET, B. Fragmentos de poliuretano aislado, C. Fragmento de polietileno, D. Fragmento de PET.

La proporción de tamaños de las partículas de MPs por sitio de muestreo y matriz analizada, se muestran en la Figura 5. En general, se observó que las fibras dominaron las clases de tamaño mayores, particularmente aquellas superiores a 250 μm , las cuales presentaron la mayor proporción en la mayoría de los sitios y matrices analizadas. En contraste, los fragmentos presentaron una distribución de tamaños más variable, con una mayor representación en las clases de tamaño menores, principalmente por debajo de los 250 μm , y en algunos casos concentrando en la fracción inferior a 100 μm .

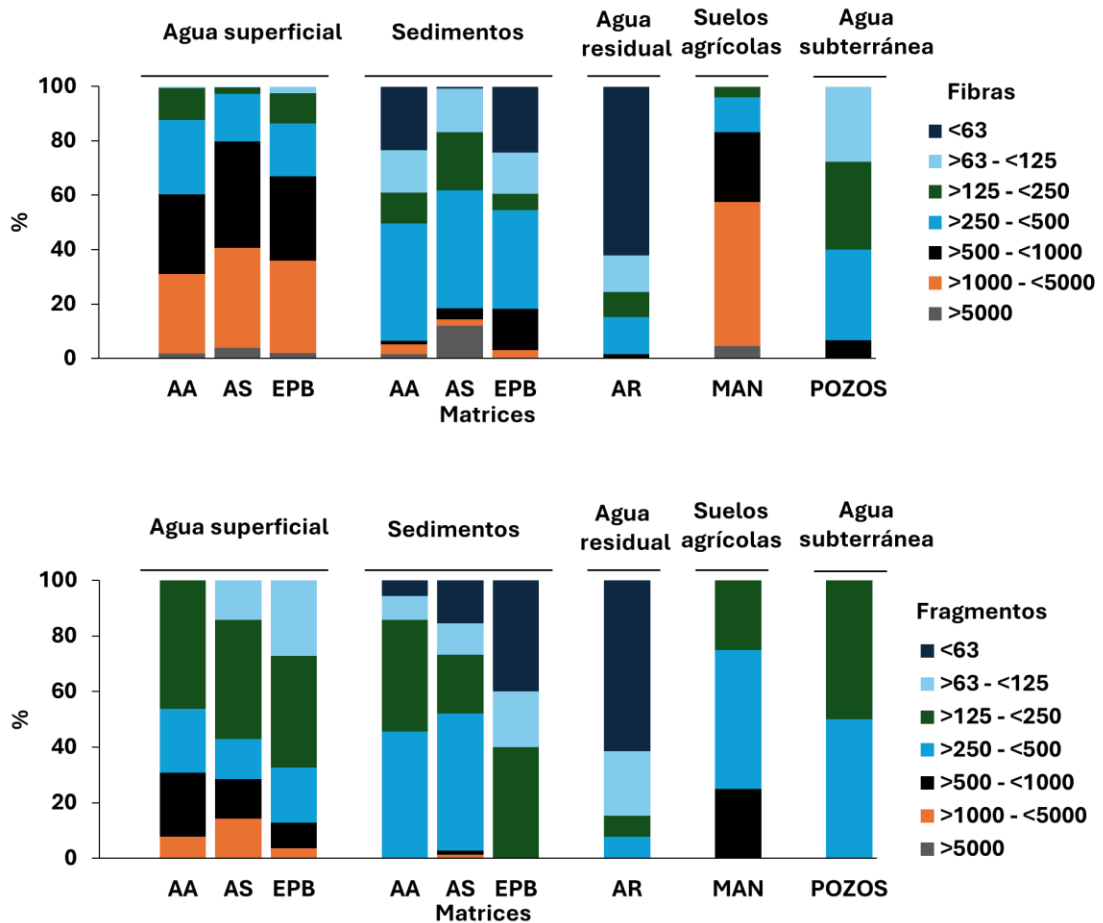


Figura 5. Proporción de las clases de tamaño de microplásticos para fibras (arriba) y fragmentos (abajo) en cada sitio de muestreo y para cada matriz analizada en el Valle de Maneadero, Baja California. AA: arroyo Las ánimas, AS: arroyo San Carlos, EPB: Estero de Punta Banda, AR: agua residual, MAN: suelos agrícolas.

4.1 Controles de calidad

Se identificaron un total de 54 fibras en la totalidad de los blancos de procedimiento. De estas, únicamente el 24.1% (13 partículas) se identificaron como polímeros plásticos. Los polímeros detectados incluyeron PET, acrílico, celofán, polipropileno (PP) y satín. El resto de las partículas se clasificaron como no plásticas, compuestas principalmente por algodón, celulosa y materiales no identificados. Los porcentajes de recuperación de los controles positivos estuvieron entre el 70 y 100% (Tabla 4).

Tabla 4. Porcentaje del control positivo por matriz, sitio y tipo de polímero. Poliéster (PET), polipropileno (PP), polietileno de alta densidad (HDPE), polietileno de baja densidad (LDPE) y cloruro de polivinilo (PVC). AA: Arroyo Las Ánimas, AS: Arroyo San Carlos, EPB: Estero de Punta Banda.

Matriz	Sitio	Control positivo (%)				
		PET	PP	HDPE	LDPE	PVC
Agua superficial	AA	100	100	100	100	100
	AS	100	100	100	100	100
	EPB	100	100	100	100	100
Agua bombeada	AA	83	100	100	100	100
	AS	83	100	100	100	100
	EPB	100	100	90	90	90
Sedimentos	AA	80	100	80	93	93
	AS	80	100	80	93	93
	EPB	80	88	80	70	70
Suelos agrícolas	Plantaciones agrícolas	81	91	100	97	97
Agua residual	Lagunas de depósito del agua residual	80	100	100	100	90
Agua subterránea de pozos	Pozos cercanos	100	100	90	100	90

4.2 Concentración de microplásticos

Agua superficial

Las concentraciones de MPs en la matriz agua superficial se presentan en la Figura 6. En el caso del Arroyo Las Ánimas (AA), la concentración promedio fue de 7.5 ± 4.75 MPs/L (media \pm desviación estándar), con un valor máximo en el punto AA2 de 11.5 MPs/L y un mínimo de 2.25 MPs/L en el punto AA1.

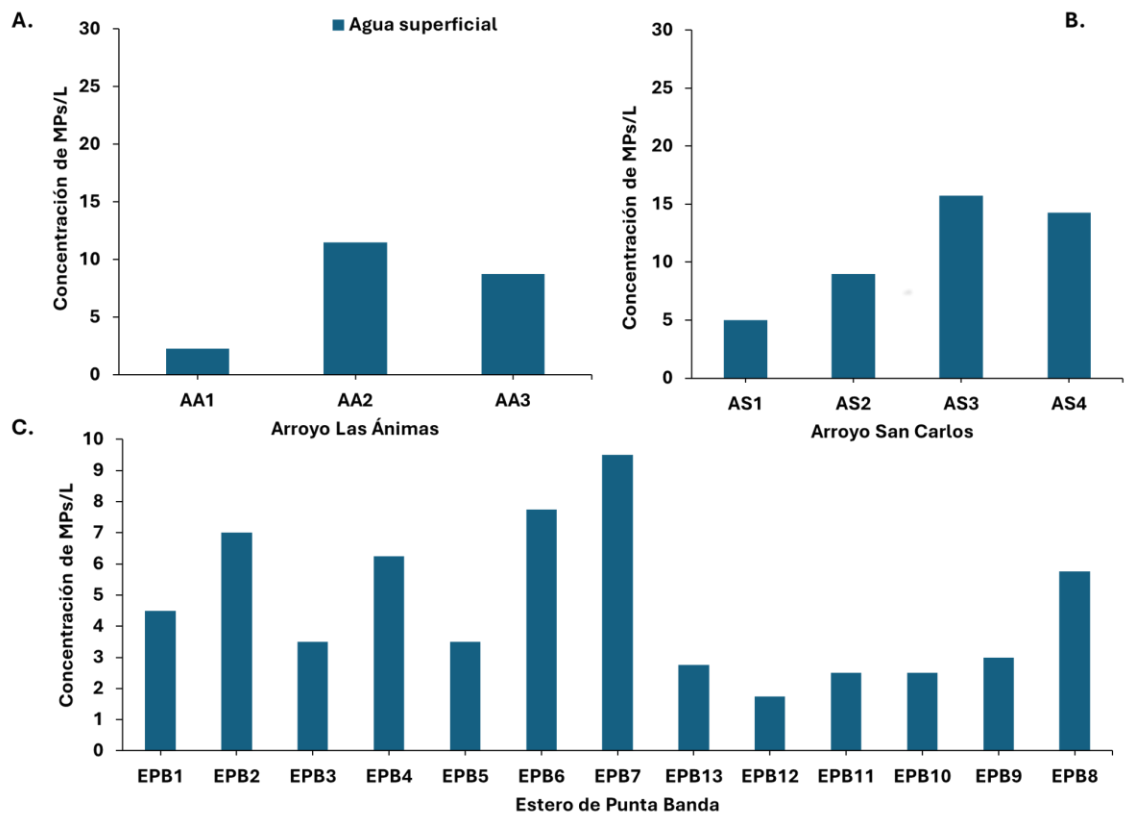


Figura 6. Concentración de MPs (MPs/L) en las muestras de agua superficial. A. Concentraciones encontradas en el arroyo Las Animas, B. Concentraciones encontradas en el arroyo San Carlos y C. Concentraciones encontradas en el Estero de Punta Banda.

. Para el Arroyo San Carlos (AS), se obtuvo una media de 11 ± 4.94 MPs/L, destacando el punto AS3 con la mayor concentración (15.75 MPs/L) y AS1 con la más baja (5 MPs/L).

En el caso del Estero de Punta Banda, la media fue de 4.63 ± 2.40 MPs/L, registrándose el valor más alto en EPB7 (9.5 MPs/L) y el más bajo en EPB12 (1.75 MPs/L).

Sedimentos y suelos agrícolas

Prueba de protocolos para la digestión de la materia orgánica en sedimentos y suelos agrícolas

Se replicó la metodología de [Hurley et al. \(2018\)](#) con algunas modificaciones, evaluando dos protocolos para la digestión de la materia orgánica (peróxido de hidrógeno y reactivo Fenton) en muestras ambientales complejas por alto contenido de materia orgánica. Con base en los resultados obtenidos, se seleccionó el reactivo Fenton para el procesamiento de las muestras, las razones se detallan a continuación.

En el protocolo 1, utilizando peróxido de hidrógeno (H_2O_2 al 35%), se determinó que para 10 g de sedimento o suelos agrícolas se requiere un volumen de 50 mL del reactivo. La digestión se inició a temperatura ambiente por 25 minutos y posteriormente se aceleró en estufa a $45\text{ }^\circ\text{C}$ hasta la desaparición de la efervescencia, que para este caso fue después de más de 3 días.

En el protocolo 2, con el reactivo Fenton, se estableció que para 10 g de sedimento se requieren 50 mL de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ y 50 mL de H_2O_2 al 35%, manteniendo la reacción en condiciones frías, lo que permitió una digestión completa en 24 horas.

El porcentaje de recuperación fue de 87.5% para el protocolo 1 y de 100% para el protocolo 2, por lo que este último fue elegido para el procesamiento de las muestras en este estudio (Tabla 5).

Asimismo, se evaluaron los cambios físicos en las partículas (color, forma y degradación). Con el uso de H₂O₂ al 35% se observaron alteraciones, como la decoloración de fragmentos del PP y de fibras de PET (Figura 7), mientras que con el reactivo Fenton no se evidenciaron cambios físicos en las partículas al ser observadas bajo el microscopio estereoscópico (Figura 8).

Tabla 5. Generalidades de los protocolos evaluados en el laboratorio. Las generalidades marcadas con las estrellas rojas fueron las relevantes en este estudio para la elección del reactivo Fenton

GENERALIDADES	PERÓXIDO DE HIDROGENO 35% Protocolo 1	REACTIVO FENTON Protocolo 2
Volumen de solución	50 ml de solo peróxido al 35%	100 ml (Concentración 1:1 50 ml de FeSO ₄ 7H ₂ O y 50 ml H ₂ O ₂ al 35%)
* Tiempo de digestión	> a 3 días	~ 24 horas
Temperatura de reacción	45 °C	< a 20 °C
pH	~ 2 – 4 (mismo pH del peróxido)	~1 - 3
* Cambio en las partículas	Si produjo cambios en las partículas	No se evidenció cambios en las partículas
* Porcentaje de recuperación del protocolo	87.5%	100%

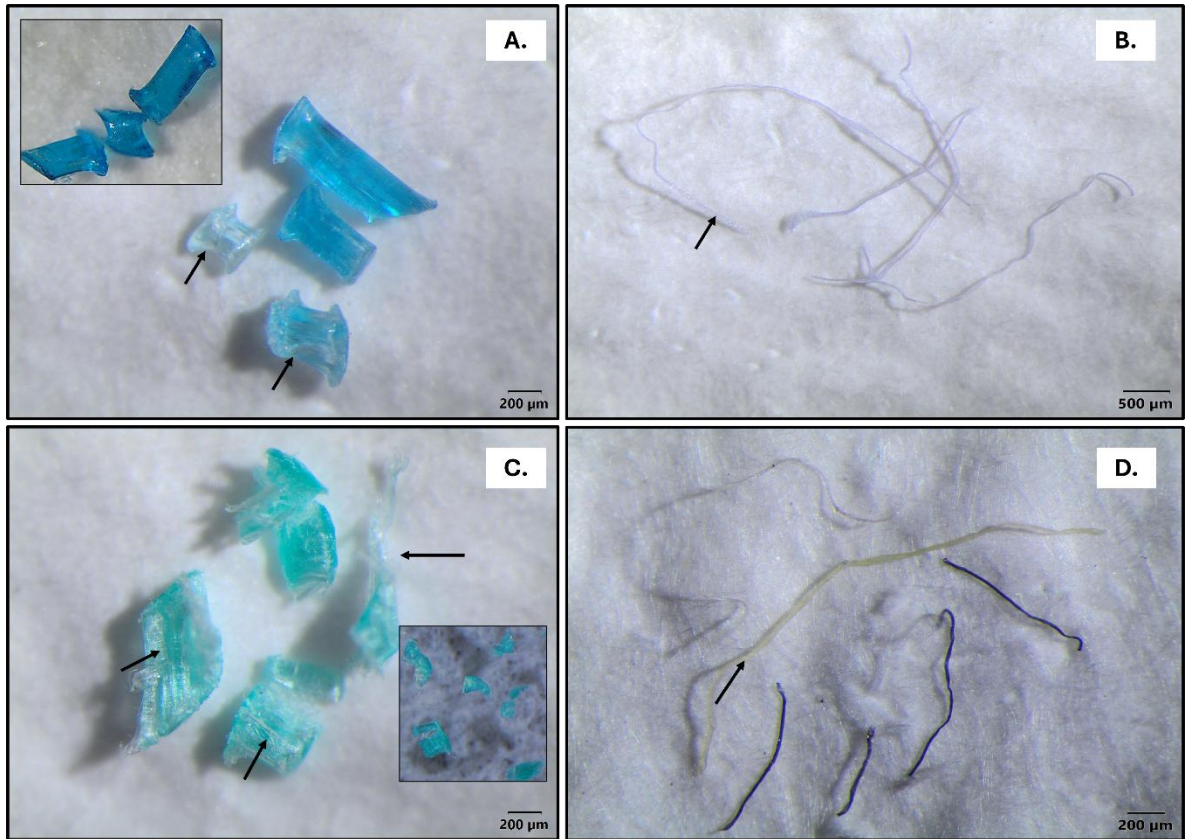


Figura 7. Cambios físicos en las partículas utilizando digestión con H_2O_2 al 35%. A. Partículas azules de PP decoloradas, B. Fibras azules de PET decoloradas, C. Fragmentos verdes de PP decolorados y D. Fibras negras y amarillas de PET. Se muestran cambios en el color, el recuadro pequeño en el inciso A muestra la partícula antes del proceso de digestión.

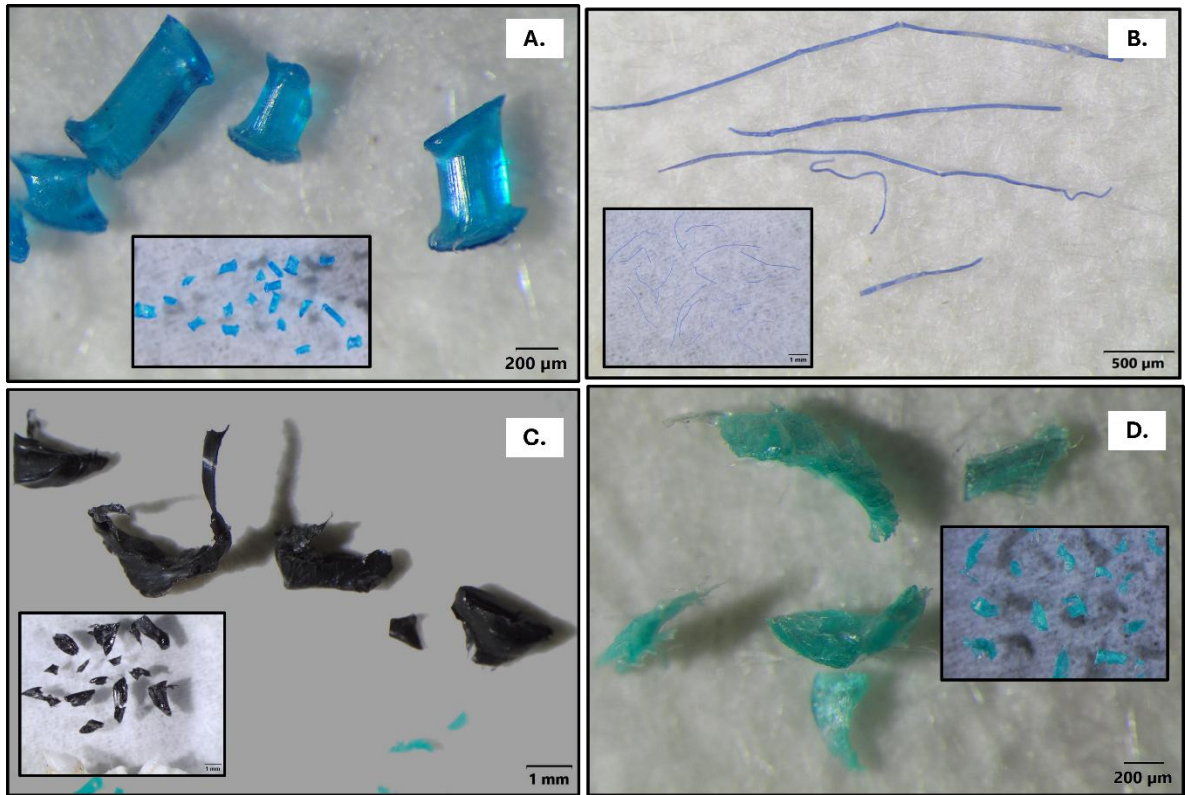


Figura 8. Cambios morfológicos en las partículas sometidas a digestión con reactivo Fenton. A. Partículas azules de PP, B. Fibras azules de PET, C. Fragmentos negros de PVC y D. Fragmentos verdes de PP. No se muestran cambios en el color, el recuadro pequeño es como originalmente es la partícula.

Las concentraciones en las matrices de sedimentos y suelos agrícolas se muestran en la Figura 9. Para el AA, la concentración promedio fue de 5.38 ± 5.67 MPs/g. Las muestras del punto AA2 (AA2-1 y AA2-2) registraron las concentraciones más elevadas, con valores entre 12.8 y 3.8 MPs/g, respectivamente. En contraste, el punto AA3 presentó las concentraciones más bajas, con 0.8 MPs/g en la muestra AA3-2 y 2.6 MPs/g en AA3-1. En el punto AA1 se observó una marcada diferencia entre las dos muestras recolectadas. Mientras que AA1-1 tuvo una concentración de apenas 0.1 MPs/g, en AA1-2 se detectaron 12.2 MPs/g, siendo esta última la segunda concentración más alta entre todas las muestras analizadas en el arroyo Las Ánimas.

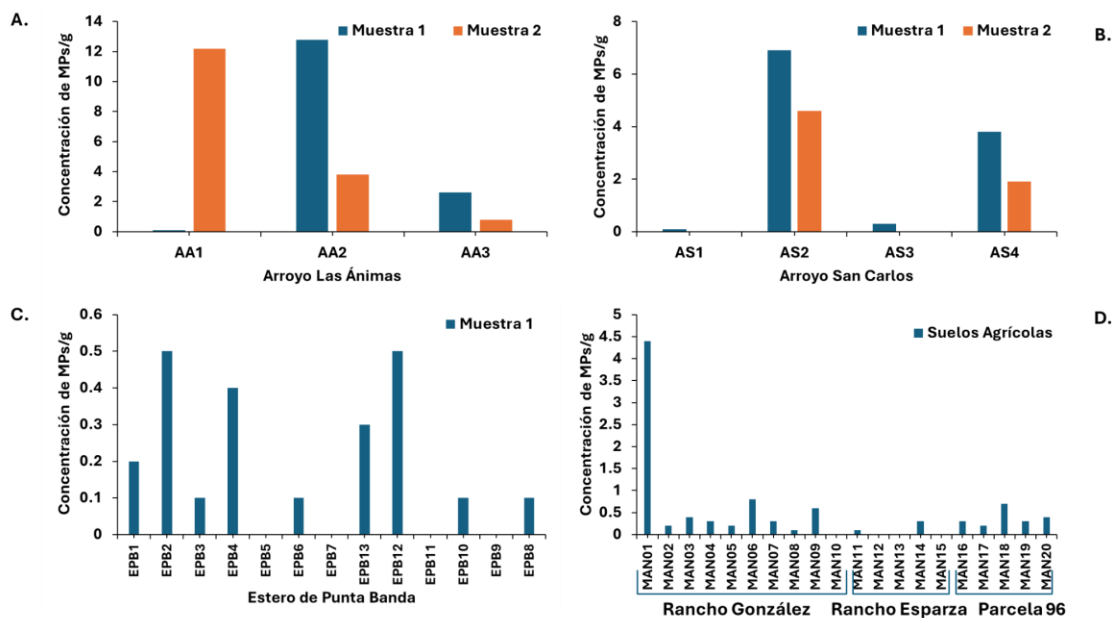


Figura 9. Concentración de MPs (en MP/L) en sedimentos y suelos agrícolas por sitios muestreados en los arroyos la Animas (AA), San Carlos (AS), en el Estero de Punta Banda (EPB) y en los suelos agrícolas (MAN). Los sedimentos de los arroyos de cada sitio fueron analizados por duplicado. La concentración está dada en Microplásticos por gramos (MPs/g).

En lo que respecta al AS, la concentración promedio fue de 2.51 ± 2.67 MPs/g. Las muestras del punto AS2 (AS2-1 y AS2-2) mostraron las concentraciones más altas, con 6.9 y 4.6 MPs/g, respectivamente. En el punto AS4 también se observaron valores moderados, con 3.8 y 1.9 MPs/g. A diferencia de los puntos AS1 y AS3 que presentaron las concentraciones más bajas. AS1-1 con 0.1 MPs/g, AS3-1 con 0.3 MPs/g y en el sitio AS3-2 no se detectaron partículas de MPs (0 MPs/g).

En los sedimentos del Estero de Punta Banda, se encontró una concentración media de 0.19 ± 0.19 MPs/g, donde los sitios EPB2 y EPB12 tuvieron la mayor concentración de MPs (0.5 MPs/g). Las menores concentraciones se evidenciaron en los puntos EPB5, EPB7 y EPB11, observándose concentraciones equivalentes a cero MPs/g.

En los suelos agrícolas se obtuvieron resultados de las cuatro parcelas muestreadas (2 en Rancho González, Rancho Esparza y parcela 96). La concentración media general fue de 0.48 ± 0.95 MPs/g. Para el Rancho González (MAN01 – MAN05), la concentración encontrada fue de 1.10 ± 1.85 MPs/g, siendo la concentración máxima identificada en el punto MAN01 (4.4 MPs/g), mientras que los puntos MAN02 y MAN05 tuvieron las menores e iguales concentraciones (0.2 MPs/g). Para la otra parcela perteneciente al mismo Rancho González (MAN06-MAN10), la concentración media fue de 0.36 ± 0.34 MPs/g, la mayor concentración corresponde al sitio MAN06 (0.80 MPs/g) y la más baja al sitio MAN10 en el cual no se identificaron partículas plásticas.

La parcela Rancho Esparza tuvo una concentración media de 0.08 ± 0.13 MPs/g, con una concentración máxima en el punto MAN11 (0.10 MPs/g) y mínima en los puntos MAN12 y MAN15 donde no se identificaron MPs. Para la parcela 96 que no se riega con agua residual, la concentración media fue de 0.38 ± 0.19 MPs/g. La concentración más baja fue de 0.20 MPs/g (MAN17) y la más alta se encontró en el sitio MAN18 con 0.70 MPs/g.

Tamaño de grano del sedimento y suelo agrícola

En la Figura 11 se muestra la composición porcentual del tamaño de grano en los sedimentos y suelos agrícolas analizados en cada sitio de muestreo. La caracterización del tamaño de grano mostró una dominancia clara de la fracción arenosa, principalmente compuesta por arenas finas a medias ($>63-1000\mu\text{m}$), las cuales representaron entre el 85% y más del 95% del total del sedimento en la mayoría de los sitios analizados.

En los arroyos (AA y AS), los sedimentos estuvieron compuestos mayormente por arena fina a media, alcanzando valores superiores al 94% en sitios como AA03, AS01 y AS02,

mientras que la fracción más fina ($<63 \mu\text{m}$) representó porcentajes mínimos, inferiores al 6%.

En el Estero de Punta Banda, la arena fina a media también predominó, aunque con una mayor heterogeneidad entre sitios (Figura 10). Los valores más altos ($>90\%$) se observaron en EPB05, EPB06, EPB10 y EPB11, mientras que los sitios EPB01, EPB02, EPB03, EPB04 y EPB07 mostraron una proporción considerablemente mayor de fracción fina, alcanzando entre 22% y 31%. Esto indica una mayor retención de sedimentos finos en estas zonas internas del estero (cabeza y medio).

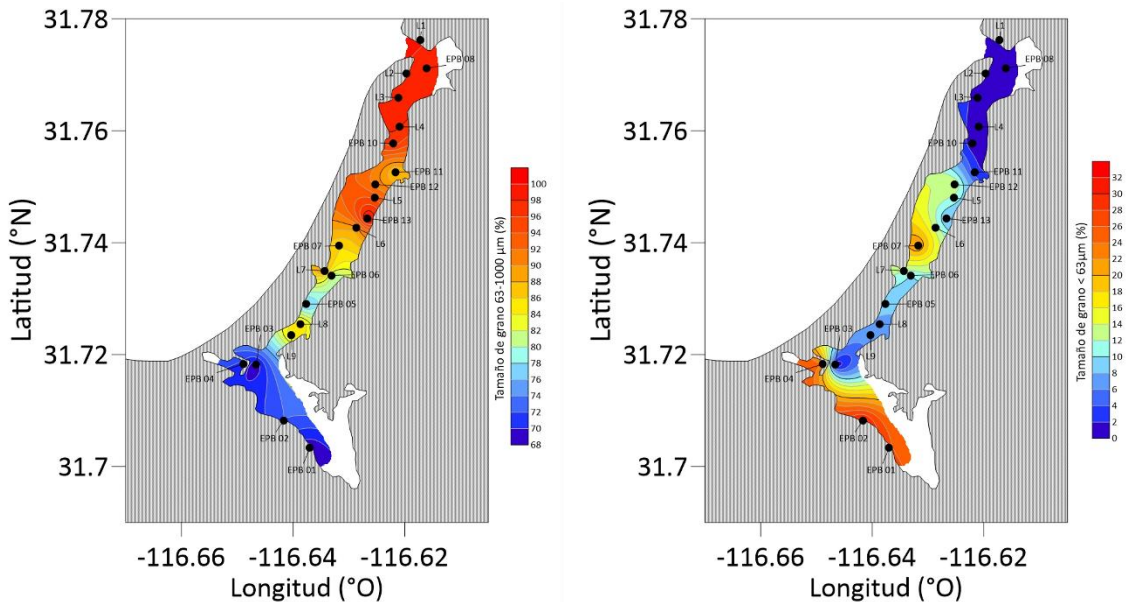


Figura 10. Variación espacial del tamaño de grano en el Estero de Punta Banda. Tamaño de grano de 63-1000 μm y $<63 \mu\text{m}$

En suelos agrícolas (MAN, Figura 11), los resultados también reflejaron un predominio de la arena fina a media (superior al 80%), aunque con un aumento de la fracción fina en algunos sitios del valle, especialmente en MAN16, MAN17, MAN18, MAN19 y MAN20 (Parcela 96), donde las proporciones de partículas $<63 \mu\text{m}$ oscilan entre 13 y 18%.

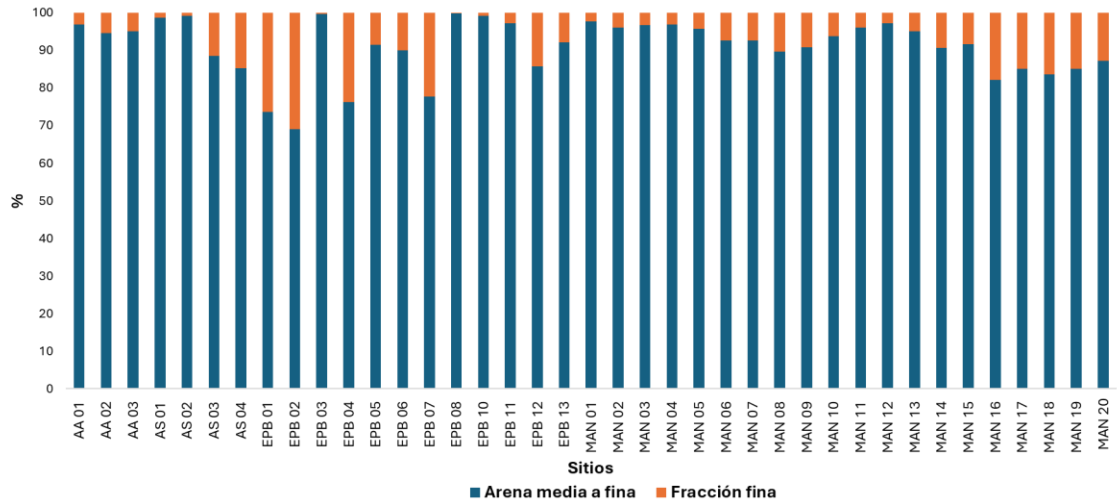


Figura 11. Composición en porcentaje del tamaño de grano de los sedimentos y suelos agrícolas analizados en cada sitio de muestreo. La fracción fina corresponde a aquella menor a 63 μ m (limos y arcillas).

Agua residual

En general, en esta matriz la concentración media fue de 3.23 ± 4.39 MPs/L. En la muestra de agua residual proveniente de la PTARN que entra a las piletas de riego de los agricultores (RES-01-Entrada), se encontraron MPs. De los 178 pMPs encontrados, el 55% se confirmó que es plástico, 20% no plástico y el 25% de origen natural. En este caso, la concentración observada en esta matriz fue de 9.8 MPs/L (Figura 12).

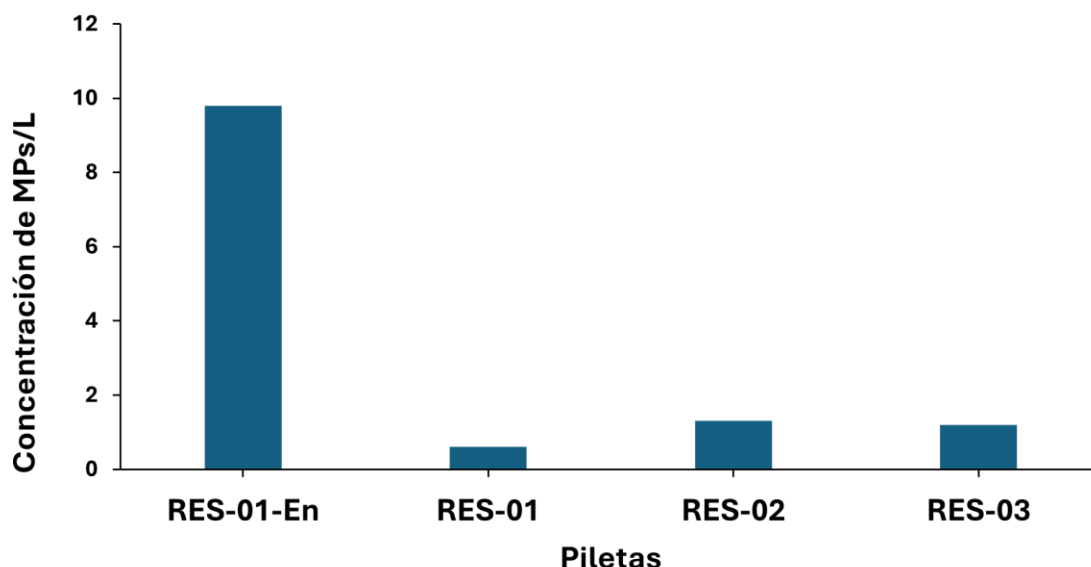


Figura 12. Concentración de MPs en la matriz agua residual tanto en la entrada (RES-01-En) de las piletas para uso agrícola, como en la salida o efluente de estas (RES-01, RES-02, RES-03).

Para las muestras tomadas en la salida de las piletas de riego, en el Rancho González (RES-01), dedicada al cultivo de girasoles, la concentración fue de 0.6 MPs/L, en el Rancho Esparza, dedicada al cultivo de la flor William, la concentración en la muestra de AR (RES-03) fue de 1.2 MPs/L y en la Parcela 96, utilizada para el cultivo de calabacita e irrigada con agua de ósmosis inversa, la concentración de la muestra de agua (RES-02) fue de 1.3 MPs/L.

Agua subterránea de pozos

Se encontraron MPs en las muestras de agua subterránea extraída de los pozos. En este caso la concentración media fue de 1.30 ± 0.87 MPs/L. De los pozos muestreados, los cercanos al AA presentaron la mayor concentración de MPs: el pozo Sahara presentó una concentración de 1.9 MPs/L, seguido del pozo Olivas con una concentración de 1.7

MPs/L. La menor concentración de MPs se encontró en el pozo Vegex cercano al AS con una concentración de 0.3 MPs/L (Figura 13).

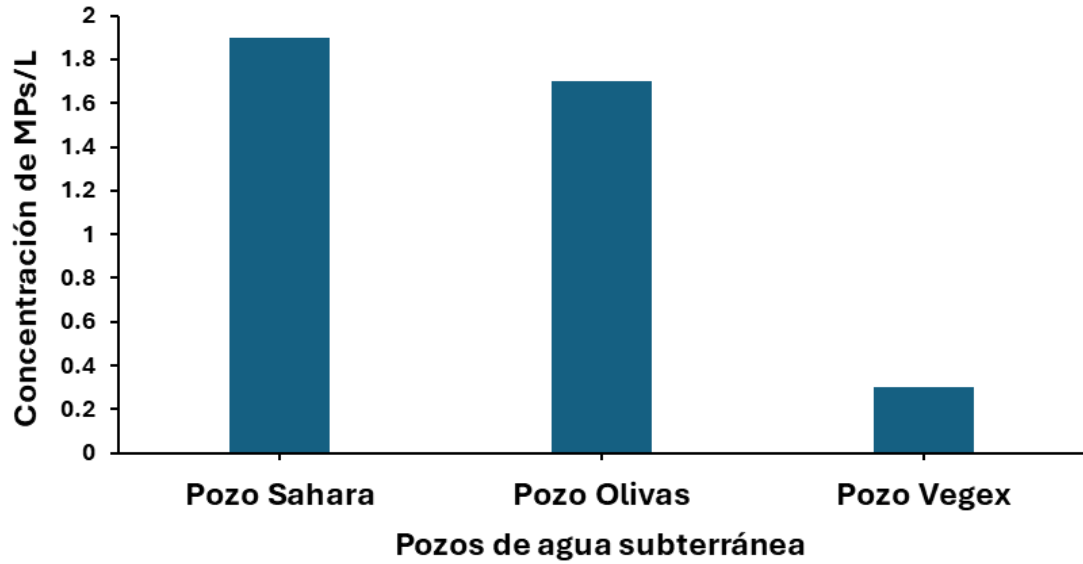


Figura 13. Concentración de MPs en la matriz agua subterránea de pozos en el Valle de Maneadero.

4.3 Identificación de los polímeros por μ -FTIR-ATR

En el análisis químico de las partículas con μ -FTIR-ATR permitió determinar que el 62% de las partículas analizadas correspondieron a polímeros sintéticos. El 21% se identificó como partículas provenientes de algún material natural, tales como la celulosa, algodón, lino, queratina y quitina, mientras que el 17% restante se clasificó como partículas no plásticas. En este último porcentaje incluyen aquellas partículas que no pudieron ser identificadas de manera concluyente mediante el μ -FTIR-ATR o FTIR Summit™ X, ya sea porque no presentaron bandas de absorción en el espectro infrarrojo o porque sus espectros no mostraron coincidencias con las bibliotecas de referencia (Figura 14).

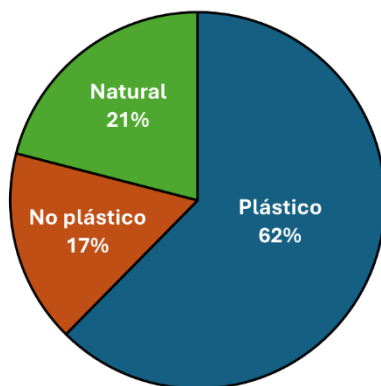


Figura 14. Porcentajes de polímeros plásticos, naturales y no plásticos encontrados en todas las muestras estudiadas.

En este trabajo, se identificaron un total de 18 polímeros: acetato (CA), ácido poliacrílico (PAA), acrílico (PMMA), acrilonitrilo butadieno estireno (ABS), celofán, nylon, polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), poliacrilonitrilo (PAN), poliamida (PA),

polietil acrilamida (PEAM), polipropileno (PP), poliestireno (PS), poliuretano (PU), rayón y silicón (PDMS) y dos polímeros sintéticos identificados como liga sintética y pintura.

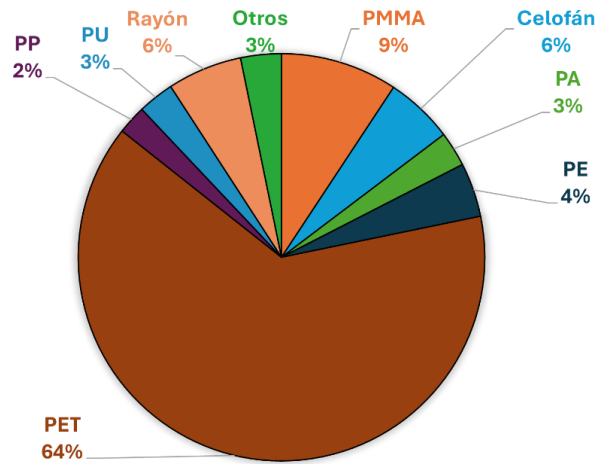


Figura 15. Porcentajes totales acumulados de los polímeros encontrados en todas las matrices analizadas.

En la Figura 15 se observa la proporción total de polímeros plásticos encontrados en las muestras. El PET fue el polímero más abundante, representando el 64% del total, seguido del PMMA con 9%, y del rayón y celofán, con un 6%, cada uno. Otros polímeros, como el PP, PU, PA, PE, se encontraron en bajas proporciones, en un rango de 2 al 4%. Asimismo, polímeros con muy baja presencia, como el acetato, ABS, liga sintética, pintura, PAN y PS, representaron en conjunto el 3% del total.

A continuación, se presentan de manera detallada los resultados correspondientes a las partículas identificadas como polímeros en cada una de las matrices ambientales y antropogénicas analizadas.

Agua superficial

En el agua superficial se identificaron partículas de MPs pertenecientes a diversos materiales poliméricos. El PET fue el polímero predominante en todos los sitios muestreados, tanto en los arroyos AA y AS como en el Estero de Punta Banda (EPB) (Figura 16).

En el arroyo AA, se observó un incremento en las concentraciones de partículas, especialmente de PET, a lo largo de los sitios muestreados.

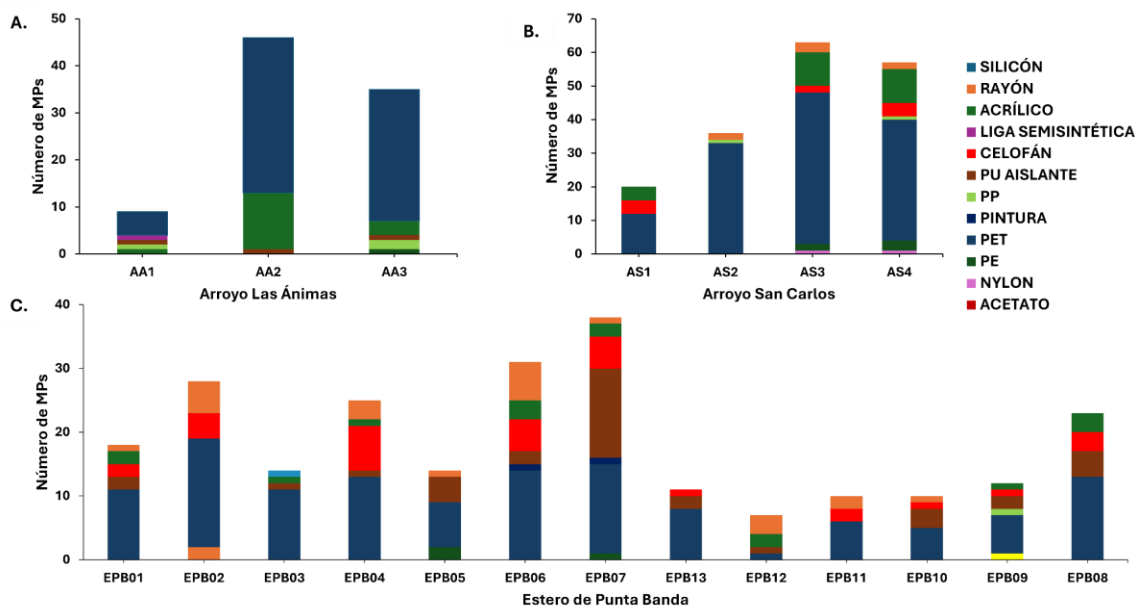


Figura 16. Tipos de polímeros encontrados en las partículas analizadas en agua superficial de arroyos (por sitio). A. Arroyo las Ánimas, B. Arroyo San Carlos y C. Estero de Punta Banda.

El sitio AA1 presentó las concentraciones más bajas para todos los polímeros detectados; no obstante, el PET fue el polímero más representativo, con una proporción de 5.6%. En contraste, AA2 registró la mayor concentración de PET (36.7%), seguido por el acrílico (13.3%). En el AA3, el PET continuó siendo el polímero dominante (31.1%), acompañado nuevamente por el acrílico (3.3%). Otros polímeros, como la liga semisintética, nylon, PP,

PU (aislante) y PE, presentaron bajas proporciones en esta matriz, con valores entre 1.1 y 2.2% del total.

En el arroyo AS se observó un comportamiento similar al del arroyo AA, con un incremento progresivo del PET en los puntos analizados en dirección a la desembocadura. El sitio AS1 presentó la menor proporción de este polímero (6.8%), mientras que en AS2 y AS3 las proporciones aumentaron notablemente hasta 18.8% y 25.6%, respectivamente. En AS4, el PET mostró una ligera disminución, representando el 20.5% del total. El acrílico fue el segundo polímero más frecuente (2.3 a 5.7%), aunque estuvo ausente en AS2. Otros polímeros, como celofán, PP, rayón, nylon y PE, se detectaron en bajas proporciones (0.6 a 2.3%).

En el estero EPB, se identificaron MPs de diferentes polímeros a lo largo de sus tres secciones: cabeza, parte media y boca. En todos los sitios analizados el PET fue el polímero predominante, aunque su proporción varió entre secciones y sitios específicos. También se detectaron otros polímeros como celofán, rayón, PU, acrílico, PE, pintura, silicón, acetato, nylon y PP, con menor representación.

En la cabeza del estero, (EPB01, EPB02, EPB03 y EPB04) el PET fue el polímero más abundante, alcanzando su mayor proporción en EPB02 (7.1%), seguido de EPB04 (5.4%), y EPB01 y EPB03 (ambos con 4.6%). El celofán y el rayón también estuvieron presentes en esta sección, con proporciones de hasta 2.9% y 2.1%, respectivamente. Otros polímeros, como PU, acrílico, nylon y silicón, se detectaron en proporciones bajas (\leq 0.8%). Esta sección mostró las mayores proporciones de PET en todo el estero.

En la matriz de agua superficial del EPB, las fibras fueron las partículas dominantes, principalmente del polímero PET en la forma conocida como poliéster en el ámbito textil.

Momento de la marea y salinidad en el EPB

Se estimó la fase de la marea en el EPB durante el muestreo (Figura 17). Las muestras EPB01, EPB02, EPB03, EPB08, EPB10, EPB11 y EPB12 se recolectaron durante la marea vaciante, mientras que EPB04, EPB05, EBP06 y EPB07 se tomaron en marea llenante. La muestra EPB13 fue tomada en la transición entre ambos momentos.

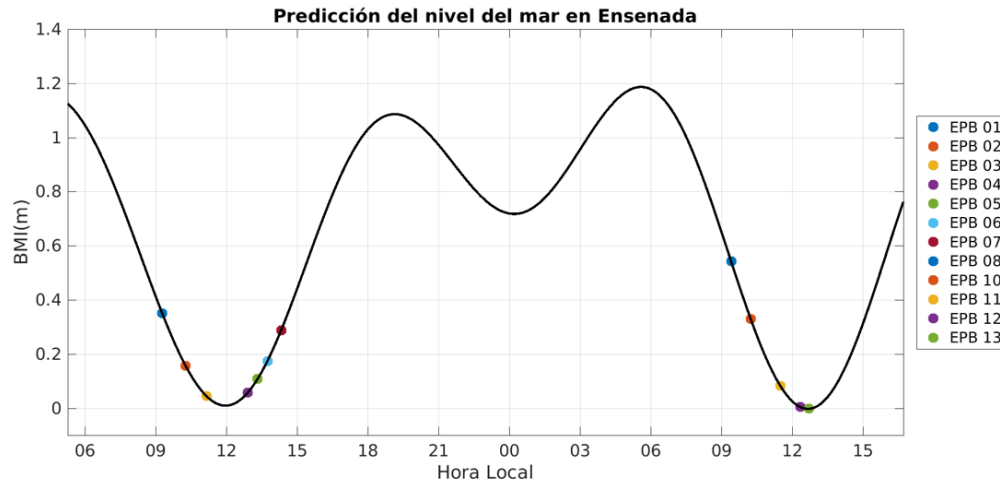


Figura 17. Predicción de la marea al momento de la toma de las muestras en el EPB durante el 16 y 17 de abril de 2024.

Se observaron variaciones espaciales en la salinidad a lo largo del estero EPB. Las menores salinidades al momento del muestreo se registraron en la cabeza del estero (color azul), mientras que las más mayores se presentaron en la parte media y en la boca del EPB (color rojo, Figura 18). Es decir, la salinidad aumentó gradualmente desde la cabeza hacia la boca del EPB. Este patrón coincide con los datos obtenidos de forma independiente del 15 al 16 de abril del 2024.

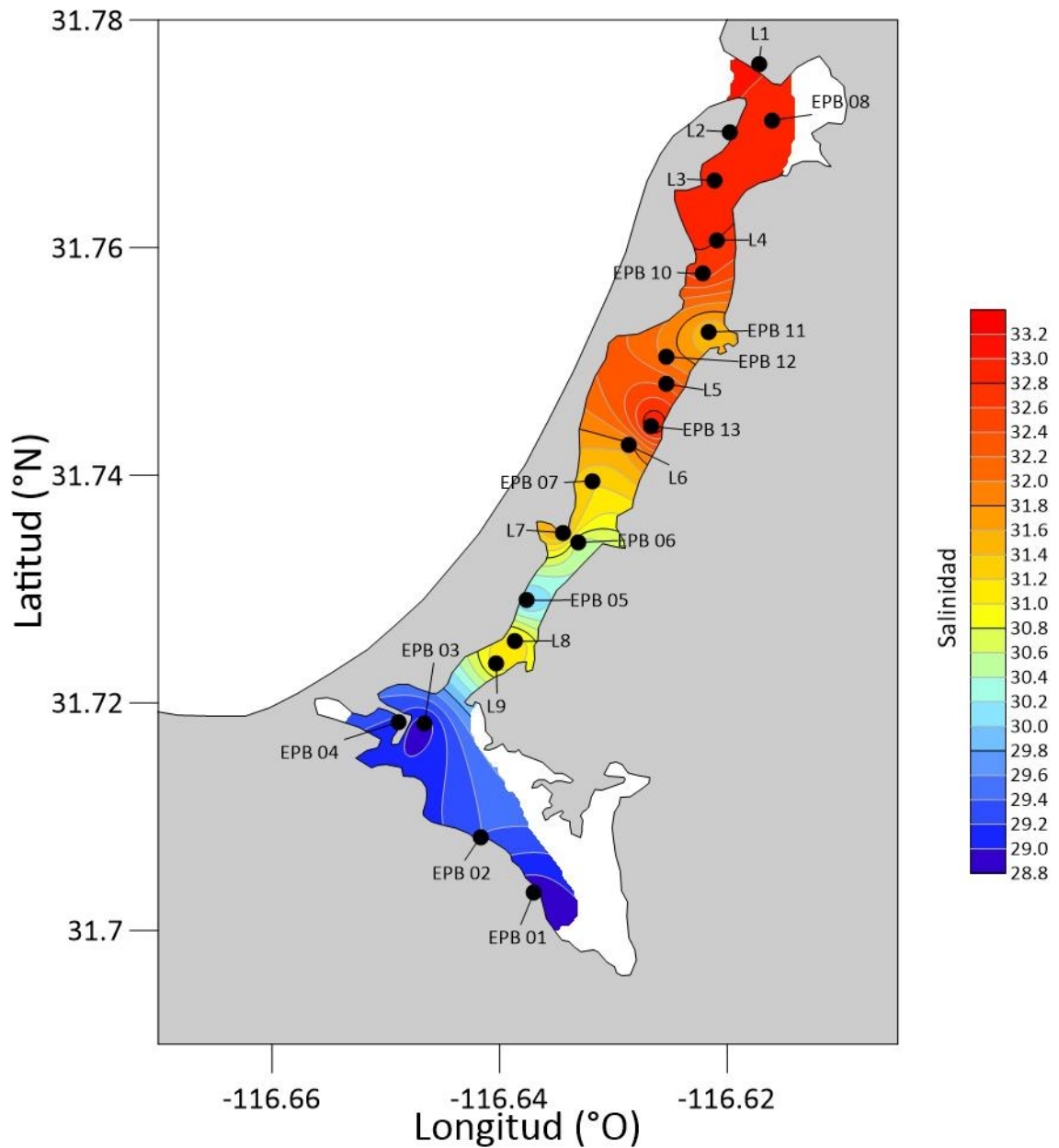


Figura 18. Salinidad para el EPB. Se muestran los datos de salinidad para las 13 estaciones estudiadas (EPB01:EPB13). El color azul indica menor salinidad y el rojo indica mayores salinidades. También se muestran los datos de salinidad obtenidos con los lances (L1:L9, fechas: 15 y 16 de abril de 2024) con series de tiempo.

Sedimentos y suelos agrícolas

Para los sedimentos recolectados en los arroyos (AA y AS) y el EPB, se identificó una amplia presencia de MPs principalmente en forma de fibras de PET (poliéster) (Figura 19).

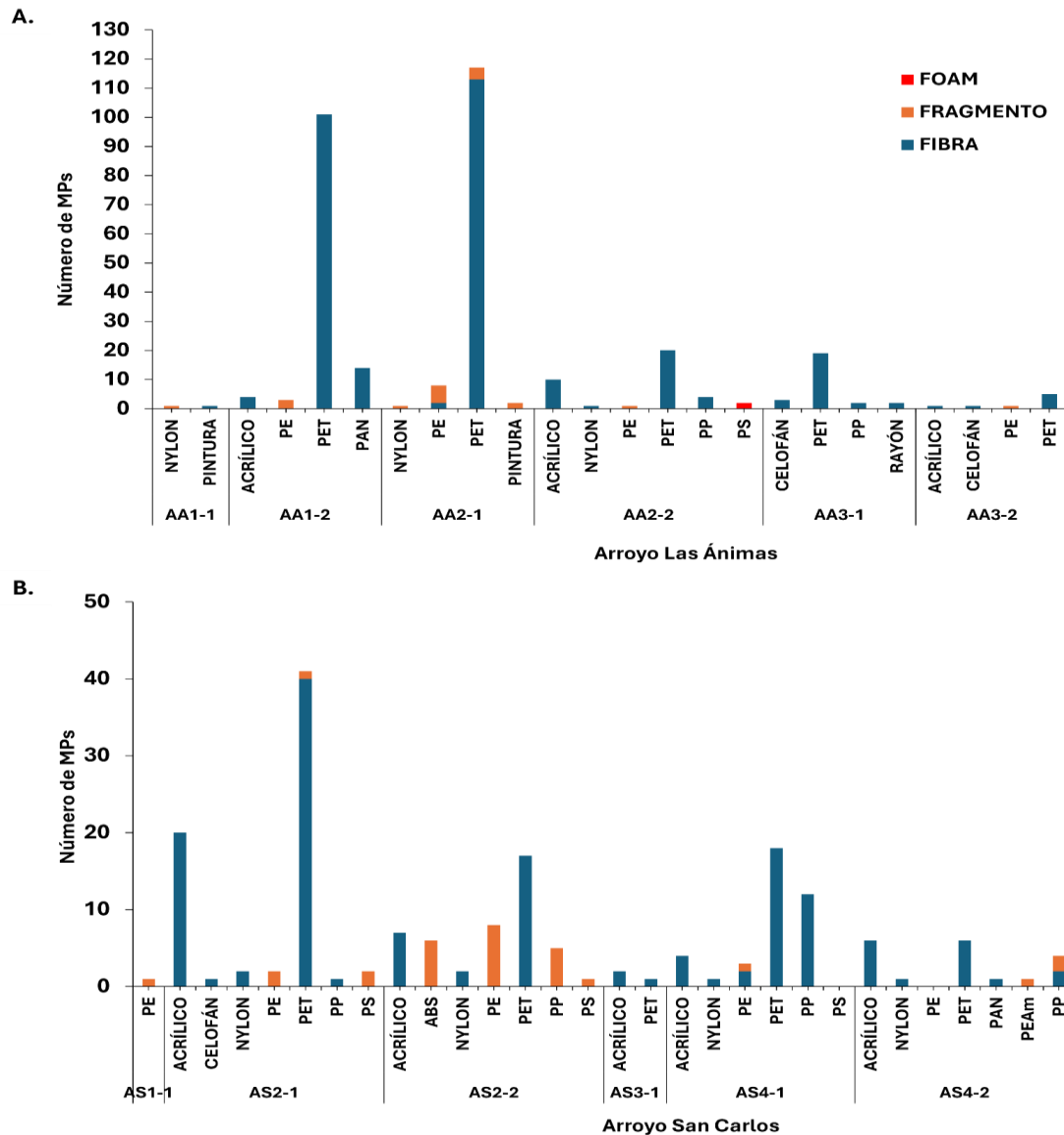


Figura 19. Polímeros encontrados en las partículas analizadas en sedimentos de los arroyos (por sitio). Se muestra la presencia del polímero en función de la forma más abundante encontrada. A. Arroyo las Animas, B. Arroyo San Carlos.

Los AA1 y AS1, ubicados antes de la descarga de AR, presentaron menores abundancias de MPs en comparación con los demás sitios de muestreo. En AA1, el PET representó el 31.2% del total de partículas; en AA2, localizado después de la descarga, su proporción se incrementó a 36.1%, con un aumento en el número de partículas de 101 a 113. En AA1 también se encontraron otros polímeros como el poliacrilonitrilo, PE, PS, acrílico, nylon, pintura y celofán, en bajas proporciones. El PET continuó siendo el polímero dominante en AA3, pero con porcentajes menores (1.5 a 5.9%), en comparación a los otros sitios del mismo arroyo.

En AS2-1, el PET fue el polímero más abundante (40 fibras y un fragmento), representando el 23.3% del total, seguido del acrílico (20 fibras; 11.4%). Otros polímeros, como nylon, PE, PP, PS y celofán se presentaron en menor proporción. En AS2-2, también predominó el PET (17 fibras; 9.7%), aunque se observó una mayor contribución de fragmentos, principalmente de acrilonitrilo butadieno estireno (3.4%) y PE (4.6%) del total de las partículas. En contraste, AS3, el sitio más alejado de la descarga de AR mostró la menor carga de MPs, con sólo dos fibras de acrílico y una de PET. Finalmente, en AS4 el número de partículas de PET aumentó de 6 a 18 conformadas principalmente por fibras, la que representa el 3.4 y 10.2%, respectivamente.

Para el Estero de Punta Banda se observó una baja diversidad de polímeros, con predominio del PET. Este polímero estuvo presente en todos los sitios de la sección cabeza (EPB01, EPB02 y EPB04), con su mayor proporción en el EPB04 (18.2%), seguido de EPB01 (9.1%). En EPB02, además del PET (4.6%), se identificaron fragmentos de PE con una proporción de 13.6%, siendo el único sitio de esta matriz donde este polímero se

presentó en forma de fragmento. Por otra parte, el acrílico se detectó en los sitios EPB02 y EPB03 (Figura 20).

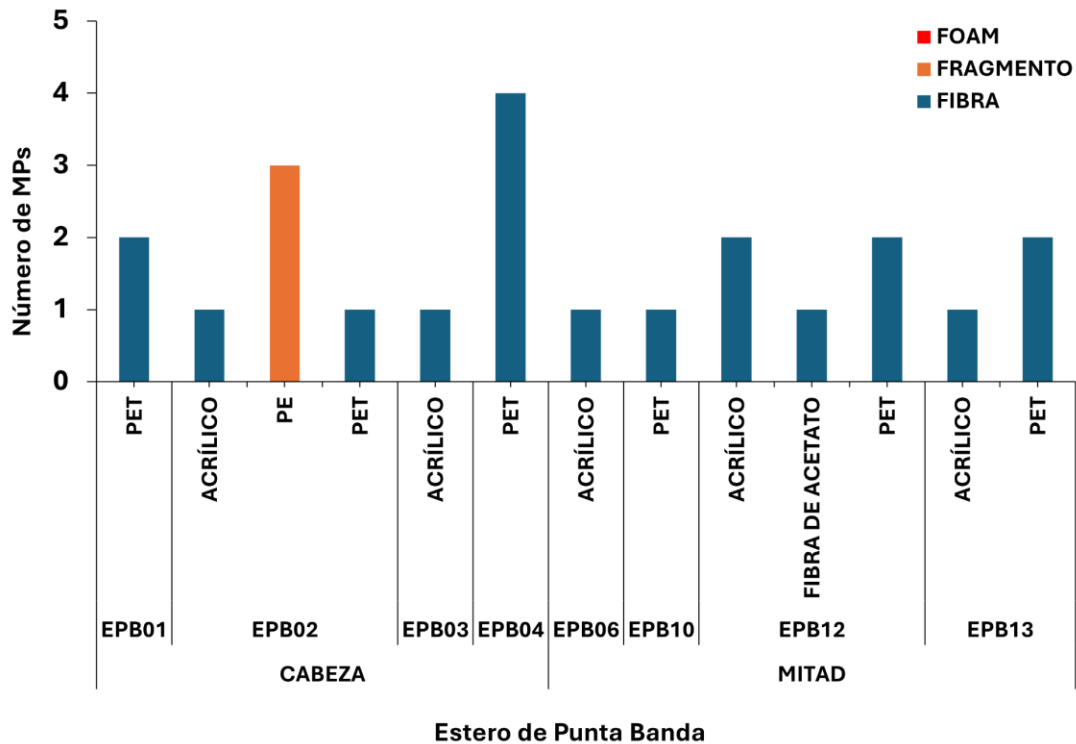


Figura 20. Polímeros encontrados en las partículas analizadas en sedimentos del Estero de Punta Banda (por sitio). Se muestra la presencia del polímero en función de la forma más abundante encontrada.

En la sección media, comprendida entre la cabeza y la boca del EPB, el PET también fue el polímero más frecuente, detectado en los sitios EPB10, EPB12 y EPB13 con proporciones de 4.6% a 9.1%. Asimismo, se identificaron fibra de acetato (4.5%) y acrílico en varios sitios (EPB06, EPB12, EPB13). Aunque las concentraciones fueron bajas, la presencia consistente de PET confirma su papel como polímero dominante en esta matriz, principalmente en forma de fibras.

Por otra parte, en los suelos agrícolas se observó una diversidad considerable de polímeros, con predominancia de fibras sobre otras morfologías. En general, el PET fue el polímero más abundante, seguido por rayón, acrílico, nylon y celofán (Figura 21).

En el Rancho González, donde se cultiva girasol (sitios MAN01-MAN05), se identificaron MPs en los cinco sitios analizados, con un claro predominio de PET. En MAN01, este polímero representó el 95.5%, mientras que el rayón representó el 4.6%. En MAN02, MAN04 y MAN05, aunque el número de MPs fue bajo, todas las partículas corresponden a PET. En MAN03 también dominó el PET con un 75%, seguido del PP con un 25%.

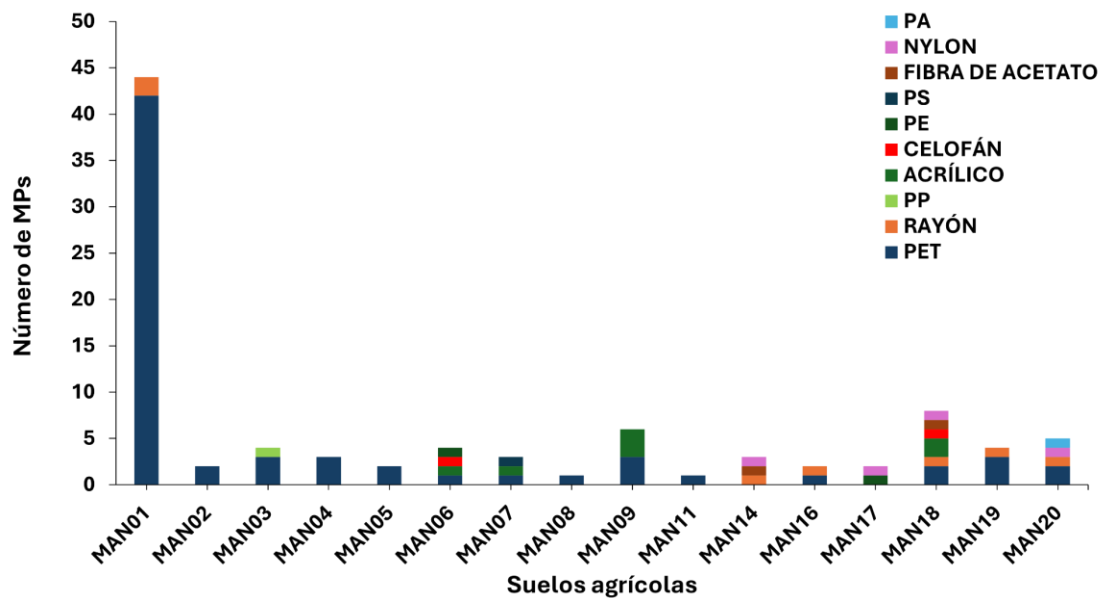


Figura 21. Polímeros encontrados en las partículas analizadas de suelos agrícolas.

En la segunda parcela del Rancho González se observó una mayor diversidad de polímeros. En el sitio MAN06, el PET tuvo una proporción de 62.5%, seguido del acrílico, celofán y PE, cada uno con 12.5%. En MAN07 se detectaron tres partículas de MPs que

corresponden a PS, PET y acrílico. En los sitios MAN08 y MAN09 el material polímero dominante fue el PET, seguido del acrílico, que representó el 50% en ambos casos.

En el Rancho Esparza, donde se cultiva la flor Dulce Williams, solo se encontraron MPs en los sitios MAN11 y MAN14. En MAN11 el PET fue el polímero más abundante (100%), mientras que en MAN14 se detectaron acetato, nylon y rayón, cada uno con una proporción del 33.3%. Cabe resaltar que en este rancho el número de partículas fue bajo, registrándose un MPs de cada polímero mencionado.

En la Parcela 19, donde cultivan hortalizas como la calabacita, fue una de las que presentó mayor diversidad polimérica entre los suelos agrícolas analizados. En MAN16 el rayón fue el polímero dominante, seguido del PET. En MAN17 se identificó una partícula en forma de película, además de nylon. MAN18 fue el sitio con mayor diversidad, en este predominó el PET y el acrílico (28.6% cada uno), con menor presencia de celofán, nylon y rayón (14.3% cada uno). En MAN19 solo se identificó PET, mientras que en MAN20 este polímero no estuvo presente y dominó el nylon (50%), seguido de PA y rayón (25% cada uno).

Agua residual

Los polímeros identificados en las muestras de agua residual tanto en la entrada como en la salida de cada sitio analizado se muestran en la Figura 22.

En el punto de entrada RES01-ENT se encontró una amplia variedad de polímeros, sumando un total de 98 MPs. El polímero dominante fue el PET, con 66 partículas (67.4%), seguido del acrílico con 13 partículas (13.3%) y el rayón con 10 partículas (10.2%). En menor proporción se detectaron nylon (4 partículas) y celofán, PE, PP y pintura (1 o 2 partículas cada uno).

En el punto de salida RES01-SAL se observó una marcada disminución tanto en la abundancia como en la diversidad de polímeros, con solo 6 partículas en total. El PET continuó siendo el polímero más frecuente, con 4 partículas (66.7%), mientras que el nylon y rayón estuvieron representados por una partícula cada uno (16.7%). No se encontraron otros polímeros.

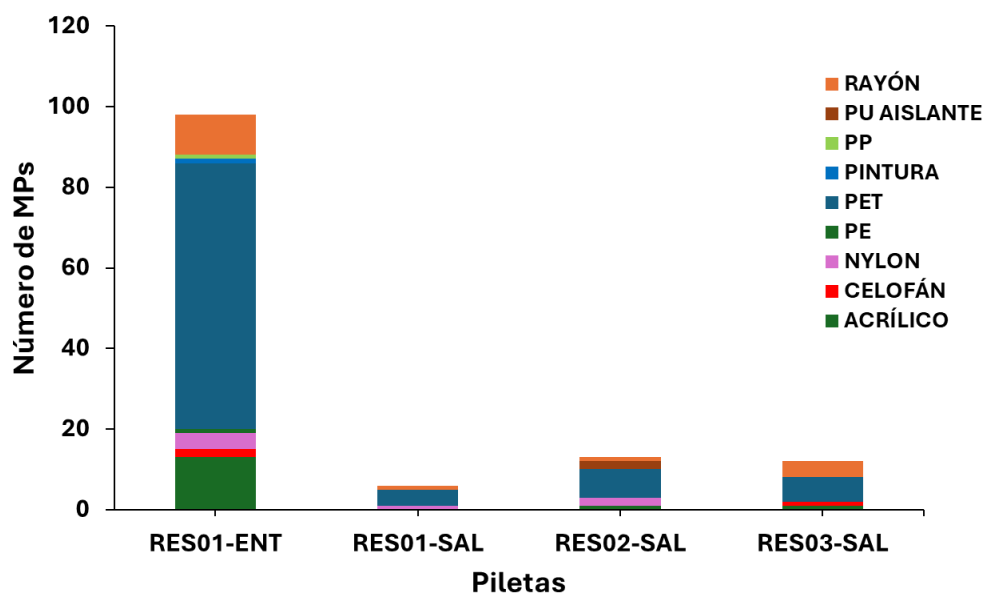


Figura 22. Polímeros encontrados en las partículas analizadas en Agua residual. Se muestran los polímeros encontrados en la entrada y salida de las lagunas utilizadas por los agricultores para el riego de cultivos de flores y lo encontrado en agua tratada extraída en pozo con sistema de osmosis inversa para riego de cultivo de calabacita

En el sitio RES02-SAL se registraron 13 partículas en total, siendo el PET el polímero más representativo con 7 partículas (53.9%). Le siguieron el nylon y el PU aislante, con 2 partículas cada uno (15.4%), mientras que el acrílico y rayón estuvieron presentes con una partícula cada uno (7.7%).

Finalmente, en RES03-SAL se identificaron 12 MPs. El PET también fue el polímero predominante con 6 partículas (50%), seguido del rayón con 4 partículas (33.3%). El acrílico y el celofán estuvieron representados por una partícula cada uno (8.3%).

Agua subterránea de pozos

En la Figura 23 se muestra la diversidad de polímeros identificados en muestras de agua subterránea de pozos.

En el pozo Sahara se identificaron un total de 19 partículas de MPs. El polímero predominante fue el PET, con 10 partículas (52.6%). También se detectó celofán, con 4 partículas (21.1%) y rayón con 3 partículas (15.8%). El acrílico y nylon fueron los menos abundantes, con una partícula cada uno (5.3%).

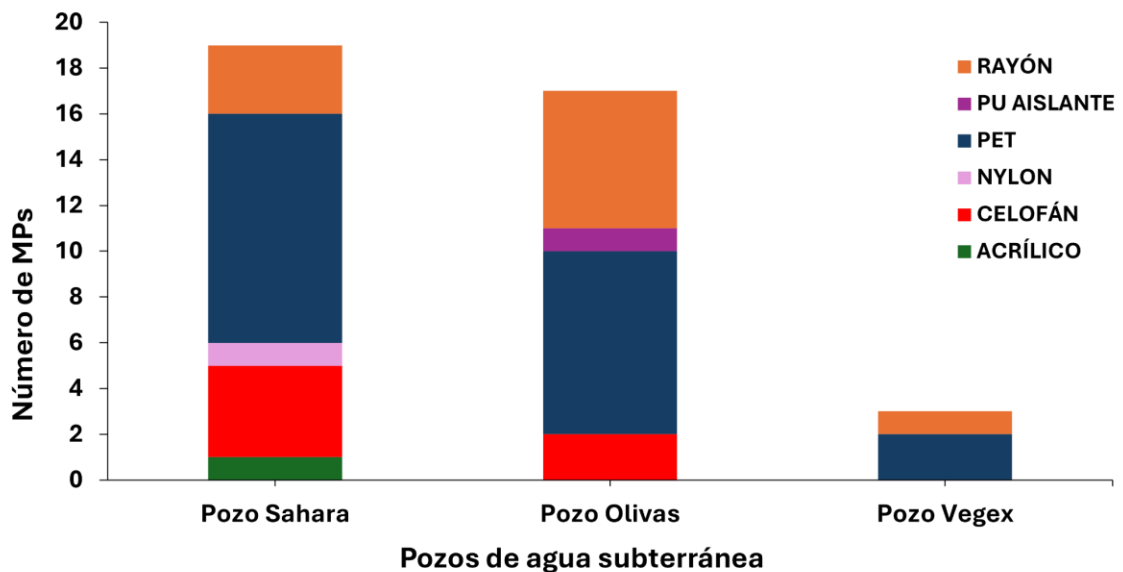


Figura 23. Polímeros encontrados en las partículas analizadas de agua subterránea. Se muestran los polímeros encontrados en los tres pozos analizados ubicados muy cerca de los arroyos.

El pozo Olivas presentó 17 partículas de MPs. El PET fue el polímero dominante (47.1%), seguido del rayón (35.3%). Tanto el celofán y el PU aislante fueron los polímeros en menor proporción, con un 11.8% y 5.9%, respectivamente. A diferencia del pozo Sahara, en este sitio no se detectaron partículas de acrílico ni nylon.

En el pozo Vegex se identificaron únicamente 3 partículas de MPs. El PET representó el 66.7% (2 partículas) y el rayón el porcentaje restante. No se detectaron otros tipos de

polímeros. En general, este pozo mostró una menor abundancia de MPs en comparación con los otros pozos analizados.

4.4 Similitud entre matrices ambientales y antropogénicas

Se identificaron similitudes entre las distintas matrices antropogénicas y ambientales teniendo en cuenta cada sitio estudiado. La comparación se realizó a nivel de características físicas y químicas (color, forma y tipo de polímero). Como prueba confirmatoria, se realizó la comparación y cuantificación de cada forma, color y polímero visualmente, en hojas de papel, a lápiz y posteriormente mediante el uso de Excel, utilizando la herramienta de filtrado. A continuación, se presentan diagramas de Venn que muestra las similitudes entre matrices.

Agua residual y agua superficial de arroyos

Al comparar los sitios de cada arroyo con el agua residual proveniente de la PTAR, se observó similitud principalmente con el PET, polímero detectado en todos los sitios y en el agua residual (Figura 24).

En el sitio AA1 se encontró similitud con AA2 por el PU, polímero que también se comparte con el sitio AA3. En AA2 se identificó coincidencia con el agua residual de entrada (AR ENT) por la presencia de acrílico, además del PET. En tanto, AA3 mostró similitud con AR ENT por la detección de acrílico (Figura 22A).

En el sitio AS1 se encontró coincidencia con el AR ENT con el polímero acrílico. En AS3 se identificó similitud con el agua residual debido a la presencia de nylon; además, en este mismo sitio se detectaron polímeros como celofán y acrílico. Finalmente, AS4 coincidió con AR ENT en la presencia de rayón y nylon (Figura 22B).

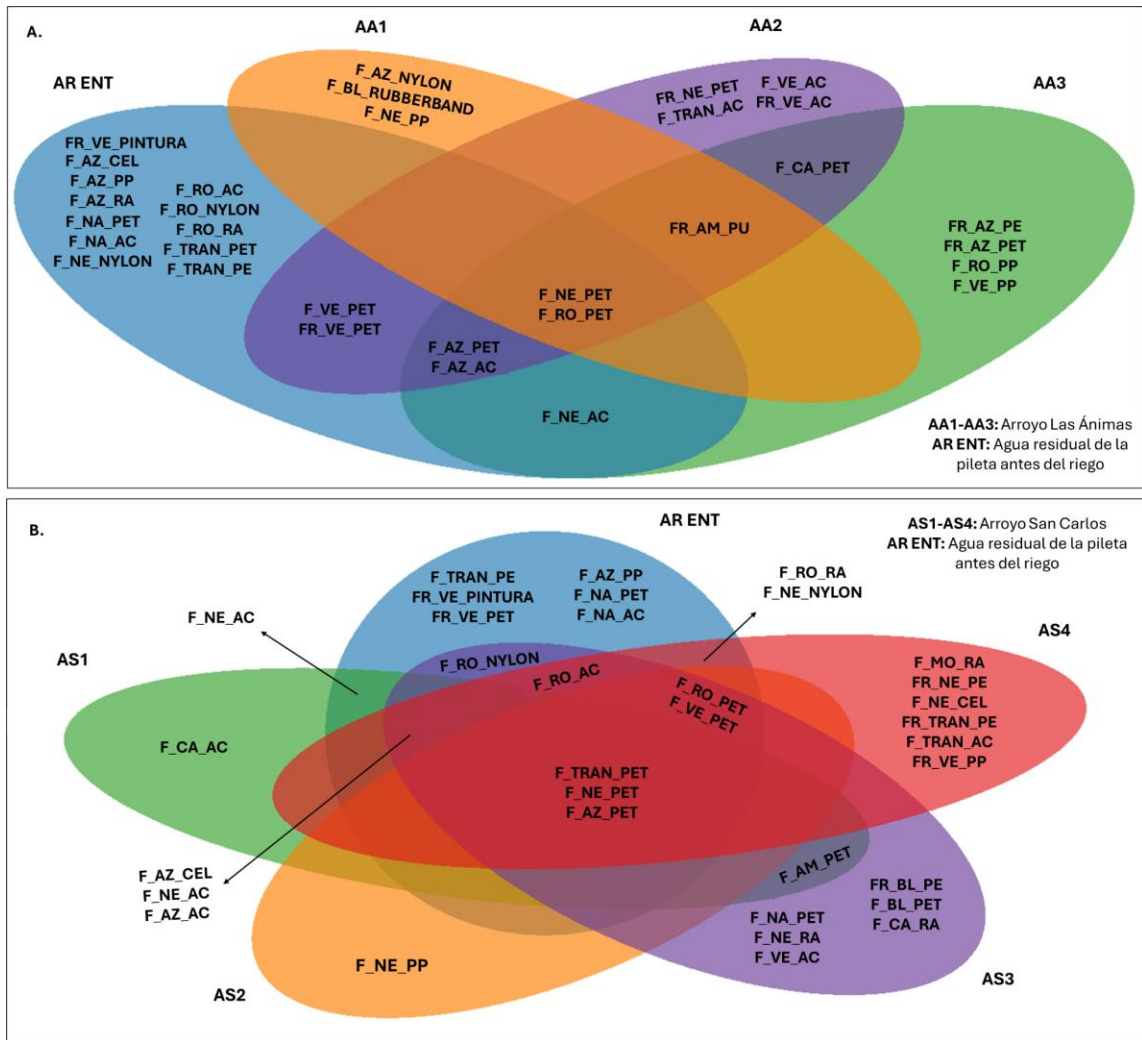


Figura 24. Diagrama de Venn donde se muestra la similitud de polímeros en las matrices de agua residual vs agua superficial. A. Arroyo Las Animas (AA) y B. Arroyo

Agua superficial de EPB (cabeza, mitad y boca) y de estaciones más cercanas de los arroyos (AA y AS)

Se determinó que las últimas estaciones de cada arroyo (AA3 y AS4), las más cercanas al Estero de Punta Banda, lo que sugiere una posible influencia directa de estos aportes sobre el cuerpo receptor. En la sección de la cabeza del estuario, para el agua superficial, se observó similitud principalmente con el PET, polímero detectado en todos los sitios de esta sección (Figura 25).

Se encontró similitud en la composición entre el sitio EPB01 y el Arroyo Las Ánimas (AA), debido a la presencia de dos polímeros compartidos: PU y acrílico. Asimismo, EPB01 y EPB02 mostraron similitud en composición con el Arroyo San Carlos con el celofán. Ambos sitios (EPB01 y EPB02) también presentaron similitud en la detección de rayón.

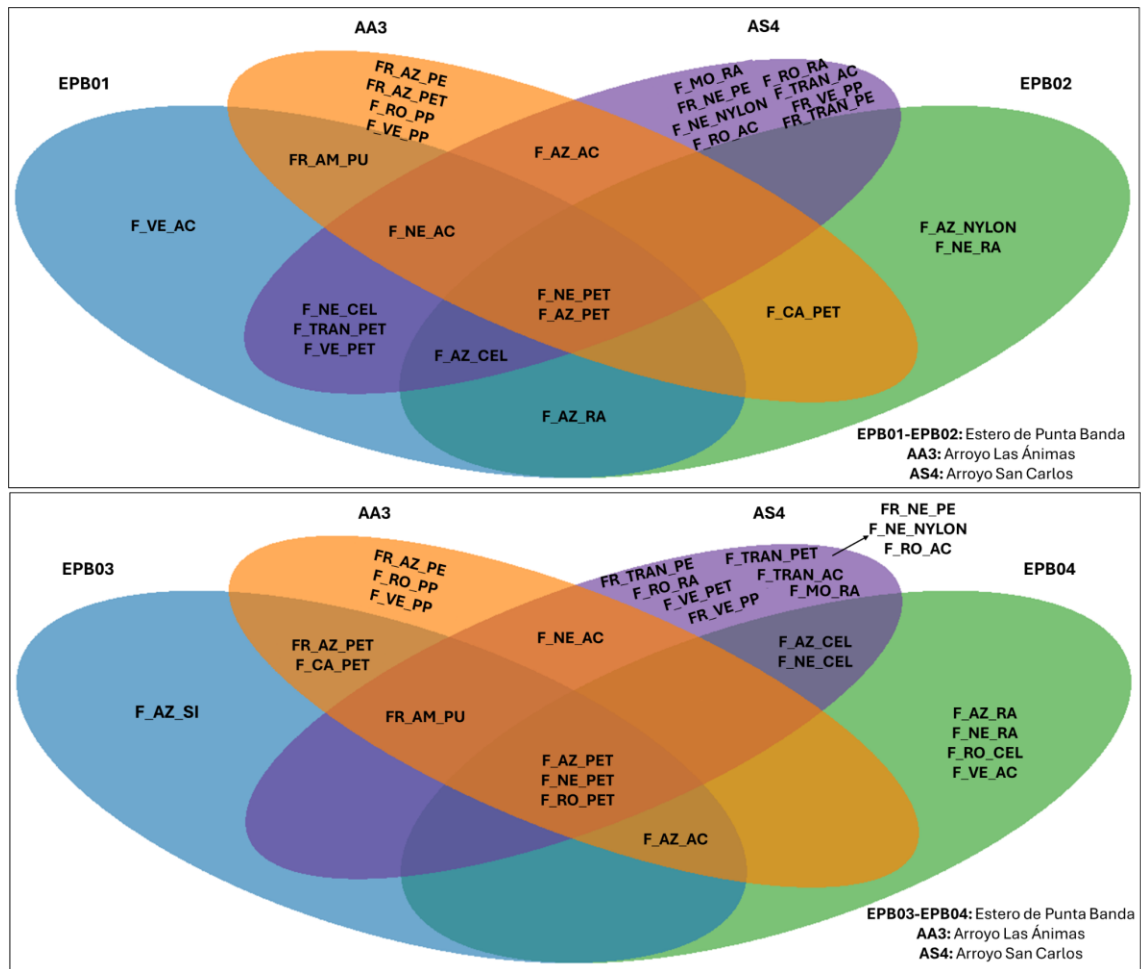


Figura 25. Diagrama de Venn donde se muestra la similitud de polímeros en agua superficial del EPB con las estaciones más cercanas de los arroyos (AA3 y AS4). Sección Cabeza (EPB01, EPB02, EPB03 y EPB04).

En EPB03 se mantuvieron coincidencias con AA por la presencia de acrílico y PU, y con AS por la presencia de celofán. Por su parte, EPB04 compartió acrílico con AA y celofán con AS.

El polímero PET fue el más recurrente y compartido entre los sitios del EPB y los arroyos. En la sección de la boca, el sitio EPB08 comparte acrílico con AA3 y AS4, EPB09 lo comparte con AA3 y con EPB08, mientras que EPB10 presenta acrílico común con EPB08, AA3 y EPB09. Asimismo, el celofán se detectó en EPB08 y EPB09, coincidiendo ambos sitios con AS4.

Agua residual y agua de ósmosis utilizadas para el riego de suelos agrícolas

Se identificó la presencia de MPs en las aguas utilizadas para el riego de los suelos agrícolas. Ambas matrices mostraron similitudes en su composición, compartiendo al menos un tipo de partícula plástica. En particular, las cuatro matrices analizadas presentaron en común principalmente en la presencia de fibras azules de PET (F_AZ_PET) y fibras rojas de rayón (F_RO_RA), como se observa en la Figura 28. No obstante, las matrices correspondientes al agua residual de entrada (AR ENT) y al agua de ósmosis inversa de salida (AO SAL P96) fueron las únicas en las que se registró la presencia de fragmentos, los cuales no se comparten con ninguna otra matriz.

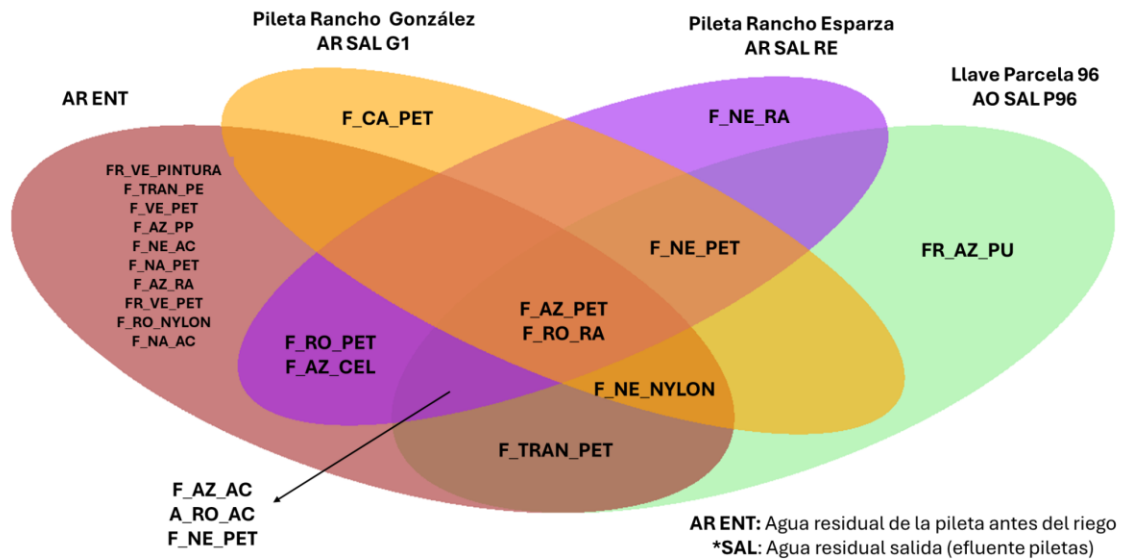


Figura 28. Diagrama de Venn entre las aguas utilizadas para riego de suelos agrícolas estudiados. Las etiquetas dentro de los diagramas indican la forma ($F =$ fibra, $FR =$ fragmento), el color y el polímero identificado en cada partícula. *ARENT* (agua residual entrada, proveniente de la PTARN), *ARSAL G1* (agua residual salida Rancho González, proveniente del efluente después del tratamiento con lagunas), *ARSAL RE* (agua residual salida Rancho Esparza), *AO SAL P96* (agua de osmosis inversa salida Parcela 96, proveniente del efluente después del tratamiento con ósmosis inversa).

Suelos agrícolas, agua residual y agua de ósmosis inversa

En la Figura 29 se muestran los diagramas de Venn que comparan las partículas plásticas encontradas en los suelos agrícolas y en las aguas (residuales y de ósmosis inversa) empleadas para su riego.

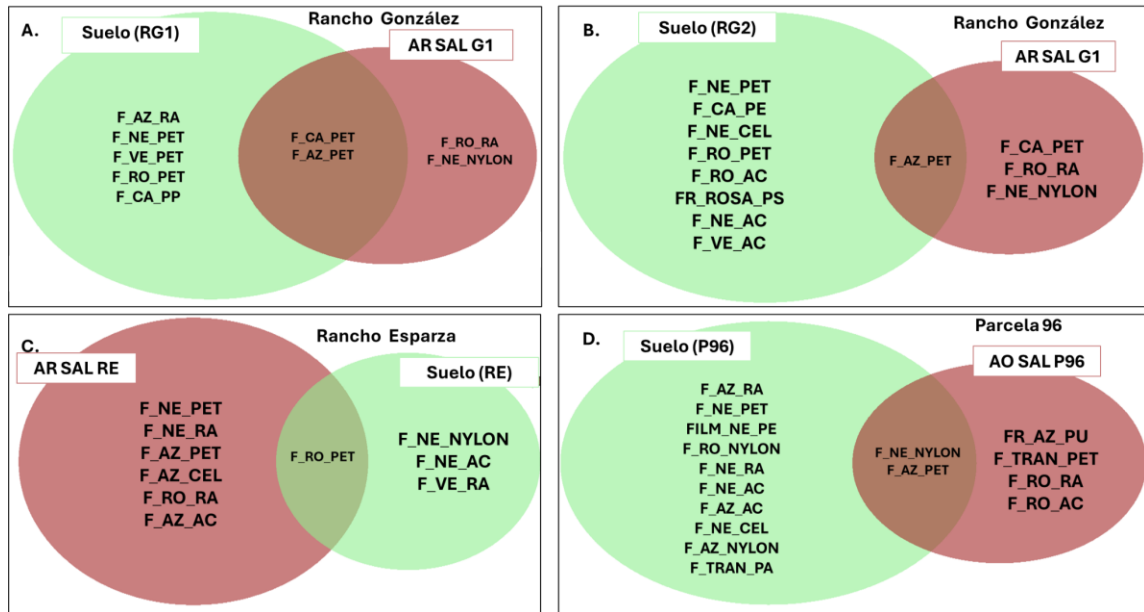


Figura 29. Comparación de los MPs identificados entre los suelos agrícolas y las aguas utilizadas para su riego mediante diagramas de Venn. Las etiquetas dentro de los diagramas indican la forma (F = fibra, FR = fragmento), el color y el polímero identificado en cada partícula. Se comparan cuatro pares de matrices: A. Suelo (RG1) vs. agua residual (AR SAL G1), B. Suelo (RG2) vs. agua residual (AR SAL G1), C. Agua residual (AR SAL RE) vs. suelo (RE), y D. Suelo (P96) vs. agua de ósmosis (AO SAL P96). Las zonas de intersección muestran las partículas compartidas entre cada par de matrices.

En el caso del suelo RG1 y el agua residual AR SAL G1 (Figura 29A), ambas matrices comparten fibras azules de PET (F_AZ_PET) y fibras cafés de PET (F_CA_PET). El suelo presentó exclusivamente fibras azules de rayón (F_AZ_RA), fibras cafés de polipropileno (F_CA_PP), así como fibras negras, verdes y rojas de PET. Mientras que,

el agua residual mostró fibras rojas de rayón (F_RO_RA) y fibras negras de nylon (F_NE_NYLON).

Para el suelo (RG2) y AR SAL G1 (Figura 29B), la coincidencia se limitó únicamente a fibras azules de PET (F_AZ_PET). El suelo presentó una mayor variedad de MPs, incluyendo fibras negras de celofán (F_NE_CEL) y fragmentos rosados de poliestireno (FR_ROSA_PS). En contraste, el agua residual mostró la presencia de fibras rojas de rayón (F_RO_RA) y fibras negras de nylon (F_NE_NYLON).

En comparación entre el suelo (RE) y el agua residual (AR SAL RE)) (Figura 29C), la coincidencia se limitó a fibras rojas de PET (F_RO_PET). En las muestras de suelo se identificaron fibras negras de nylon (F_NE_NYLON) y acetato (F_NE_AC). Sin embargo, el agua residual presentó una mayor diversidad de polímeros, como acetato, celofán, rayón y PET.

Finalmente, al comparar el suelo P96 con el agua de ósmosis inversa AO SAL P96 (Figura 29D), se observaron coincidencia en fibras azules de PET (F_AZ_PET) y fibras negras de nylon (F_NE_NYLON). El suelo mostró una mayor diversidad de MPs, como fibras de rayón, PET, acrílico, además de un filamento de poliestireno. Por el contrario, el agua de ósmosis presentó fragmentos azules de poliuretano (FR_AZ_PU) y fibras transparentes y rojas de PET, rayón y acrílico.

Materiales de cultivo caracterizados

El análisis químico mediante espectroscopía FTIR permitió identificar los polímeros presentes en los materiales utilizados en los campos agrícolas (Tabla 6). No obstante, no fue posible establecer comparaciones de similitud entre las matrices ambientales analizadas. En estos materiales la forma predominante fueron los fragmentos, con una

clara dominancia del polímero polietileno (PE), que representó más del 70% de las partículas identificadas. Además, la comparación visual preliminar no evidenció coincidencias entre los polímeros, color o formas presentes entre los materiales de cultivo y las demás matrices ambientales evaluadas. Por esta razón, no se elaboraron diagramas de similitud para esta categoría.

Tabla 6. *Materiales de cultivos utilizados en las distintas plantaciones estudiadas. Se muestra la forma dominante, el color, el polímero (ID) y el porcentaje de coincidencia con el polímero al momento del análisis químico.*

SITIO	FORMA	COLOR	ID	COINCIDENCIA
Rancho Esparza	fragmento	blanco	PE	94.37%
Rancho Esparza	fragmento	verde	celulosa	82.67%
Rancho Esparza	fragmento	negro	PE	92.12%
Rancho Esparza	fragmento	negro	PE	91.60%
Rancho Esparza	fragmento	azul	rubberband semisintético	79.64%
Rancho Esparza	fragmento	verde	rubberband semisintético	77.52%
Parcela 96	fragmento	azul	PE	86.01%
Parcela 96	fragmento	negro	PE	85%
Parcela 96	fragmento	gris	PE	80.72%
Parcela 96	fragmento	verde	PE	79.33%
Parcela 96	fragmento	negro	PE	81.66%
Rancho González	fragmento	Negro	PE	78.37%
Rancho González	fragmento	Transparente	PE	89.22%
Rancho González	fragmento	negro	PE	97.01%
Rancho González	fragmento	Amarillo	rubberband semisintético	77.50%

Agua residual y sedimentos de los arroyos Las Ánimas, San Carlos y EPB

En los sedimentos del arroyo Las Ánimas (AA), se identificó similitud con el polímero PET, el cual se encontró en todas las estaciones de este cuerpo de agua (Figura 30).

Cabeza (EPB01, EPB02, EPB03 y EPB04), sección medio (EPB06, EPB12, EPB13) y sección boca (EPB10).

Similitud entre pozos de agua subterránea y agua tratada con ósmosis inversa

En los pozos de agua subterránea no se encontraron coincidencias generales de polímeros entre ellos, ni con las demás matrices analizadas. No fue posible inferir una comparación directa con el AR, debido a que no se detectó presencia de coliformes que indicará procesos de infiltración hacia el subsuelo. Asimismo, al comparar los pozos con los materiales agrícolas cercanos (considerando la proximidad de algunos pozos a zonas de cultivos y que el Pozo Olivas en particular no se encuentra sellado o tapado de manera completa), no se observaron coincidencias entre los polímeros. probablemente porque dichos materiales corresponden principalmente a fragmentos de PE.

No obstante, se identificaron similitudes específicas entre los pozos y el agua tratada mediante ósmosis inversa. El agua de ósmosis mostró coincidencias con el pozo Sahara por la presencia de los polímeros de acrílico y PET. Este pozo, a su vez, compartió con el pozo Olivas los polímeros celofán, rayón y PET. Finalmente, el pozo Vegex presentó similitud con los pozos Olivas y Sahara por la presencia del PET (Figura 32).

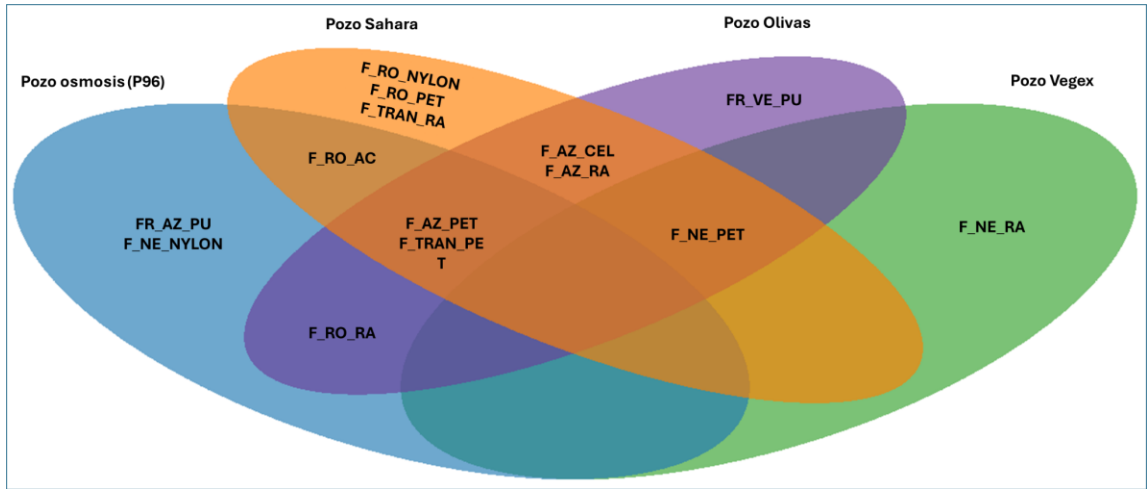


Figura 32. Diagrama de Veen para evaluar la similitud entre pozos. Se evaluaron las muestras de agua subterránea de cada pozo.

4.5 Análisis estadístico

Agua superficial y sedimentos

Se encontraron MPs en las matrices de agua superficial y sedimentos en todos los sitios evaluados (Figura 33). El análisis estadístico indicó que las concentraciones de MPs mostraron diferencias significativas entre compartimientos únicamente en la matriz de sedimentos ($H = 8.15$, $p = 0.0170$). En contraste, para el agua superficial no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los compartimientos evaluados ($H = 6.05$, $P = 0.0656$).

El análisis *post hoc* de Dunn concreción de Bonferroni reveló que, en la matriz de sedimentos, las diferencias significativas ocurrieron entre los compartimientos AA y EPB ($P = 0.0185$), indicando que estos presentan concentraciones de MPs estadísticamente distintas. Las demás comparaciones no mostraron diferencias significativas ($P > 0.05$).

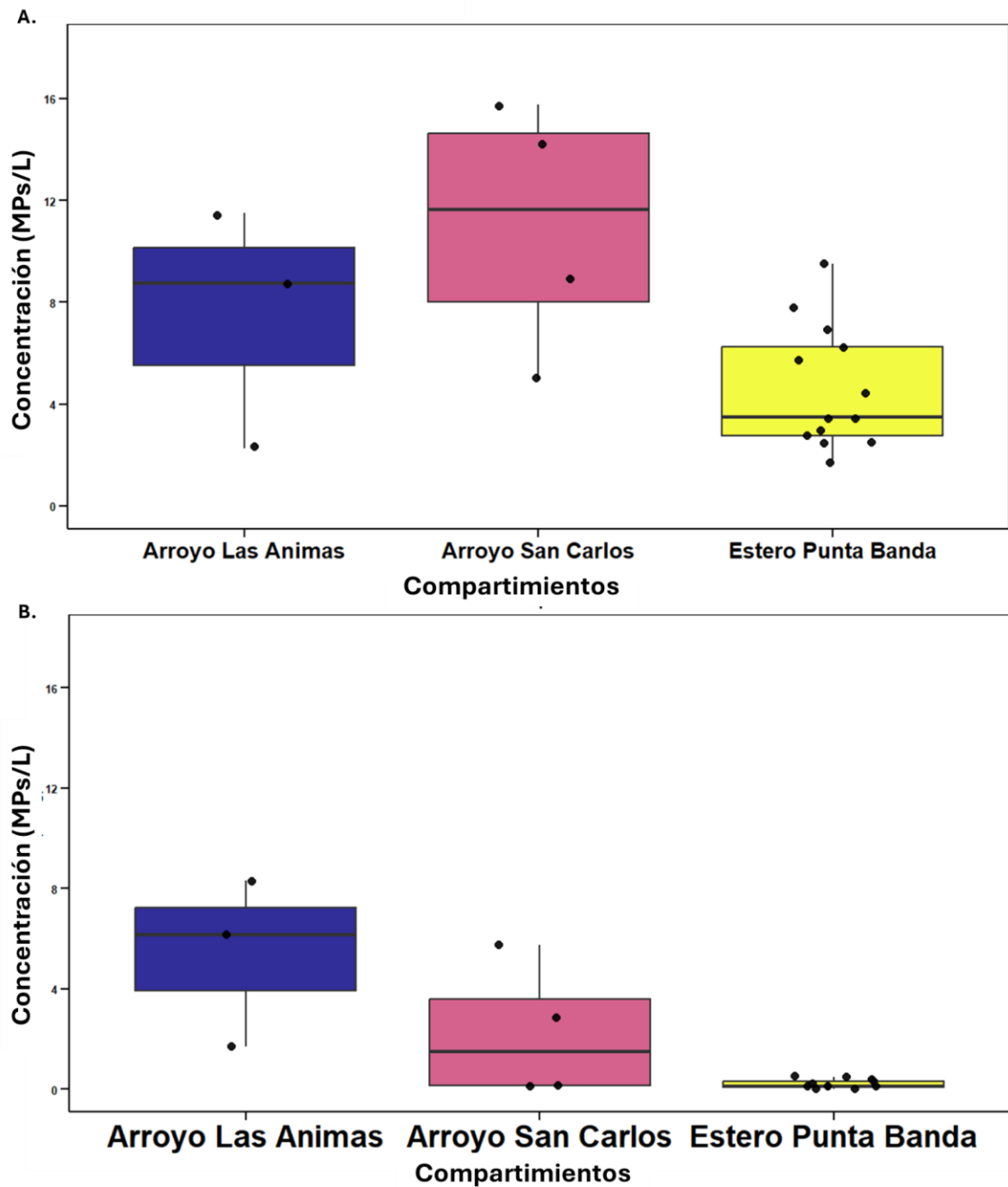


Figura 33. Concentración de MPs (MPs/L, MPs/g) en la A. matriz agua superficial y B. sedimento del arroyo Las Animas, San Carlos y Estero de Punta Banda. La línea en el cuadro representa la mediana, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y los puntos fuera de la imagen indican valores atípicos.

En contraste, en la matriz agua superficial no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios AA, AS y EPB tras aplicar la corrección de Bonferroni ($P >$

0.05). Sin embargo, se observó una tendencia general hacia mayores concentraciones de MPs en el EPB en comparación con los valores registrados en los arroyos (Tabla 7).

La Tabla 7 muestra las pruebas estadísticas aplicadas a las concentraciones de MPs en agua superficial y sedimentos de los arroyos y del Estero de Punta Banda.

Tabla 7. Análisis estadísticos realizados a las concentraciones de microplásticos en agua superficial y sedimentos. Las diferencias significativas se indican en negrita. Arroyo las Animas (AA), Arroyo San Carlos (AS) y Estero de Punta Banda (EPB).

Matriz	Variable	n	Prueba	Estadístico	Significancia
Agua superficial	Concentración	20	Kruskal-Wallis	H = 5.45	P = 0.0656
Post-hoc	Comparaciones	Z	P sin corregir	P corregido	significancia
Dunn-Bonferroni	AA - AS	-1.015 1	0.3100	0.9301	P>0.05
Dunn-Bonferroni	AA - EPB	0.8464	0.3972	1	P>0.05
Dunn-Bonferroni	AS - EPB	2.3042	0.0212	0.0636	P>0.05

Matriz	Variable	n	Prueba	Estadístico	Significancia
Sedimentos	Concentración	19	Kruskal-Wallis	H = 8.15	P = 0.0170
Pos-hoc	Comparaciones	Z	P sin corregir	P corregido	Significancia
Dunn-Bonferroni	AA - AS	1.2547	0.2095	0.6287	P>0.05
Dunn-Bonferroni	AA - EPB	2.7372	0.0061	0.0185	P<0.05
Dunn-Bonferroni	AS - EPB	1.4005	0.1613	0.4840	P>0.05

Suelos agrícolas

En la Figura 34 se muestran diagramas de cajas de bigotes que representan las concentraciones de MPs en los suelos agrícolas para cada parcela estudiada. El análisis estadístico mediante la prueba de Kruskal-Wallis indicó la presencia de diferencias significativas en las concentraciones de MPs entre los compartimentos evaluados (H = 6.05, P = 0.0485). No obstante, el análisis *post hoc* de Dunn con corrección de Bonferroni no mostró diferencias estadísticamente significativas entre las comparaciones pareadas (P > 0.05).

Aunque se observó una tendencia a valores más contrastantes entre la parcela 96 y el Rancho Esparza (P ajustado = 0.0845), esta diferencia no alcanzó significancia estadística. Por lo tanto, las concentraciones de MPs en los suelos agrícolas no difirieron significativamente entre los sitios analizados (Tabla 8).

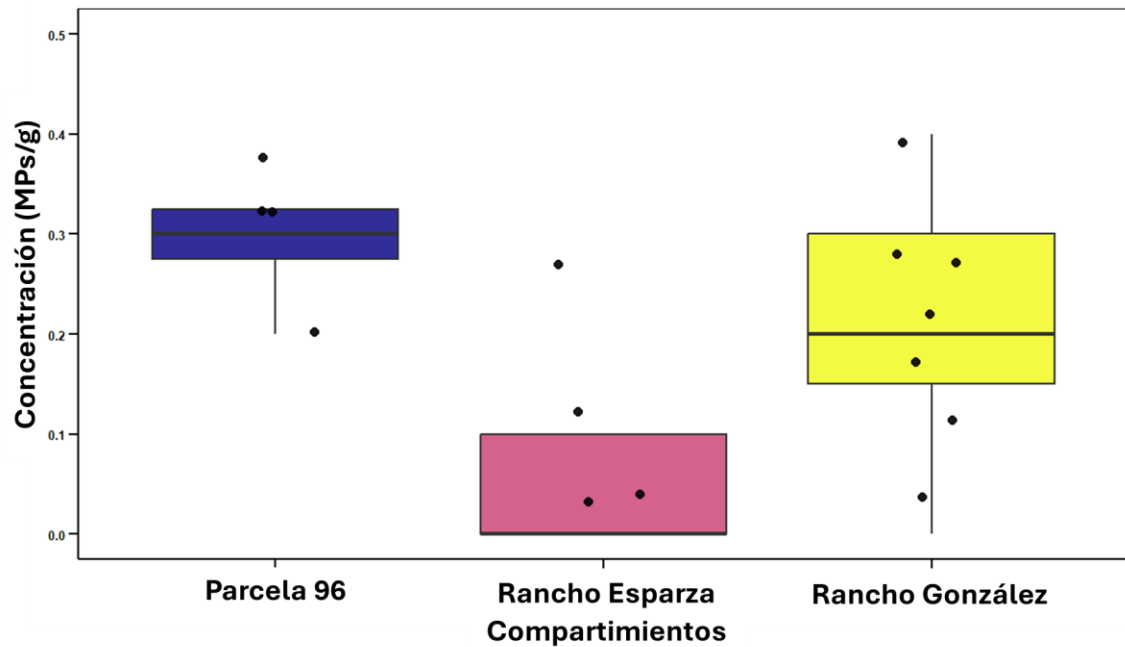


Figura 34. Concentración de MPs (MPs/g) en la matriz suelos agrícolas. La línea en el cuadro representa la mediana, los bigotes (barras de error) encima y debajo del cuadro indican los percentiles 90 y 10, y los puntos fuera de la imagen indican valores atípicos

En la tabla 8 se detallan los análisis estadísticos para la matriz suelos agrícolas:

Tabla 8. Análisis estadísticos para las concentraciones de microplásticos en suelos agrícolas. Las diferencias significativas se indican en negrita. Parcela 96 (P96), Rancho González 1 y 2 (RG1, RG2) y Rancho Esparza (RE).

Matriz	Variable	n	Prueba	Estadístico	Significancia
Suelos agrícolas	Concentración	20	Kruskal-Wallis	H = 6.05	P= 0.0485
Post-hoc	Comparaciones	Z	P sin corregir	P corregido	Significancia
Dunn-Bonferroni	P96 - RE	2.1947	0.0281	0.0845	P>0.05
Dunn-Bonferroni	P96 - RG 1	0.3598	0.7189	1	P>0.05
Dunn-Bonferroni	P96 - RG 2	-2.1744	0.0296	0.089	P>0.05

Agua subterránea de pozos

El análisis estadístico no mostró diferencias significativas en la concentración de MPs entre los pozos evaluados (H = 3, P = 0.392; (Tabla 9). De acuerdo con el análisis de *post hoc* de Dunn, ninguna de las comparaciones pareadas entre los sitios presentó diferencias estadísticamente significativas (P = 0.05). Estos resultados indican que la concentración de MPs en el agua subterránea fue estadísticamente similar entre los pozos analizados.

Tabla 9. Análisis estadísticos para las concentraciones de microplásticos en agua subterránea de pozos. Las diferencias significativas se indican en negrita. pozo de Osmosis inversa (Osmo), pozo Olivas (PO), pozo Sahara (PS), pozo Vegex (PV).

Matriz	Variable	n	Prueba	Estadístico	Significancia
Agua subterránea	Concentración	4	Kruskal-Wallis	H = 3	P = 0.392
Post-hoc	Comparaciones	Z	P sin corregir	P corregido	Significancia
Dunn-Bonferroni	Osmo-PO	-0.5477	0.5838	1	P>0.05
Dunn-Bonferroni	Osmo-PS	-1.0954	0.2733	1	P>0.05
Dunn-Bonferroni	PO-PS	-0.5477	0.5838	1	P>0.05
Dunn-Bonferroni	Osmo-PV	0.5477	0.5838	1	P>0.05
Dunn-Bonferroni	PO-PV	1.0954	0.2733	1	P>0.05
Dunn-Bonferroni	PS-PV	1.6431	0.1003	0.602	P>0.05

Agua residual

En la matriz agua residual, al compararla con el agua tratada mediante ósmosis inversa, no se evidenció diferencias significativas en la concentración de MPs ($H = 0.30$, $P = 0.861$) (Tabla 10).

El análisis *post hoc* confirmó la ausencia de diferencias estadísticamente significativas en las comparaciones pareadas, incluyendo el agua de ósmosis inversa (P96) y los sitios de riego asociados a los ranchos González y Esparza ($P > 0.05$). Estos resultados muestran que la concentración de MPs en el agua residual y en el agua de osmosis inversa fue estadísticamente similar, indicando potencialmente una baja variabilidad en la concentración de MPs entre estas matrices.

Tabla 10. Análisis estadísticos para las concentraciones de microplásticos en agua residual y agua de osmosis. Las diferencias significativas se indican en negrita. Parcela 96 (P96), Rancho González 1 y 2 (RG1, RG2) y Rancho Esparza (RE).

Matriz	Variable	n	Prueba	Estadístico	Significancia
Agua residual	Concentración	4	Kruskal-Wallis	$H = 0.300$	$P = 0.861$
Post-hoc	Comparaciones	Z	P sin corregir	P corregido	Significancia
Dunn-Bonferroni	P96 - RE	0.548	0.584	1	$P > 0.05$
Dunn-Bonferroni	P96 - RG 1	0.316	0.752	1	$P > 0.05$
Dunn-Bonferroni	RE - RG 2	-0.31 6	0.752	1	$P > 0.05$

5 Discusión

5.1 Concentración de MPs en matriz antropogénica

En el valle de Maneadero existen diversas fuentes de contaminación de MPs resultantes del desarrollo de actividades antropogénicas. Los resultados del presente estudio indican que el uso y descarga del agua residual tratada, los materiales plásticos empleados en la agricultura y la disposición inadecuada de residuos constituyen las principales vías de entrada de MPs a los distintos compartimentos ambientales del valle.

Las muestras de agua residual presentaron concentraciones promedio de MPs 3.22 ± 4.39 MPs/L, valores más altos en comparación a los reportados previamente para el agua residual en la ciudad de Ensenada, incluyendo la PTAR El Naranjo (actualmente utilizada en el Valle de Maneadero), donde [Ramírez-Álvarez et al. \(2020\)](#) documentaron concentraciones entre 0.081-1.556 MPs/L.

De manera similar, [Flores-Munguía et al. \(2023\)](#) reportaron que, aun con la alta eficiencia en la remoción de partículas de 38-150 μm en plantas de tratamiento de agua residuales en Acapulco, los efluentes continúan liberando MPs al ambiente, con concentraciones que varían entre 9.5×10^{-1} y 4.70×10^{-1} MPs/día. A nivel nacional, a diferencia de los estudios realizados en Ensenada y Acapulco, hay pocas investigaciones mexicanas que han cuantificado directamente los MPs en las descargas de aguas residuales tratadas; sin embargo, múltiples investigaciones evidencian indirectamente a éstas como fuente de liberación de MPs al ambiente. Por ejemplo [Kozak et al. \(2021\)](#) reportaron que, en Bahía Manzanillo, Bahía Santiago, Bahía Navidad y Bahía Cuastecomates (Pacífico Central Mexicano), los MPs en aguas superficiales costeras estuvieron dominados por fibras, atribuibles en gran parte a descargas continuas de aguas residuales. De igual manera,

[Piñon-Colin et al. \(2020, 2024\)](#) identificaron en Tijuana que las aguas residuales representan una de las principales fuentes de MPs a los ríos y zonas costeras en esa región.

A escala internacional, hay estudios que han identificado que los efluentes de plantas de tratamiento constituyen una fuente importante de contaminación por MPs. En particular, se han documentado concentraciones de MPs en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales que abarcan un amplio rango, desde valores inferiores a 1 MP/L hasta decenas, centenas e incluso superiores a 10^3 MPs/L ([Parashar y Hait, 2023](#)), particularmente en sistemas con tratamientos secundarios convencionales (lodos activados, lagunas aireadas y sedimentación de sólidos) o con baja eficiencia de remoción. Por ejemplo [Murphy et al. \(2016\)](#), reportaron concentraciones de 0.04 MPs/L; [Mason et al. \(2016\)](#) 0.05 MPs/L; [Talvitie et al. \(2017\)](#), valores entre 3.2-3.5 MPs/L y [Lares et al. \(2018\)](#), valores cercanos a 1 MPs/L. Aunque las eficiencias de remoción pueden superar el 80–95% [Conley et al. \(2019\)](#); [Sun et al. \(2019\)](#); [Liu et al. \(2019\)](#), los elevados volúmenes de descarga o tratados por las plantas de tratamiento de agua residual, hacen que aun con bajas concentraciones de MPs en el efluente, la carga total hacia los cuerpos receptores continúan siendo significativa, es decir, no sólo la concentración es importante, sino también el caudal descargado hacia los cuerpos receptores.

En sistemas agrícolas donde el agua residual tratada se destina al riego, se ha reportado concentraciones mayores, del orden de 10-100 MPs/L ([Zubris y Richards, 2005](#); [Corradini et al., 2019](#); [Liu et al., 2019](#)), lo que evidencia que estas aguas pueden constituir una fuente relevante de MPs hacia los suelos agrícolas y otros compartimentos ambientales.

En contraste, las concentraciones observadas en este estudio oscilaron entre 0.6-9.8 MPs/L, valores que superan algunos de los reportes nacionales previos, pero que se sitúan

dentro del rango inferior de lo reportado internacionalmente. Esto sugiere que el tratamiento del agua residual aplicado en el Valle de Maneadero podría estar reduciendo parcialmente la descarga de MPs al medio ambiente.

No obstante, aun estas concentraciones relativamente bajas representan una fuente continua de aporte de MPs hacia los compartimientos ambientales, particularmente considerando el uso prolongado del agua residual para riego y su aplicación directa sobre los suelos. Esto se evidenció en las muestras correspondientes al punto de entrada del Rancho González, donde se registraron las concentraciones más altas, probablemente debido a que el muestreo se realizó antes de que el ART ingresara a las piletas utilizadas por los agricultores, es decir, representa el flujo directo proveniente de la PTAR sin procesos adicionales de sedimentación. Aun cuando el agua residual tratada en algunos puntos posteriores presenta bajas concentraciones, posiblemente por sedimentación en las piletas de almacenamiento, estos resultados no descartan a las aguas residuales tratadas como fuente relevante de MPs.

Sin embargo, en el caso del Valle de Maneadero, la falta de una operación y mantenimiento adecuados de la PTAR El Naranjo sugiere que el agua descargada podría corresponder, al menos parcialmente, a agua residual insuficientemente tratada o cruda. En este sentido, diversas investigaciones a escala global han demostrado que el agua residual cruda presenta concentraciones considerablemente mayores que los efluentes tratados (tratamiento de procesos secundarios, como los sistemas de lodos activados). [Ayankunle et al. \(2025\)](#), reportaron en Estonia concentraciones en el afluente (agua cruda) de 205-520 MPs/L, mientras que en el efluente las concentraciones oscilaron entre 0.5-1.4 MPs/L, con eficiencias de remoción de 99.6-99.8%. En Reino Unido, [Murphy et al.](#)

(2016) reportaron concentraciones de 15.7 MPs/L en el afluente y de 0.25 MPs/L en el efluente, con una remoción del 98.4% en una PTAR con tratamiento secundario.

Igualmente, [Cheng et al. \(2021\)](#), en un estudio de revisión, reportaron concentraciones en los afluentes que variaron entre 1.01-31,400 MPs/L, mientras que en los efluentes oscilaron entre 0.004-447 MPs/L, con una remoción de 10-99.9%. Asimismo, en Cádiz, España, [Franco et al. \(2021\)](#), reportaron concentraciones en el afluente de agua residuales urbanas de 645 MPs/L y para aguas residuales industriales de 1567 MPs/L, en comparación con el efluente, que se redujo a 16-131 MPs/L con porcentajes de remoción mayor al 90%.

5.2 Concentración de MPs en matrices ambientales

Los resultados obtenidos evidencian que la concentración de MPs varía espacialmente entre los arroyos Las Ánimas, San Carlos y el Estero de Punta Banda, tanto en la matriz agua superficial como en sedimentos. Esta variación refleja la influencia de las actividades antrópicas locales y de las descargas de las aguas residuales tratadas descargadas en el Valle de Maneadero. Las mayores concentraciones promedio en agua residual se registraron en los arroyos, con valores de 7.5 ± 4.75 MPs/L en AA y 11 ± 4.94 MPs/L en AS, mientras que el EPB mostró las menores concentraciones (4.63 ± 2.40 MPs/L). En sedimentos, el patrón fue similar; los arroyos presentaron valores medios más altos (5.38 ± 5.67 MPs/g en AA y 2.51 ± 2.67 MPs/g en AS) en comparación con el EPB (0.19 ± 0.19 MPs/g).

El análisis estadístico mostró diferencias significativas únicamente en la matriz sedimentos ($H = 8.15$, $P = 0.0170$), específicamente entre el arroyo AA y el EPB ($P = 0.0185$), mientras que en el agua superficial no se detectaron diferencias significativas

($P > 0.05$). Este resultado sugiere que los sedimentos, más que el agua, constituyen un mejor indicador de acumulación y retención de MPs, actuando como reservorios a largo plazo, tal como lo señalan, tal como lo señala [Kay et al. \(2018\)](#) y [Gutiérrez-Rial et al. \(2024\)](#). Las altas concentraciones observadas en los arroyos pueden explicarse por la descarga de agua residuales tratadas de la PTAR y el aporte de residuos sólidos dispuestos inadecuadamente en los cauces de los arroyos. Este efecto fue evidente en AA, donde el sitio AA2 (ubicado aguas abajo de la descarga) presentó las concentraciones más elevadas en ambas matrices. Sin embargo, el sitio AA1, localizado antes de la descarga, mostró concentraciones similares en sedimentos, lo que sugiere aportes adicionales. Este comportamiento puede atribuirse al uso de los cauces de los arroyos como sitios de disposición clandestina de residuos sólidos, los cuales, durante eventos de lluvia son movilizados y redistribuidos aguas abajo, aumentando la carga de MPs incluso en zonas previas a la descarga de aguas residuales. Estudios en arroyos y ríos contaminados han demostrado que la presencia de MPs en agua y sedimentos se asocia tanto a descargas de aguas residuales tratadas como a residuos sólidos en el cauce ([Huamán y Fuentes, 2023](#)). Además, las escorrentías inducidas por lluvia constituyen una vía significativa de transporte hacia sedimentos fluviales ([Wang et al., 2022](#)), y los pulsos de flujo pueden movilizar partículas previamente retenidas facilitando su distribución aguas abajo ([Bhowmik y Saha, 2026](#)). Estos resultados respaldan la primera hipótesis específica del trabajo de que las aguas residuales constituyen una fuente puntual clave de MPs en el Valle de Maneadero, complementada por aportes difusos urbanos y agrícolas.

Dinámica estuarina y retención en el EPB

Las bajas concentraciones de MPs observadas en el EPB, tanto en el agua superficial como en sedimentos pueden explicarse por las condiciones hidrodinámicas del sistema. El intercambio mareal y la mezcla entre el agua marina y estuarina favorecen la dispersión de los MPs y reducen su acumulación local. Este comportamiento ha sido ampliamente documentado en sistemas estuarinos, donde las corrientes y la dinámica mareal promueven la exportación de partículas hacia el océano. [Li et al. \(2024\)](#), mencionan que la mezcla turbulenta vertical facilita la exportación de partículas flotantes, particularmente las de menor densidad, por lo que su movilización y salida del sistema se ve poco influenciada por la transición entre mareas vivas y muertas, así como por la asimetría mareal, mientras que los MPs más densos tienden a sedimentarse. De manera consistente, [Peng et al. \(2017\)](#) reportaron mayores concentraciones en sedimentos que en agua debido a procesos de sedimentación, variación que está influenciada por las olas, las mareas y las corrientes de agua que interactúan con el sistema. Asimismo, [Malli et al. \(2022\)](#) destacan que las mareas semidiurnas modulan el tiempo de residencia y transporte de MPs en estuarios.

En el presente estudio, los sitios EPB02 y EPB12, muestreados durante marea vaciante, mostraron concentraciones superiores respecto a condiciones de llenante. Esto puede asociarse a procesos de flujo y reflujo, que pueden influir en la redistribución de MPs dentro del estero. Estos resultados coinciden con lo reportado por [Diansyah et al. \(2024\)](#), sobre estudios realizados en estuarios, donde demuestran las variaciones asociadas a la fase de marea. Por ejemplo, en el estuario del río Musi en Indonesia, las concentraciones de MPs fue ~ 0.723 MPs/Ls durante marea vaciante y ~ 0.467 MPs/L durante la marea

llenante, asociado al descenso de la marea que puede favorecer la acumulación aguas abajo o el transporte de partículas en suspensión. Sin embargo, esto ha sido reportado en estuarios con descarga fluvial permanente, como el río Yangtsé en China ([Wu et al., 2024](#)) y el río Chao Phraya en Tailandia ([Oo et al., 2021](#)), por ejemplo estos últimos han reportado una abundancia media de microplásticos de 5.16×10^5 partículas/km² durante la marea alta y de 3.11×10^5 partículas/km² durante la marea baja asociadas a la exportación de material particulado de origen continental. Sin embargo, a diferencia de estos grandes sistemas fluviales, el EPB presenta aportes reducidos e intermitentes. En estuarios de bajo caudal, la dinámica mareal puede favorecer la retención interna más que la exportación ([Cardoso-Mohedano et al., 2023](#)). Ejemplo de ello es el Estero de Urias en México, descrito como un estuario de bajo flujo. [Cardoso-Mohedano et al. \(2023\)](#) reportaron para sedimentos abundancias similares de MPs en distintas temporadas seca y húmeda (6230 ± 4801 y 6099 ± 4801 MPs kg⁻¹, respectivamente) y el modelado hidrodinámico indicó que la morfología de la laguna y las corrientes de marea favorecen la retención interna más que la exportación. De manera similar, en el estuario del río Adour en Francia, sujeto a condiciones de baja descarga fluvial, los MPs de mayor densidad mostraron una mayor tendencia a quedar atrapados en la columna de agua y capas cercanas al fondo. Asimismo, estudios en estuarios con menos presión antrópica y bajo caudal, como el estuario del río Clyde en Australia, Hitchcock. (2019) reportó concentraciones de MPs en agua (98 MPs m⁻³) detectables aun en ausencia de grandes aportes fluviales, lo que indica que la retención y acumulación local pueden ocurrir incluso en sistemas con escasa descarga continental.

En este contexto, las concentraciones elevadas durante marea vaciante en algunos sitios del EPB podrían estar asociadas a procesos de resuspensión y redistribución interna más que a exportación continental.

Influencia de la granulometría

La caracterización granulométrica permitió establecer una relación entre el tamaño del sedimento y la concentración de MPs, lo que apoya la hipótesis de que las zonas con mayor proporción de fracción fina presentan concentraciones más altas de estos contaminantes. Esto concuerda con lo reportado por [Enders et al. \(2019\)](#), quienes identificaron una correlación positiva entre MPs de baja densidad y la fracción fina (<63 μm) en sedimentos de estuarios. De manera similar, [Mendes et al. \(2021\)](#) observaron que los sedimentos de grano fino retienen una mayor cantidad de MPs que los sedimentos de grano grueso en la costa de Irlanda, lo cual respalda el papel de la granulometría en la retención de MPs en ambientes naturales.

En el presente estudio, los sedimentos de los arroyos estuvieron dominados por arenas finas a medias (>63-1000 μm), las cuales representaron más del 94% del total. Esto indica un ambiente mayor energía, con capacidad de movilizar partículas finas y mantenerlas en suspensión o transportadas aguas abajo (hacia el EPB). En contraste, el EPB mostró mayor heterogeneidad, con proporciones de fracción fina (<63 μm) entre 22% y 31% en los sitios de la zona interna (EPB01 y EPB07), coincidiendo con áreas de menor energía y baja velocidad de flujo. Este patrón es característico de ambientes estuarinos donde las condiciones hidrodinámicas favorecen la deposición de partículas finas y, en consecuencia, la acumulación de MPs ([Dowey et al., 2017](#); [Oyedotuun, 2022](#); [Rumuri et al., 2024](#)). De esta forma, aunque el EPB presentó menores concentraciones de MPs en

comparación con los arroyos, la relación entre MPs y tamaño de grano sugiere que las fracciones finas desempeñan un papel clave en su retención. Estos resultados coinciden con investigaciones que comparan sistemas fluviales y estuarinos. Por ejemplo, [Xu et al. \(2020\)](#) reportaron en un estuario de China mayores concentraciones de MPs en los ríos aportantes ($\sim 170 \pm 96$ y 237 ± 129 MPs/kg) que en el estuario ($\sim 120 \pm 46$ MPs/kg), sugiriendo una disminución relativa del río hacia el estuario. Asimismo, [Enders et al. \(2019\)](#) destacaron que la acumulación de MPs se favorece en sedimentos finos y arenosos al disminuir la energía hidráulica, lo cual es consistente con lo observado en zonas internas de EPB (cabeza y sección media), que durante los días de muestreo se comportaron como áreas de baja energía y bajo flujo.

Finalmente, aunque [Luo et al. \(2019\)](#) no evaluaron directamente la relación entre tamaño de grano y concentración, reportaron mayores concentraciones de MPs en ríos y arroyos urbanos (1.8 - 2.4 MPs/L) en comparación con cuerpos de agua estuarinos y costeros (0.9 MPs/L), y atribuyeron estas diferencias, en parte, a la variabilidad en las condiciones hidrodinámicas.

Las lluvias ligeras registradas días antes del muestreo (15-16 de abril de 2024) pudieron haber contribuido al transporte de sedimentos y MPs desde los arroyos hacia el estero, favoreciendo su deposición en los sectores internos de baja energía, particularmente en las secciones de la cabeza y la zona media. Diversos estudios han demostrado que los eventos de precipitación movilizan MPs desde superficies terrestres y agrícolas hacia cuerpos de agua mediante escorrentía y flujo superficial, incrementando la carga de MPs en sistemas acuáticos receptores. [Cho et al. \(2023\)](#) y [Belioka y Achilias. \(2024\)](#) demostraron que las escorrentías pluviales son un transportador clave de MPs hacia sistemas acuáticos,

movilizando de decenas a cientos de partículas por litro principalmente durante eventos de precipitación. De igual manera, otro estudio por [Wu et al. \(2023\)](#), observaron que la lluvia persistente incrementó la concentración y diversidad de MPs en aguas superficiales de un río evidenciando que procesos hidrológicos relacionados con precipitación modulan la distribución de MPs en ambientes acuáticos costeros. En el presente estudio, el alcance de las plumas de agua dulce dentro del estero se puede observar que la intrusión de agua dulce ocurre en la sección medio y cabeza del estero, donde se observan valores menores de salinidad (Figura 18).

Por otra parte, en los suelos agrícolas analizados, las concentraciones de MPs no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre distintos sitios de muestreo, de acuerdo con el análisis de Kruskal-Wallis ($H = 6.05$, $P = 0.0485$) y la prueba *post hoc* de Dunn con corrección de Bonferroni ($P > 0.05$). Este resultado es consistente con lo reportado por [Rezaei et al. \(2022\)](#) y [Sharmin et al. \(2024\)](#), quienes observaron que los MPs en suelos agrícolas se distribuyen de manera heterogénea, sin diferencias significativas entre parcelas según pruebas no paramétricas similares. No obstante, se observó una tendencia hacia valores más contrastantes entre la Parcela 96, irrigada con agua residual tratada mediante ósmosis inversa, y el Rancho Esparza, irrigado con agua residual tratada desde 2020 (P ajustado = 0.08454). Aunque esta diferencia no alcanzó significancia estadística, sugiere una posible influencia tanto del tipo de agua de riego como del tiempo de exposición en la acumulación de MPs en el suelo. Diversos estudios han reportado que las aguas residuales tratadas contienen concentraciones significativamente mayores de MPs que las aguas subterráneas o desalinizadas, lo que puede generar una mayor acumulación en los suelos irrigados con estas fuentes ([Aydin et al., 2025](#); [Pérez-Reverón et al., 2022](#); [Salehi et al., 2023](#)). Asimismo, se ha observado que

los suelos regados con aguas residuales pueden presentar entre dos y tres veces más MPs que aquellos sin uso de esa agua ([Aydin et al., 2025](#); [Pérez-Reverón et al., 2022](#); [Salehi et al., 2023](#)). En concordancia con lo anterior, las parcelas con mayor tiempo de exposición al riego con aguas residuales, como el Rancho González 1 (desde 2016) y Rancho González (irrigados desde 2021), mostraron concentraciones relativamente más altas de MPs. Este patrón coincide con estudios que evidencian incrementos progresivos en la acumulación de MPs conforme se prolonga el tiempo de riego ([Aydin et al., 2025](#); [Hattab et al., 2024](#)). En conjunto, estos resultados respaldan la hipótesis de que el agua residual tratada actúa como una de las principales fuentes de aporte de MPs hacia los sistemas agrícolas del Valle de Manadero, constituyendo un factor relevante en la acumulación progresiva de estos contaminantes en el suelo. Por otro lado, aunque la Parcela 96 es irrigada con agua de pozo tratada mediante ósmosis inversa (OI), se encontraron MPs en sus muestras. Considerando que, una membrana de OI en condiciones ideales, una membrana de OI sólo permite el paso de moléculas de agua y retiene compuestos disueltos y partículas, la presencia de MPs no puede atribuirse al paso directo a través de la membrana íntegra o nueva. Diversos estudios han reportado que, aunque las tecnologías de membrana, incluida la de ósmosis inversa, presentan altas eficiencias de remoción de MPs, la eliminación no siempre es completa ([Zhou et al., 2020](#); [Hoang et al., 2025](#); [Aydin et al., 2025](#)). La detección de MPs en el agua tratada se ha asociado a posibles fallas operativas, como microfisuras o defectos en la integridad de la membrana, problemas en el sistema, o liberación de partículas desde los propios componentes plásticos del sistema (tuberías, carcasas, válvulas y conexiones). Asimismo, la contaminación post-tratamiento, durante el almacenamiento o distribución del agua de riego, podría contribuir a su presencia. [Parashar y Hait \(2023\)](#) reportan que la eficiencia de remoción de MPs en

tratamientos terciarios de plantas de tratamiento de aguas residuales, que integran tecnologías avanzadas, como membranas bioreactoras (MBR), ultrafiltración u ósmosis inversa, puede alcanzar entre 90 y 99.2 % en algunos casos. Sin embargo, estas eficiencias no implican que todas las configuraciones de osmosis inversa garanticen por sí solas la eliminación total de MPs; ya que la remoción depende de múltiples factores incluyendo el diseño del sistema, combinación de etapas de tratamiento y condiciones operativas. En este sentido, [Cai et al. \(2022\)](#) investigaron el destino de MPs en un sistema integrado de membranas (MBR + OI) para la producción de agua regenerada en una planta de tratamiento y, aunque reportaron una eficiencia global de remoción superior al 98%, detectaron microfibras plásticas menores a 200 µm en el efluente final. Esto indica que ni siquiera tecnologías avanzadas aseguran la eliminación completa de todas las fracciones de MPs ([Cai et al., 2022](#); [Ramos et al., 2024](#)). Además, la eficiencia de remoción de MPs depende no solo del tipo de membrana, sino también de su estado de mantenimiento, posibles daños, configuración del sistema y tamaño de partícula, por lo que incluso membranas correctamente operados pueden permitir el paso de ciertas fracciones de MPs ([Ramos et al., 2024](#); [Pinto et al., 2025](#)). En este mismo contexto, y sabiendo que el agua tratada con OI se utiliza para el riego agrícola y que los suelos permanecen expuestos la mayor parte del tiempo, no se puede descartarse la contribución de otras fuentes de MPs, como la deposición atmosférica o las propias actividades agrícolas, que incluyen el uso de plástico en acolchados, cintillas de riego y materiales de empaque, han sido identificados como una fuente potencial de contaminación cruzada en sistemas agrícolas ([Kumar et al., 2020](#); [Hoang et al., 2024](#); [Sattar et al., 2025](#)).

Asimismo, la presencia y distribución de MPs en los suelos puede estar relacionada con las propiedades del suelo, particularmente con el tamaño de grano ([Medynska-Juraszek et](#)

[al., 2023](#)). Los suelos con mayor proporción de fracciones finas tienden a retener un mayor número de partículas debido a su mayor área superficial y capacidad de adsorción, lo que ha sido señalado como un factor que podría explicar las diferencias observadas entre suelos con distintas composiciones texturales ([Medynska-Juraszek et al., 2023](#); [Yang et al., 2023](#)). Sin embargo, en el presente estudio no se encontraron diferencias significativas entre los suelos analizados, lo que sugiere que, al menos dentro del rango de tamaños analizados, la textura no fue un factor determinante para explicar la variabilidad observada en las concentraciones de MPs. Aun así, la granulometría del suelo, junto con el tiempo de exposición y el tipo de agua de riego, continúa siendo una variable relevante que podría desempeñar un papel importante en estudios que incluyan un gradiente textural más amplio o con contrastantes más marcados en los periodos de riego. [Corradini et al. \(2019\)](#) reportaron que la acumulación de MPs en suelos agrícolas es un proceso dependiente del tiempo, incrementándose conforme aumenta la duración del riego con agua contaminadas, independientemente de la textura del suelo. Esto último, refuerza la hipótesis planteada en este estudio, en la cual se propone que las parcelas con mayor tiempo de riego con agua residual tratada presentan una mayor concentración de MPs. Por otra parte, [Zubris y Richards \(2005\)](#) mencionaron que el tipo de agua de riego constituye un factor determinante, debido a que el uso de agua residuales tratadas o insuficientemente tratadas aporta una carga continua de MPs al sistema del suelo. Esto puede generar diferencias significativas entre sitios con características texturales similares, pero con distintas fuentes de agua.

En cuanto a los pozos de agua subterránea, aunque las concentraciones de MPs fueron estadísticamente similares ($H = 3$, $P = 0.392$), su presencia sugiere posibles aportes externos. Una hipótesis es la infiltración desde zonas agrícolas irrigadas con agua residual

([Gilabert-Alarcón et al., 2018](#)). No obstante, esta hipótesis no pudo confirmarse directamente en el presente estudio, ya que el diseño metodológico no se incluyó indicadores microbiológicos ni trazadores específicos de agua residual. La identificación de marcadores complementarios, como coliformes fecales, *Escherichia coli*, enterococos o compuestos químicos indicativos de aguas residuales, podría aportar evidencia adicional sobre la conectividad entre fuentes superficiales y el acuífero. Sin embargo, la ausencia de variables microbiológicas en este estudio limita la posibilidad de confirmar la infiltración de agua residual, pero tampoco permite descartarla de manera concluyente, especialmente en sistemas agrícolas donde pueden coexistir múltiples fuentes y mecanismos de aporte de MPs. Es por eso que se utilizan otras estrategias que permitan identificar con más detalle la presencia de agua residual en aguas subterráneas; así como lo demostraron [Gilabert-Alarcón et al. \(2018\)](#) en el Valle de Maneadero, que mediante isótopos estables de nitrato ($\delta^{18}\text{O} - \text{NO}_3$ y $\delta^{15}\text{N} - \text{NO}_3$) encontraron que las aguas residuales (asociadas al uso de letrinas) y los desechos animales constituían las principales fuentes de contaminación por nitrato en pozos locales. Estos resultados muestran que los aportes de agua residual pueden identificarse a través de trazadores químicos e isotópicos, aun cuando los indicadores bacterianos no evidencian contaminación activa. De manera complementaria, [Archana et al. \(2016\)](#) reportaron que las aguas residuales suelen presentar altas concentraciones de nutrientes reactivos (NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-}), lo que las convierte en una importante fuente de contaminación nitrogenada en aguas subterráneas. Estudios hidrogeoquímicos recientes en México han reportado patrones semejantes. En Cuernavaca, [González-Hita et al. \(2024\)](#) identificaron aguas residuales como fuente predominante de nitrato mediante $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ y $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$. Asimismo, en la península de Yucatán, investigaciones isotópicas han demostrado que los nitratos en los acuíferos

derivan de fuentes antropogénicas, incluidas aguas residuales y actividades agrícolas, incluso en sistemas donde los coliformes no indican contaminación evidente ([Arcega-Cabrera et al., 2021](#)). Paralelamente, ya existen reportes de MPs en aguas subterráneas en México. [Mendoza-Olea et al. \(2022\)](#) documentaron la presencia de MPs en pozos y cenotes del acuífero kárstico de Yucatán, con concentraciones de hasta 936 partículas/L. En un acuífero costero del noroeste de México, [Alvarado-Zambrano et al. \(2023\)](#) reportaron concentraciones entre 10 y 34 partículas/L y sugirieron que parte del aporte podría provenir del uso agrícola de plásticos, como mantillos.

En conjunto, estos antecedentes indican que la detección de MPs en los pozos del Valle de Maneadero no es un hallazgo aislado y que la posible conectividad entre actividades agrícolas, aguas residuales y acuífero constituye una línea de investigación prioritaria para futuros estudios que integren trazadores isotópicos, microbiológicos y químicos.

5.3 Composición de polímeros y su relación con las fuentes y rutas de dispersión de MPs

La composición polimérica observada en el Valle de Maneadero muestra una marcada dominancia de PET (conocido en su forma de fibra textil como poliéster) en todas las matrices ambientales analizadas, lo que proporciona una base sólida para inferir el origen y las rutas de movilización de los microplásticos. La presencia reiterada de fibras de PET en aguas superficiales (AA y AS), en las tres secciones del Estero de Punta Banda, en sedimentos, suelos agrícolas y en el agua residual sugiere una conectividad directa entre la descarga de agua residual tratada y los ambientes receptores. Este polímero ha sido ampliamente documentado como predominante en efluentes de plantas de tratamiento de agua residual ([Ramírez-Álvarez et al 2020](#); [Flores-Munguía et al., 2023](#)). Esta tendencia

especialmente se observó en las estaciones después de la descarga de ART, por ejemplo, AA2 y AS2, y en las zonas internas del estero en marea vaciante, donde se observó mayor coincidencia polimérica. Este patrón es consistente con procesos de transporte aguas abajo típicos de cuencas rurales y sistemas estuarinos ([Lebreton et al., 2017](#); [Malli et al., 2022](#); [Chen et al., 2023](#)), y respalda la hipótesis general del estudio sobre la dispersión y acumulación de MPs asociada al uso y descarga de ART. La presencia conjunta de acrílico, poliuretano, rayón y nylon en el agua residual, los arroyos y el Estero de Punta Banda refuerza el papel de la PTAR como una fuente relevante de MPs. La coincidencia polimérica entre matrices antropogénicas y ambientales sugiere que los polímeros predominantes en el ART se reflejan directamente en los compartimentos expuestos a su descarga.

5.4 Aportes asociados a la actividad agrícola

En contraste, la composición polimérica en los suelos agrícolas mostró un comportamiento diferenciado. Aunque estos suelos son irrigados con ART, presentan mayor diversidad polimérica (p. ej., PET, rayón, acrílico), lo que sugiere la influencia adicional de fuentes propias de la actividad agrícola. En este contexto, diversos estudios han identificado de manera consistente a las películas de mantillo plástico y cubiertas de cultivos como fuentes dominantes de MPs en suelos agrícolas debido a su degradación progresiva y uso repetido ([Tian et al., 2022](#); [Chen et al., 2025](#)). A escala internacional en Reino Unido, [Cusworth et al. \(2024\)](#) reportaron que suelos agrícolas con uso de cubiertas plásticas presentaron cargas de MPs aproximadamente 175% mayores en comparación con campos sin este tipo de manejo. Además, el tipo de cultivo y la gestión de residuos durante la rotación juegan un papel clave. En regiones áridas como Xinjiang, [Liu et al. \(2022\)](#) documentaron que cultivos altos con retención de residuos vegetales (tallos, hojas,

restos de cultivos, entre otras) favorecen la acumulación y fragmentación de MPs derivados del mantillo, en comparación con cultivos bajos, sometidos a mayor disturbio mecánico (operaciones constantes de arado y manejo de residuos). Asimismo, prácticas como la de labranza y otras prácticas mecánicas asociadas a cada ciclo de cultivo, como la cosecha y la incorporación de residuos aceleran la fragmentación de las películas plásticas, promueven su mezcla en el suelo y facilitan la migración vertical de los MPs ([Qi et al., 2020](#); [Tian et al., 2022](#)). Estos procesos explican por qué los polímeros asociados a la actividad agrícola, como fragmentos y películas de PE, tienden a ser dominantes en los suelos agrícolas, pero no necesariamente en las matrices acuáticas adyacentes ([Zhang et al., 2020](#); [Li et al., 2022](#)). A diferencia de las fibras de PET provenientes del ART, los fragmentos agrícolas de PE no se transportan con la misma facilidad hacia sistemas acuáticos (Huang et al., 2020).

5.5 Deposición atmosférica como fuente difusa

Así también, no se puede descartar la deposición atmosférica como una fuente relevante de MPs en el Valle de Manabí. Estudios han demostrado que el viento y la precipitación actúan como mecanismos efectivos de transporte y redistribución de MPs desde áreas urbanas, agrícolas e industriales hacia suelos y cuerpos de agua. Por ejemplo, [Sun et al. \(2022\)](#) demostraron, mediante la cuantificación de tasas de deposición atmosférica seca y húmeda, que los MPs presentes en la atmósfera urbana pueden incorporarse directamente a sistemas acuáticos, encontrando correspondencia clara entre los tipos y tamaños de MPs depositados atmosféricamente y los detectados en aguas superficiales urbanas. De manera complementaria, a partir de experimentos controlados en túnel de viento, [Esders et al. \(2023\)](#) evidenciaron que partículas plásticas de baja densidad, como el PE pueden ser transportadas eficientemente por el viento, mostrando

patrones de resuspensión y deposición distintos a los de partículas minerales, lo que favorece su dispersión a largas distancias. Asimismo, [Du et al. \(2024\)](#) documentaron concentraciones significativas de MPs en la atmósfera de regiones agrícolas áridas, demostrando que la deposición atmosférica, especialmente durante eventos de lluvia y tormentas de polvo, contribuye de manera significativa al ingreso de MPs en suelos agrícolas y ambientes adyacentes. En conjunto, estos antecedentes respaldan que la deposición atmosférica representa una vía difusa pero constante de aporte de MPs, contribuyendo a la mezcla polimérica observada en el valle y complejizando la identificación de fuentes puntuales únicas.

Los sedimentos del Estero de Punta Banda muestran una clara retención de PET y presencia de polímeros como acrílico, rayón y celofán, que es un patrón típico de sedimentos estuarinos como reservorio de MPs transportados desde la cuenca alta. Esto coincide con lo reportado por [Peng et al. \(2017\)](#), quienes documentaron que estuarios en China acumulan altos niveles de fibras de PET y polímeros textiles asociados a descargas de ART. Por su parte, [Malli et al. \(2022\)](#) mostraron que la deposición de MPs en sedimentos estuarinos es mayor en zonas donde existe un gradiente de salinidad marcado, asociado a procesos de mezcla y reducción de energía hidrodinámica. En el presente estudio, aunque las mayores concentraciones de MPs se registraron en sectores con salinidades relativamente bajas, estas zonas corresponden a áreas bajo influencia directa de aportes de agua dulce, donde se observa un gradiente de salinidad local (transición entre agua dulce y agua marina). Este tipo de condiciones pueden favorecer la sedimentación y retención de MPs, transportadas desde la cuenca continental ([Li et al., 2024](#)). Lo anterior indica que la acumulación observada no está necesariamente asociada

a valores altos de salinidad, sino a la dinámica de mezcla y deposición característica de ambientes estuarinos.

Por otra parte, [Ye et al. \(2024\)](#) demostraron que los estuarios funcionan como zonas de retención temporal de MPs, donde la mezcla de agua dulce y salada favorece la deposición de MPs debido a un mayor tiempo de retención de agua, condiciones de baja energía hidrodinámica y mayor tiempo de permanencia de las partículas en el sistema. En este contexto, el tiempo de residencia estuarino constituye un factor clave, que depende de la acción de las mareas, el caudal fluvial, los vientos y la geomorfología del sistema ([de Paulo et al., 2022](#); [Defne et al., 2015](#)). Es importante diferenciar este concepto del tiempo de recambio, que se refiere al tiempo necesario para que el volumen de agua del estero sea renovado por el forzamiento mareal, mientras que el tiempo de residencia describe el tiempo que tarda una partícula en ser exportada fuera del sistema ([Valle-Levinson, 2022](#)). En el caso del estero de Punta Banda, [Fernández, \(2012\)](#) reportó que el tiempo de residencia del agua es mayor en las zonas internas que en la boca del estero, aunque no existen estimaciones directas del tiempo de residencia de partículas. Un estudio hidrodinámico y sedimentológico realizado en el Estero de Punta Banda indican una disminución progresiva de la energía hidrodinámica hacia las zonas internas, así como una mayor acumulación de partículas finas asociadas a procesos de deposición bajo condiciones de circulación restringida y mezcla estuarina ([Ortiz et al., 2003](#)). Bajo este contexto, es de esperarse que las partículas localizadas en la cabeza y zona media del estero presenten tiempos de residencia mayores que aquellas cercanas a la boca, lo que podría favorecer la retención de MPs y su posterior sedimentación. Este patrón concuerda con la mayor eficiencia de exportación de partículas en la región de la boca del estero, donde el intercambio mareal es más intenso y la capacidad de arrastre es mayor,

facilitando la remoción de material particulado hacia el exterior del sistema ([Ortiz et al., 2003](#)).

En estuarinos someros con barrera e intercambio limitado a una boca, se ha reportado tiempos de residencia promedio del orden de ~10 a 30 días, con gradientes espaciales marcados y zonas de alta retención ([de Paulo et al., 2022](#); [Defne et al., 2015](#)). Esto resalta la necesidad de estudios futuros en el Estero de Punta Banda que cuantifiquen el tiempo de residencia mediante el uso de trazadores capaces de simular el comportamiento de partículas. Lo anterior, ayuda a entender el por qué a pesar de que el EPB muestra concentraciones de MPs menores en las muestras de agua recolectadas, sus sedimentos conservan una tendencia polimérica más diversa; lo que refleja el paso y acumulación de partículas transportadas desde los arroyos y otros aportes difusos. En este sentido, observaciones de campo realizadas durante el muestreo evidenciaron una alta acumulación de residuos sólidos antropogénicos en los cauces que drenan hacia el estero, incluyendo plásticos de mayor tamaño que constituyen material precursor de MPs. La fragmentación física y fotoquímica de estos residuos, juntos con pulsos de escorrentías asociados a eventos de lluvia, favorecen su incorporación y transporte hacia el estero; incrementando la probabilidad de un aporte continuo de MPs desde los sistemas fluviales hacia el EPB.

Por otro lado, los suelos agrícolas presentan la mayor diversidad polimérica entre matrices terrestres, lo que sugiere la interacción de múltiples fuentes difusas, incluyendo el uso y descarga de agua residual tratada, las prácticas de manejo agrícola y deposición atmosférica. En este estudio, la caracterización de los materiales plásticos utilizados en los cultivos indicó que estos corresponden principalmente a polímeros de polietileno (PE), lo cual es consistente con su uso ampliamente extendido en actividades agrícolas. Sin

embargo, el polímero más abundante identificado en los MPs del suelo fue el PET, predominantemente en forma de fibras de poliéster. Aunque en los suelos los polímeros más dominantes no se asocian con los materiales de cultivos caracterizados, no se puede descartar su presencia en esta matriz. Diversos estudios han demostrado que la propia actividad agrícola representa una fuente directa de MPs en suelos. En particular, [Huang et al. \(2020\)](#) señalaron que el uso intensivo de plásticos agrícolas, como películas de acolchado, favorece la generación de MPs mediante procesos de degradación mecánica, fotooxidativa y térmica, lo que incrementa la fragmentación in situ y la diversidad polimérica presente en el suelo. Adicionalmente, [Huang et al. \(2021\)](#) evidenciaron que el transporte y la deposición atmosférica representa una fuente relevante de MPs en ambientes terrestres, reportando la deposición de una amplia gama de polímeros asociados tanto a fuentes urbanas como agrícolas. Estos procesos pueden contribuir a la mezcla polimérica observada en los suelos del Valle de Manadero.

Con respecto al agua subterránea de pozos, también se observó una dominancia de PET en forma de fibra (poliéster), aunque con una menor diversidad polimérica en comparación con otras matrices. Este patrón podría reflejar procesos de transporte más controlados y una incorporación más lenta y compleja de los MPs hacia el acuífero. Una posible explicación es la infiltración desde suelos agrícolas irrigados con agua residual tratada. No obstante, también es factible que los MPs detectados correspondan a aportes históricos acumulados en el sistema subterráneo, más que a eventos recientes de recarga contaminada. En este sentido, [Colmenarejo Calero et al. \(2024\)](#), señalan que los MPs pueden ingresar al agua subterránea desde múltiples fuentes como fosas sépticas, vertederos, plantas de tratamiento y áreas agrícolas que han operado durante años, y que la presencia de estos contaminantes puede deberse a procesos de lixiviación gradual a

través de poros del suelo a lo largo de años o décadas. De manera similar [Mendoza-Olea et al. \(2022\)](#) documentaron la presencia de MPs en el acuífero Kárstico en Yucatán, lo que sugiere una contaminación persistente y estable en el tiempo, más allá de eventos individuales de infiltración reciente. En otro estudio por [Re, \(2019\)](#) mostró que las microfibras y partículas plásticas pueden desplazarse lentamente a través de zonas no saturadas y alcanzar a contaminar acuíferos sin requerir necesariamente episodios intensos de lluvias o escorrentía. Este comportamiento también ha sido documentado por [Alvarado-Zambrano et al. \(2023\)](#), quienes reportan coincidencias en la composición de polímeros entre matrices de agua superficial y subterránea; sin embargo, destacan que dicha relación no siempre es directa, ya que los procesos hidrogeológicos pueden limitar, retardar y seleccionar el transporte de MPs hacia los acuíferos. Esto podría explicar la menor diversidad polimérica observada en el agua subterránea en el presente estudio.

En conjunto, estos resultados sugieren que la composición polimérica constituye una herramienta útil para explorar posibles fuentes y rutas de transporte de los MPs entre matrices ambientales y actividades antropogénicas en el Valle de Maneadero. La coincidencia en la dominancia de ciertos polímeros particularmente PET, comúnmente asociados al uso de agua residual tratada respalda la hipótesis de que esta representa una fuente importante en el área de estudio. No obstante, la presencia de estos polímeros no puede atribuirse a una única fuente, ya que múltiples actividades antrópicas pueden contribuir simultáneamente. Por lo que, la presencia de PE y PP puede asociarse principalmente con prácticas agrícolas, como el uso de mantillos, cintillas de riego y cubiertas plásticas ([Huang et al., 2020](#)). Las fibras textiles, incluyendo PAN, PMMA y rayón, están vinculadas a descargar domésticas y efluentes urbanos ([Meng et al., 2025](#)). Asimismo, polímeros como PS, ABS, acetato y celofán pueden asociarse con residuos

sólidos urbanos y de consumo cotidiano ([Meng et al., 2025](#); [Alabhai et al., 2025](#)). Por su parte, resinas asociadas a pinturas, PU, PAA y recubrimientos sintéticos podrían vincularse con actividades de construcción e industriales ([Meng et al., 2025](#)). En conjunto, la diversidad polimérica observada sugiere la contribución simultánea de múltiples fuentes en el Valle de Maneadero, donde las descargas de agua residual tratada actúan con una fuente predominante, pero no exclusiva dentro de un contexto de presión antropogénica combinada.

6 Conclusiones

El presente estudio permitió caracterizar de manera integral la concentración, distribución, composición y fuentes potenciales de microplásticos en matrices ambientales y antropogénicas del Valle de Maneadero, integrando por primera vez suelos agrícolas, arroyos, sedimentos estuarinos, agua residual y agua subterráneas dentro de un sistema ambiental interconectado.

Los resultados confirman que los microplásticos están ampliamente distribuidos en todas las matrices analizadas, lo que evidencia que el Valle de Maneadero funciona como un sistema de acumulación y transferencia de estos contaminantes, más que como compartimentos aislados.

La hipótesis general fue confirmada, ya que los patrones de concentración, composición polimérica y distribución espacial de los microplásticos reflejan claramente la influencia del uso y descarga de agua residual tratada, así como de la actividad agrícola intensiva característica de la región.

El agua residual tratada se identificó como una de las principales fuentes de microplásticos en el sistema, particularmente por su elevada concentración y por el predominio de PET en forma de fibra (poliéster), el cual mostró coincidencias con matrices ambientales influenciadas por su reutilización y descarga.

La descarga de agua residual en los arroyos se reflejó en un incremento significativo de la concentración de microplásticos tanto en el agua superficial como en los sedimentos aguas abajo de los puntos de descarga, confirmando su papel como vías de transporte hacia el Estero de Punta Banda.

En el Estero de Punta Banda, las mayores concentraciones de microplásticos en sedimentos se localizaron en la cabeza y zona media, lo cual sugiere una mayor retención de partículas asociada a condiciones de menor energía hidrodinámica y mayor proporción de fracciones finas en el sedimento. Este patrón confirma el efecto acumulativo de los MPs a lo largo del tiempo en zonas estuarinas de baja energía.

Aunque los materiales plásticos utilizados en la actividad agrícola estuvieron dominados principalmente por polímeros de polietileno, el polímero más abundante identificado en los microplásticos de los suelos fue el PET en forma de fibras, lo que indica la contribución adicional de fuentes distintas a los insumos agrícolas directos, como el riego con aguas residuales, deposición atmosférica y la dispersión de residuos sólidos urbanos, entre otras.

La forma predominante de los microplásticos en la mayoría de las matrices fue la fibra, seguida de fragmentos y películas, lo que sugiere una influencia combinada de agua residual, deposición atmosférica y degradación de residuos plásticos presentes en el entorno agrícola y periurbano.

En aquellas matrices ambientales donde la composición de polímeros no mostró coincidencias directas con las matrices antropogénicas analizadas, la presencia de microplásticos puede atribuirse a fuentes difusas, tales como la deposición atmosférica, fragmentación de residuos plásticos abandonados, manejo inadecuado de residuos sólidos, la existencia de botaderos clandestinos y descargas no puntuales.

En conjunto, los resultados evidencian que la problemática de los microplásticos en el Valle de Maneadero responde a la interacción de múltiples fuentes y procesos de transporte y acumulación. Esto resalta la necesidad de implementar estrategias de gestión integrales que incluyan el fortalecimiento del tratamiento de aguas residuales, el control y

manejo adecuado de residuos plásticos y la adopción de prácticas agrícolas más sostenibles, con el fin de mitigar la dispersión y acumulación de microplásticos en el ambiente.

7 Referencias

- Acosta-Ruiz, M. D. J., & Alvarez-Borrego, S. (1974). Distribución superficial de algunos parámetros hidrológicos físicos y químicos, en el Estero de Punta Banda, B.C., en otoño e invierno. *Ciencias Marinas*, 1(1), 16–45.
- Aguilar, F. I. T., Moreno, H. R. G., & Herazo, L. C. S. (2023). Una revisión sobre los microplásticos en aguas residuales: Humedales de tratamiento como alternativa de solución. *Tendencias en energías renovables y sustentabilidad*, 2(1), 31-31.
- Alabhai, J. M., Reddy, A. V. R., Edayilliam, R., Manjula, B., & Sangeetha, J. (2025). Microplastic contamination in agricultural soils: occurrence, polymer characterization, and ecological risk in banana farmlands of Southwestern India. *Environmental Sciences Europe*.
- Allen, S., Allen, D., Baladima, F., Phoenix, V. R., Thomas, J. L., Le Roux, G., & Sonke, J. E. (2021). Evidence of free tropospheric and long-range transport of microplastic at Pic du Midi Observatory. *Nature communications*, 12(1), 7242.
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., ... & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature geoscience*, 12(5), 339-344.
- Alvarado-Zambrano, D., Rivera-Hernández, J. R., & Green-Ruiz, C. (2023). First insight into microplastic groundwater pollution in Latin America: the case of a coastal aquifer in Northwest Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(29), 73600-73611.
- Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., & Vázquez-Morillas, A. (2020). Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104633.
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin*, 119(1), 12-22.
- Arcega-Cabrera, F., Sickman, J. O., Fargher, L., Herrera-Silveira, J., Lucero, D., Ocegüera-Vargas, I., ... & Robledo-Ardila, P. A. (2021). Groundwater quality in the Yucatan Peninsula: Insights from stable isotope and metals analysis. *Groundwater*, 59(6), 878-891.
- Archana, A., Li, L., Shuh-Ji, K., Thibodeau, B., & Baker, D. M. (2016). Variations in nitrate isotope composition of wastewater effluents by treatment type in Hong Kong. *Marine pollution bulletin*, 111(1-2), 143-152.
- Arregocés-Garcés, R., Garcés-Ordóñez, O., Vivas-Aguas, L. J., & Canals, M. (2024). Microplastics transfer from a malfunctioning municipal wastewater oxidation pond into a

- marine protected area in the Colombian Caribbean. *Regional Studies in Marine Science*, 69, 103361.
- Ayankunle, A. Y., Buhhallo, N., Pachel, K., Lember, E., Drenkova-Tuhtan, A., & Heinlaan, M. (2025). Microplastics in Estonian wastewater treatment plants: First evaluation of baseline concentrations and stage-wise removal efficiency. *Aquatic Toxicology*, 281, 107305.
- Aydin, S., Mucevher, O., Ulvi, A., Beduk, F., Aydin, M. E., Merken, O., & Uzun, C. (2025). Effects of long-term wastewater irrigation on microplastics pollution in agricultural soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(20), 12340-12359.
- Ayuntamiento de Ensenada / CEMDI, (2019). Datos de recolección de residuos sólidos urbanos y generación per cápita. Programa Estatal de Protección al Ambiente de Baja California. Gobierno del Estado de Baja California. Disponible en línea en: https://bajacalifornia.gob.mx/Documentos/sest/desarrollo_sustentable/Programas_Proyectos/Proteccion_Ambiente/Programa-Estatal-de-Proteccion-al-Ambiente.pdf?utm
- Belioka, M. P., & Achilias, D. S. (2024). The effect of weathering conditions in combination with natural phenomena/disasters on microplastics' transport from aquatic environments to agricultural soils. *Microplastics*, 3(3), 518-538.
- Beltrán, M. (2011). Tema 1. Estructura y propiedades de los polímeros. *Tecnología de los Polímeros*.
- Bhowmik, A., & Saha, G. (2026). Microplastics in the Rural Environment: Sources, Transport, and Impacts. *Pollutants*, 6(1), 3.
- Bodzek, M., Pohl, A., & Rosik-Dulewska, C. (2024). Microplastics in wastewater treatment plants: Characteristics, occurrence and removal technologies. *Water*, 16(24), 3574.
- Burns, E. E., & Boxall, A. B. (2018). Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental toxicology and chemistry*, 37(11), 2776-2796.
- Cai, Y., Wu, J., Lu, J., Wang, J., & Zhang, C. (2022). Fate of microplastics in a coastal wastewater treatment plant: Microfibers could partially break through the integrated membrane system. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16(7), 96.
- Cardarelli, F. (2000). Polymers and Elastomers. In: *Materials Handbook*. Springer, London. https://doi.org/10.1007/978-1-4471-3648-4_10
- Cardoso-Mohedano, J. G., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Camacho-Torres, S. M., & Ontiveros-Cuadras, J. F. (2023). Microplastics transport in a low-inflow estuary at the entrance of the Gulf of California. *Science of The Total Environment*, 870, 161825.

- CESPE. (2024a). Infraestructura CESPE. Comisión Estatal de Servicios Publico de Ensenada. Disponible en línea en: <https://www.cespe.gob.mx/public/Infraestructura> (Consultado el 30 de diciembre de 2025).
- CESPE. (2024b) Respuesta a solicitud de información de folio 021163724000062. Plataforma Nacional de Transparencia. Disponible en línea en: <https://buscador.plataformadetransparencia.org.mx/buscador/results> (Consultado el 30 de diciembre de 2025).
- Chen, Q., Shi, G., Revell, L. E., Zhang, J., Zuo, C., Wang, D., ... & Mitrano, D. M. (2023). Long-range atmospheric transport of microplastics across the southern hemisphere. *Nature Communications*, *14*(1), 7898.
- Chen, Z., Carter, L. J., Banwart, S. A., & Kay, P. (2025). Microplastics in Soil–Plant Systems: Current Knowledge, Research Gaps, and Future Directions for Agricultural Sustainability. *Agronomy*, *15*(7), 1519.
- Chen, Z., Li, G., Bowen, M., & Coco, G. (2023). Retention of buoyant plastic in a well-mixed estuary due to tides, river discharge and winds. *Marine pollution bulletin*, *194*, 115395.
- Cheng, Y. L., Kim, J. G., Kim, H. B., Choi, J. H., Tsang, Y. F., & Baek, K. (2021). Occurrence and removal of microplastics in wastewater treatment plants and drinking water purification facilities: A review. *Chemical Engineering Journal*, *410*, 128381.
- Chia, R. W., Lee, J. Y., Cha, J., & Rodríguez-Seijo, A. (2024). Methods of soil sampling for microplastic analysis: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *22*(1), 227-238.
- Cho, Y., Shim, W. J., Ha, S. Y., Han, G. M., Jang, M., & Hong, S. H. (2023). Microplastic emission characteristics of stormwater runoff in an urban area: Intra-event variability and influencing factors. *Science of the Total Environment*, *866*, 161318.
- COFEPRIS. (2022) 289 de 290 playas mexicanas son aptas para uso recreativo: Cofepris. Comisión Federal para la Protección de Riesgos Sanitarios. Available online at: <https://www.gob.mx/cofepris/es/articulos/289-de-290-playas-mexicanas-son-aptas-para-uso-recreativo-cofepris?idiom=es> (consultado el 30 de diciembre, 2025).
- Colmenarejo Calero, E., Kovač Viršek, M., & Mali, N. (2024). Microplastics in groundwater: Pathways, occurrence, and monitoring challenges. *Water*, *16*(9), 1228.
- CONAGUA, 2022. Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Comisión Nacional del Agua. Disponible en línea: <https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/SGAPDS-8-23.pdf?utm>
- CONAGUA, 2024. Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Ensenada (0211), Estado de Baja California. Subdirección general técnica, gerencia de

- aguas subterráneas. Ciudad de México. Disponible en línea: https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/BajaCalifornia/DR_0211.pdf?utm (consultado el 30 de diciembre, 2025).
- Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., & Beckingham, B. (2019). Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water research X*, 3, 100030.
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of the total environment*, 671, 411-420.
- Cruz-Salas, A. A., Alvarez-Zeferino, J. C., Tapia-Fuentes, J., Lobato-Rocha, S. L. D., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benítez, S., & Cruz-Sotelo, S. E. (2023). Presence of Microplastics in the Vaquita Marina Protection Zone in Baja California, Mexico. *Microplastics*, 2(4), 422-436.
- Cusworth, S. J., Davies, W. J., McAinsh, M. R., & Stevens, C. J. (2024). A nationwide assessment of microplastic abundance in agricultural soils: The influence of plastic crop covers within the United Kingdom. *Plants, People, Planet*, 6(2), 304-314.
- da Silva, V. H., Murphy, F., Amigo, J. M., Stedmon, C., & Strand, J. (2020). Classification and quantification of microplastic (< 100 µm) using FPA-FTIR imaging system and machine learning. *Analytical Chemistry*, 92(20), 13724-13733.
- Daesslé, L.W., Sánchez, E.C., Camacho-Ibar, V.F. *et al.* (2005). Geochemical evolution of groundwater in the Maneadero coastal aquifer during a dry year in Baja California, Mexico. *Hydrogeol J* 13, 584–595. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0353-1>
- de Jesus Piñon-Colin, T., Rodriguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M. A., Rogel-Hernandez, E., & Wakida, F. T. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine pollution bulletin*, 131, 63-71.
- de Jesus Piñon-Colin, T., Rodriguez-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.
- de Pablo, H., Sobrinho, J., Garaboa-Paz, D., Fonteles, C., Neves, R., & Gaspar, M. B. (2022). The influence of the river discharge on residence time, exposure time and integrated water fractions for the tagus estuary (Portugal). *Frontiers in Marine Science*, 8, 734814.
- Defne, Z., & Ganju, N. K. (2015). Quantifying the residence time and flushing characteristics of a shallow, back-barrier estuary: Application of hydrodynamic and particle tracking models. *Estuaries and Coasts*, 38(5), 1719-1734.

- Diansyah, G., Rahman, M. A., Nugroho, R. Y., & Syakti, A. D. (2024). Dynamics of microplastic abundance under tidal fluctuation in Musi estuary, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 203, 116431.
- Diario Oficial De La Federación. (2021). Norma oficial Mexicana NOM-001SEMARNAT-2021, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Secretaría de Gobernación. México. Consultado en: https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0
- Dodder. U.S. Department of Energy (DOE). (2012). Sediment sampling from standing water (SOP 19). Disponible en línea: https://www.energy.gov/sites/default/files/2023-09/SSFL_SOP_19_Sediment_Sampling_from_Standing_Water071312.pdf?utm
- Dowey, P. J., Worden, R. H., Utley, J., & Hodgson, D. M. (2017). Sedimentary controls on modern sand grain coat formation. *Sedimentary Geology*, 353, 46-63.
- Du, A., Zhao, Y., Hu, C., Wang, X., Cheng, H., Xia, W., ... & Xing, J. (2024). Distribution characteristics of atmospheric microplastics in typical desert agricultural regions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 43(9), 1982-1995.
- El Mexicano. (2023) Contaminación en el Cañón de Doña Petra, por indiferencia, ineptitud y corrupción. El Mexicano. Disponible en línea: <https://el-mexicano.com.mx/Noticia/Ensenada/42567/Contaminaci%C3%B3n-en-el-Ca%C3%B1%C3%B3n-de-Do%C3%B1a-Petra,-por-indiferencia,-ineptitud-y-corrupci%C3%B3n> (consultado el 30 de diciembre, 2025).
- El Vigía, (2023). Colapsan plantas de tratamiento. Periódico El Vigía. Ensenada Baja California. Disponible en línea: <https://www.elvigia.net/general/2023/3/4/colapsan-plantas-de-tratamiento-412838.html> (consultado el 30 de diciembre, 2025).
- Elizondo, L. S., & Mendoza-Espinosa, L. G. (2020). Un análisis de la escasez de agua en una ciudad sujeta a sequías: el caso de la ciudad de Ensenada, Baja California, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(2), 01-55.
- Enders, K., K  ppler, A., Biniensch, O., Feldens, P., Stollberg, N., Lange, X., ... & Labrenz, M. (2019). Tracing microplastics in aquatic environments based on sediment analogies. *Scientific Reports*, 9(1), 15207.
- Esters, E. M., Sittl, S., Krammel, I., Babel, W., Papastavrou, G., & Thomas, C. K. (2023). Is transport of microplastics different from mineral particles? Idealized wind tunnel studies on polyethylene microspheres. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23(24), 15835-15851.

- Estrella-Jordan, B. A., Lango-Reynoso, F., Castañeda-Chávez, M. D. R., Montoya-Mendoza, J., & Reynier-Valdes, D. (2023). Microplastic pollution in sea turtle nests on the beaches of Nautla and Vega de Alatorre, Veracruz. *Microplastics*, 2(2), 182-191.
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature communications*, 11(1), 3381.
- Fabriol, H., Martínez, M., & Vázquez G., R. (1982). Mediciones gravimétricas y telúricas en el Valle de Maneadero, Ensenada, Baja California. *Geofísica Internacional*, 21(1), 41–56.
- Fagiano, V., Compa, M., Alomar, C., Ríos-Fuster, B., Morato, M., Capó, X., & Deudero, S. (2023). Breaking the paradigm: Marine sediments hold two-fold microplastics than sea surface waters and are dominated by fibers. *Science of the Total Environment*, 858, 159722.
- Fernández, E. M. (2012). *Fenología de los nacimientos y de la muda de Phoca vitulina richardsi Gray. (1864) en el Estero de Punta Banda, B.C., México* [Tesis de maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada]. Repositorio Institucional del CICESE. Disponible en línea en: <https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1007/1502/1/189921.pdf?>
- Flores Lugo, I. P. (2016). Presencia de esteroides fecales, plaguicidas y alquifenoles en agua subterráneas y su relación con el tiempo de uso de suelo en el Valle de Maneadero, Baja California Tesis de Maestría). Centro de Investigación científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Baja California, México. Disponible en línea: https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1007/673/1/tesis_Flores_Lugo_Italia_Pamela_09_dic_2016.pdf?utm
- Flores, M. A. (2022). Cumple un año cierre de Playa Hermosa por contaminación. Semanario Zeta. Disponible en línea: <https://zetatijuana.com/2022/07/cumple-un-ano-cierre-de-playa-hermosa-por-contaminacion/> (consultado el 30 de diciembre, 2025)
- Flores, M. A. (2023) Gobierno omiso ante contaminación de CESPE. Semanario Zeta. Disponible en línea: <https://zetatijuana.com/2023/01/gobierno-omiso-ante-contaminacion-de-cespe/> (consultado el 30 de diciembre, 2025).
- Flores-Munguía, E. J., Rosas-Acevedo, J. L., Ramírez-Hernández, A., Aparicio-Saguilan, A., Brito-Carmona, R. M., & Violante-González, J. (2023). Release of microplastics from urban wastewater treatment plants to aquatic ecosystems in Acapulco, Mexico. *Water*, 15(20), 3643.
- Flores-Ocampo, I. Z., & Armstrong-Altrin, J. S. (2023). Abundance and composition of microplastics in Tampico beach sediments, Tamaulipas State, southern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 191, 114891.

- Fox, S., Stefánsson, H., Peternell, M., Zlotskiy, E., Ásbjörnsson, E. J., Sturkell, E., ... & Konrad-Schmolke, M. (2024). Physical characteristics of microplastic particles and potential for global atmospheric transport: A meta-analysis. *Environmental Pollution*, 342, 122938.
- Franco, A. A., Arellano, J. M., Albendín, G., Rodríguez-Barroso, R., Quiroga, J. M., & Coello, M. D. (2021). Microplastic pollution in wastewater treatment plants in the city of Cádiz: Abundance, removal efficiency and presence in receiving water body. *Science of the Total Environment*, 776, 145795.
- Frias, J. P., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine pollution bulletin*, 138, 145-147.
- Frias, J. P., Gago, J., Otero, V., & Sobral, P. (2016). Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Marine environmental research*, 114, 24-30.
- Garces-Ordóñez, O., Saldarriaga-Velez, J. F., Espinosa-Díaz, L. F., Canals, M., Sanchez-Vidal, A., & Thiel, M. (2022). A systematic review on microplastic pollution in water, sediments, and organisms from 50 coastal lagoons across the globe. *Environmental Pollution*, 315, 120366.
- García-Searcy, V., Villada-Canela, M., & Muñoz-Pizza, D. M. (2025). Sanitation in Ensenada's urban region: bridging the gap between the human right and the practice. *Frontiers in Water*, 7, 1627694.
- Gesamp, G. J. I. L. (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. IMO London, 220.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gilabert-Alarcón, C., Daesslé, L. W., Salgado-Méndez, S. O., Pérez-Flores, M. A., Knöller, K., Kretzschmar, T. G., & Stumpp, C. (2018). Effects of reclaimed water discharge in the Maneadero coastal aquifer, Baja California, Mexico. *Applied Geochemistry*, 92, 121-139.
- Gobierno del Estado de Baja California. (2023). Programa Estatal Hídrico 2022-2027. Documento oficial. Disponible en línea: <https://appsweb.ebajacalifornia.gob.mx/SAPG/api/ApiAdmon/NoticiaCompleta?NoticiaId=17974&utm>
- Gómez-Arias K., Juárez B., Valle-Levinson A., Galvan-Ramos R., Carsolio-Priego E., Galaviz-López J.M., and Badillo-Ferrer D. (in review). Switching of residual exchange flows in a thermal low-inflow estuary. Submitted to *Ocean Dynamics*.
- González-Hita, L., Mejía-González, M. A., Ortega-Lara, V., Carteño-Martínez, B., Aparicio-González, J. C., & Mañón-Flores, D. S. (2024). Uso de isótopos ambientales del agua y geoquímica para determinar fuentes de nitrato en el sur del acuífero Cuernavaca. *Tecnología y ciencias del agua*, 15(3), 186-249.

- Gregorova, A. (2013). Application of differential scanning calorimetry to the characterization of biopolymers. *Applications of Calorimetry in a Wide Context-Differential Scanning Calorimetry, Isothermal Titration Calorimetry and Microcalorimetry*, 3-20.
- Gutiérrez-Rial, D., Villar, I., Álvarez-Troncoso, R., Soto, B., Mato, S., & Garrido, J. (2024). Assessment of microplastic pollution in river ecosystems: effect of land use and biotic indices. *Water*, *16*(10), 1369.
- Hamidian, A. H., Ozumchelouei, E. J., Feizi, F., Wu, C., Zhang, Y., & Yang, M. (2021). A review on the characteristics of microplastics in wastewater treatment plants: A source for toxic chemicals. *Journal of Cleaner Production*, *295*, 126480.
- Haque, S. M., Ardila-Rey, J. A., Umar, Y., Mas' ud, A. A., Muhammad-Sukki, F., Jume, B. H., ... & Bani, N. A. (2021). Application and suitability of polymeric materials as insulators in electrical equipment. *Energies*, *14*(10), 2758.
- Harley-Nyang, D., Memon, F. A., Baquero, A. O., & Galloway, T. (2023). Variation in microplastic concentration, characteristics and distribution in sewage sludge & biosolids around the world. *Science of the Total Environment*, *891*, 164068.
- Harley-Nyang, D., Memon, F. A., Jones, N., & Galloway, T. (2022). Investigation and analysis of microplastics in sewage sludge and biosolids: A case study from one wastewater treatment works in the UK. *Science of the Total Environment*, *823*, 153735.
- Hattab, S., Boughattas, I., Alaya, C., Gaaied, S., Romdhani, I., El Gaied, F., ... & Banni, M. (2024). Assessing the presence of microplastic in agriculture soils irrigated with treated waste waters using *Lumbricus* sp.: Ecotoxicological effects. *Science of The Total Environment*, *950*, 175096.
- Hernández Fernández, J., Cano, H., Guerra, Y., Puello Polo, E., Ríos-Rojas, J. F., Vivas-Reyes, R., & Oviedo, J. (2022). Identification and quantification of microplastics in effluents of wastewater treatment plant by differential scanning calorimetry (DSC). *Sustainability*, *14*(9), 4920.
- Hoang, V. H., Nguyen, M. K., Hoang, T. D., Ha, M. C., Huyen, N. T. T., Bui, V. K. H., ... & Nguyen, D. D. (2024). Sources, environmental fate, and impacts of microplastic contamination in agricultural soils: A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, *950*, 175276.
- Hoang, V. H., Nguyen, M. K., Hoang, T. D., Rangel-Buitrago, N., Lin, C., Pham, M. T., ... & Nguyen, D. D. (2025). Microplastic characteristics, transport, risks, and remediation in groundwater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *23*(3), 817-837.
- Huamán, R. H., & Fuentes, N. R. G. (2023). Microplásticos en sedimentos fluviales en la cuenca baja del río Rímac, Perú. *Espacio y Desarrollo*, (40), 36-57.

- Huang, Y., He, T., Yan, M., Yang, L., Gong, H., Wang, W., ... & Wang, J. (2021). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126168.
- Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2020). Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260, 114096.
- Hurley, R. R., Lusher, A. L., Olsen, M., & Nizzetto, L. (2018). Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices. *Environmental science & technology*, 52(13), 7409-7417.
- INEGI, (2020). México en Cifras: indicadores sociodemográficos y económicos Rodolfo Sánchez Taboada (Maneadero). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=020010139#collapse-Resumen>
- INEGI. (2020) Censo de población y vivienda 2020 México. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Disponible en línea en: <https://inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/> (Consultado el 30 de diciembre de 2025).
- Issac, M. N., & Kandasubramanian, B. (2021). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(16), 19544-19562.
- Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2022). Prevalence of microplastics in the ocean in Latin America and the Caribbean. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 5, 100037.
- Iyare, P. U., Ouki, S. K., & Bond, T. (2020). Microplastics removal in wastewater treatment plants: a critical review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(10), 2664-2675.
- J Piñon-Colin, T., Wakida, F. T., Rogel-Hernandez, E., Wakida-Kusunoki, A. T., Garcia-Flores, E., & Magaña, H. (2024). Microplastics in the sediments of the Tijuana River Basin, Mexico. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 21(13), 8361-8374.
- Jin, T., Tang, J., Lyu, H., Wang, L., Gillmore, A. B., & Schaeffer, S. M. (2022). Activities of microplastics (MPs) in agricultural soil: a review of MPs pollution from the perspective of agricultural ecosystems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 70(14), 4182-4201.
- Kay, P., Hiscoe, R., Moberley, I., Bajic, L., & McKenna, N. (2018). Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(20), 20264-20267.
- Kozak, E. R., Franco-Gordo, C., Mendoza-Pérez, J., Sánchez-Nuño, N., Martínez-Sánchez, X. A., Melo-Agustín, P., ... & Gómez-Gutiérrez, J. (2021). Surface layer microplastic

- pollution in four bays of the central Mexican Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112537.
- Kumar, M., Xiong, X., He, M., Tsang, D. C., Gupta, J., Khan, E., ... & Bolan, N. S. (2020). Microplastics as pollutants in agricultural soils. *Environmental Pollution*, 265, 114980.
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I. y Shruti, VC (2020). Análisis de las tendencias, avances y desafíos analíticos actuales en materia de contaminación por microplásticos en Latinoamérica. *Environmental Pollution* , 267 , 115463.
- La Jornada. (2022). Playa Hermosa en Ensenada, la más contaminada del país. La Jornada Baja California. Available online at: <https://jornadabc.com.mx/bajacalifornia/playa-hermosa-en-ensenada-la-mas-contaminada-del-pais/> (consultado el 30 de diciembre, 2025).
- Lamas, L. (2023). Ciudadanos reaccionan por contaminación en delegación de Maneadero y El Sauzal. Semanario Zeta. Available online at: <https://zetatijuana.com/2023/10/ciudadanos-reaccionan-por-contaminacion-en-delegaciones-de-maneadero-y-el-sauzal/%0A> (consultado el 30 de diciembre, 2025).
- Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., & Sillanpää, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water research*, 133, 236-246.
- Lebreton, L. C., van der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). *River plastic emissions to the world's oceans*. *Nat. Commun.* 8, 15611.
- Li, G., Chen, Z., Bowen, M., & Coco, G. (2024). Transport and retention of sinking microplastics in a well-mixed estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 203, 116417.
- Li, S., Ding, F., Flury, M., Wang, Z., Xu, L., Li, S., ... & Wang, J. (2022). Macro-and microplastic accumulation in soil after 32 years of plastic film mulching. *Environmental Pollution*, 300, 118945.
- Li, X., Chen, L., Mei, Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G., & Zeng, E. Y. (2018). Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water research*, 142, 75-85.
- Li, Y., Lu, Z., Zheng, H., Wang, J., & Chen, C. (2020). Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 15.
- Li, Y., Tao, L., Wang, Q., Wang, F., Li, G., & Song, M. (2023). Potential health impact of microplastics: a review of environmental distribution, human exposure, and toxic effects. *Environment & Health*, 1(4), 249-257.
- Liu, H., Wang, X., Shi, Q., Liu, Y., Lei, H., & Chen, Y. (2022). Microplastics in arid soils: Impact of different cropping systems (Altay, Xinjiang). *Environmental Pollution*, 303, 119162.

- Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z., & Wang, J. (2019). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China. *Chemical Engineering Journal*, 362, 176-182.
- Lozano-Hernández, E. A., Ramírez-Álvarez, N., Mendoza, L. M. R., Macías-Zamora, J. V., Sánchez-Osorio, J. L., & Hernández-Guzmán, F. A. (2021). Microplastic concentrations in cultured oysters in two seasons from two bays of Baja California, Mexico. *Environmental Pollution*, 290, 118031.
- Luo, W., Su, L., Craig, N. J., Du, F., Wu, C., & Shi, H. (2019). Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environmental pollution*, 246, 174-182.
- Lwanga, E. H., Beriot, N., Corradini, F., Silva, V., Yang, X., Baartman, J., ... & Geissen, V. (2022). Review of microplastic sources, transport pathways and correlations with other soil stressors: a journey from agricultural sites into the environment. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 9(1), 20.
- Macías-Zamora, J. V., Ramírez-Álvarez, N., Hernández-Guzmán, F. A., & Mejía-Trejo, A. (2016). On the sources of PBDEs in coastal marine sediments off Baja California, Mexico. *Science of The Total Environment*, 571, 59-66.
- Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L. (2017). Microplastics in sewage sludge: effects of treatment. *Environmental Science & Technology*, 51(2), 810-818.
- Malli, A., Corella-Puertas, E., Hajjar, C., & Boulay, A. M. (2022). Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review. *Marine pollution bulletin*, 177, 113553.
- Martínez-Ríos-Del-Río, L. (2005). Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR). [Archivo PDF] <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1604RIS.pdf>
- Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., ... & Rogers, D. L. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental pollution*, 218, 1045-1054.
- Mathalon, A., & Hill, P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>
- Medellín-Azuara, J., Mendoza-Espinosa, L. G., Lund, J. R., & Ramírez-Acosta, R. J. (2007). The application of economic-engineering optimisation for water management in Ensenada, Baja California, Mexico. *Water science and technology*, 55(1-2), 339-347.

- Medyńska-Juraszek, A., & Szczepańska, A. (2023). Microplastic pollution in EU farmland soils: preliminary findings from agricultural soils (southwestern Poland). *Agriculture*, *13*(9), 1733.
- Mejía-Estrella, I. A., Peña-Montes, C., Peralta-Peláez, L. A., Del Real Olvera, J., & Sulbarán-Rangel, B. (2023). Microplastics in sandy beaches of Puerto Vallarta in the Pacific Coast of Mexico. *Sustainability*, *15*(21), 15259.
- Mendes, A. M., Golden, N., Bermejo, R., & Morrison, L. (2021). Distribution and abundance of microplastics in coastal sediments depends on grain size and distance from sources. *Marine Pollution Bulletin*, *172*, 112802.
- Mendoza, L. M. R., Karapanagioti, H., & Álvarez, N. R. (2018). Micro (nanoplastics) in the marine environment: Current knowledge and gaps. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, *1*, 47-51.
- Mendoza-Espinosa, L. G., & Daesslé, L. W. (2018). Consolidating the use of reclaimed water for irrigation and infiltration in a semi-arid agricultural valley in Mexico: Water management experiences and results. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, *8*(4), 679-687. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.021>
- Mendoza-Espinosa, L., Victoria Orozco-Borbón, M., & Silva-Nava, P. (2004). Quality assessment of reclaimed water for its possible use for crop irrigation and aquifer recharge in Ensenada, Baja California, Mexico. *Water Science and Technology*, *50*(2), 285-291.
- Mendoza-Olea, I. J., Leal-Bautista, R. M., Cejudo, E., Cervantes-Uc, J. M., Rodríguez-Fuentes, N., & Acosta-González, G. (2022). Contaminación por microplásticos en el acuífero kárstico de la península de Yucatán. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, *9*(3).
- Menéndez-Pedriz, A., & Jaumot, J. (2020). Interaction of environmental pollutants with microplastics: a critical review of sorption factors, bioaccumulation and ecotoxicological effects. *Toxics*, *8*(2), 40.
- Meng, X., Yuan, J., Huang, Q., Liu, R., Yang, Y., Yang, X., & Wang, K. (2025). A Review of Sources, Hazards, and Removal Methods of Microplastics in the Environment. *Water* (20734441), *17*(1)
- Mercado, I. (2023). Plantas tratadoras colapsadas generan crisis ambiental. Radarbc agencia informativa. Disponible en línea: <https://radarbc.com/especial/plantas-tratadoras-colapsadas-generan-crisis-ambiental-en-bc/> (consultado el 30 de diciembre, 2025).
- Min, K., Cuiffi, J. D., & Mathers, R. T. (2020). Ranking environmental degradation trends of plastic marine debris based on physical properties and molecular structure. *Nature communications*, *11*(1), 727.

- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental science & technology*, 50(11), 5800-5808.
- Napper, I. E., Baroth, A., Barrett, A. C., Bhola, S., Chowdhury, G. W., Davies, B. F., ... & Koldewey, H. (2023). The distribution and characterisation of microplastics in air, surface water and sediment within a major river system. *Science of the Total Environment*, 901, 166640.
- Nava, V., Leoni, B., Arienzo, M. M., Hogan, Z. S., Gandolfi, I., Tatangelo, V., ... & Chandra, S. (2024). Plastic pollution affects ecosystem processes including community structure and functional traits in large rivers. *Water Research*, 259, 121849.
- Nizzetto, L., Langaas, S., & Futter, M. (2016). Pollution: do microplastics spill on to farm soils?. *Nature*, 537(7621), 488-488.
- Oladele, I. O., Okoro, C. J., Taiwo, A. S., Onuh, L. N., Agbeboh, N. I., Balogun, O. P., ... & Lephuthing, S. S. (2023). Modern trends in recycling waste thermoplastics and their prospective applications: a review. *Journal of Composites Science*, 7(5), 198.
- Oo, P. Z., Boontanon, S. K., Boontanon, N., Tanaka, S., & Fujii, S. (2021). Horizontal variation of microplastics with tidal fluctuation in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112933.
- Organización No Gubernamental. (2021). Informe de la ONU sobre contaminación por plásticos advierte sobre falsas soluciones y confirma la necesidad de una acción mundial urgente. ONU – programa para el medio ambiente. Consultado en: <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/informe-de-la-onu-sobre-contaminacion-por-plasticos?utm>
- Organización No Gubernamental. (2023). Sin Contaminación Por Plásticos. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/42437/Plastic_Pollution_WED23SP.pdf?sequence=6&isAllowed=y#:~:text=Producimos%20alrededor%20430%20millones%20de,pronto%20se%20convierten%20en%20desechos
- Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F. J., Mahlkecht, J., Aguilar-Hernández, I., y Ornelas-Soto, N. (2022). Microplásticos en América Latina y el Caribe: Una revisión sobre el estado actual y las perspectivas. *Journal of Environmental Management*, 309, 114698.
- Ortiz, M., Tamayo, L. H., & Hinojosa, A. (2003). Transporte de sedimento por tracción de marea en el Estero de Punta Banda, Baja California, México. *GEOS*, 23(3).

- Osman, AI, Hosny, M., Eltaweil, AS, Omar, S., Elgarahy, AM, Farghali, M., ... y Akinyede, KA (2023). Fuentes de microplásticos, formación, toxicidad y remediación: una revisión. *Environmental Chemistry Letters* , 21 (4), 2129-2169.
- Oyedotun, T. D. T. (2022). Compositional and multivariate statistical analyses for grain-size characterisation of intertidal sedimentary facies in an estuarine environment. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 6(3), 224-230.
- Pan, Z., Guo, H., Chen, H., Wang, S., Sun, X., Zou, Q., ... & Huang, J. (2019). Microplastics in the Northwestern Pacific: Abundance, distribution, and characteristics. *Science of the Total Environment*, 650, 1913-1922.
- Park, T. J., Lee, S. H., Lee, M. S., Lee, J. K., Park, J. H., & Zoh, K. D. (2020). Distributions of microplastics in surface water, fish, and sediment in the vicinity of a sewage treatment plant. *Water*, 12(12), 3333.
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., & Li, D. (2017). Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*, 225, 283-290.
- Pérez-Reverón, R., González-Sálamo, J., Hernández-Sánchez, C., González-Pleiter, M., Hernández-Borges, J., & Díaz-Peña, F. J. (2022). Recycled wastewater as a potential source of microplastics in irrigated soils from an arid-insular territory (Fuerteventura, Spain). *Science of The Total Environment*, 817, 152830.
- Perumal, K., & Muthuramalingam, S. (2022). Global sources, abundance, size, and distribution of microplastics in marine sediments-A critical review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 264, 107702.
- PESPA, (2021). Programa Estatal de Protección al Ambiente de Baja California. Gobierno del Estado. Baja California México. Disponible en línea en: https://bajacalifornia.gob.mx/Documentos/sest/desarrollo_sustentable/Programas_Proyectos/Proteccion_Ambiente/Programa-Estatal-de-Proteccion-al-Ambiente.pdf? (Consultado el 30 de diciembre de 2025).
- Pinto, P. E., Giacobbo, A., Almeida, G. M. D., Rodrigues, M. A. S., & Bernardes, A. M. (2025). Pressure-driven membrane processes for removing microplastics. *Membranes*, 15(3), 81.
- POEBC, (2014). Programa de ordenamiento ecológico del estado de Baja California, Mexico. Versión Extensa. https://www.bajacalifornia.gob.mx/Documentos/sest/desarrollo_sustentable/Programas_Proyectos/Ordenamiento-Ecologico/PROGRAMA_DE_ORDENAMIENTO_ECOLOGICO_DEL_ESTADO_POEBC_2014/DOCUMENTO_COMPLETO_POEBC_2014.pdf

- Portillo-Lopez, A., and Hoyos-Salazar, L. (2021). Detection of *Giardia duodenalis* in sewage of Ensenada, Baja California, Mexico. *J. Microbiol. Exp.* 9, 121–126. doi: 10.15406/jmen.2021.09.00332
- Qi, R., Jones, D. L., Li, Z., Liu, Q., & Yan, C. (2020). Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review. *Science of the Total Environment*, 703, 134722.
- Ramanna, S., Morozovskii, D., Swanson, S., & Bruneau, J. (2022). Machine Learning of polymer types from the spectral signature of Raman spectroscopy microplastics data. *arXiv preprint arXiv:2201.05445*.
- Ramírez-Álvarez, N., Mendoza, L. M. R., Macías-Zamora, J. V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F. A., ... & 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, 134838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838> [Get rights and content](#)
- Ramkumar, M., Balasubramani, K., Santosh, M., & Nagarajan, R. (2022). The plastisphere: A morphometric genetic classification of plastic pollutants in the natural environment. *Gondwana Research*, 108, 4-12.
- Ramos, R. L., dos Santos, C. R., Drumond, G. P., de Souza Santos, L. V., & Amaral, M. C. S. (2024). Critical review of microplastic in membrane treatment plant: removal efficiency, environmental risk assessment, membrane fouling, and MP release. *Chemical Engineering Journal*, 480, 148052.
- Ramsar. (1971). Ficha informativa:La Convención de Ramsar: ¿de qué se trata? 1–2. https://www.ramsar.org/sites/default/files/fs_6_ramsar_convention_sp_0.pdf
- Re, V. (2019). Shedding light on the invisible: addressing the potential for groundwater contamination by plastic microfibers. *Hydrogeology Journal*, 27(7), 2719-2727.
- Retama, I., Jonathan, M. P., Shruti, V. C., Velumani, S., Sarkar, S. K., Roy, P. D., & Rodríguez-Espinosa, P. F. (2016). Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 530-535.
- Rezaei, M., Abbasi, S., Pourmahmood, H., Oleszczuk, P., Ritsema, C., & Turner, A. (2022). Microplastics in agricultural soils from a semi-arid region and their transport by wind erosion. *Environmental Research*, 212, 113213.
- Rodríguez Martínez, G. (2019). Análisis de viabilidad y diseño de piloto trasero para bicicletas.
- Rojas Remis, R., & Mendoza Espinosa, L. (2015). Plantas de tratamiento de aguas residuales: una vision como sistema complejo.

- Ruíz-Reyes, C. I., Lango-Reynoso, F., Castañeda-Chávez, M. D. R., & Moran-Silva, A. (2023). Microplastics on beaches in the Nautla-Vega de Alatorre turtle nesting area, Veracruz. *Microplastics*, 2(3), 230-241.
- Rumuri, R., Ramkumar, T., Vasudevan, S., & Gnanachandrasamy, G. (2024). Variation of sediment grain size parameters, fish diversity, and phytoplankton richness in relation to sand and silt fractions in estuaries. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 8(1), 26-40.
- Sa'adu, I., & Farsang, A. (2023). Plastic contamination in agricultural soils: a review. *Environmental Sciences Europe*, 35(1), 13.
- Salehi, Z., Hashemi, S. H., & Flury, M. (2023). Micro-and mesoplastics in farmlands with different water sources irrigation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(4), 267.
- Salgado Méndez, S. O. (2015). Riego con agua residual tratada en el Valle de Maneadero B. C (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Baja California. Disponible en línea: <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/entities/publication/55c9f108-9d71-432a-9802-695e5a1799ba?utm>
- Sánchez-Osorio J. 2014. *PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS EN SUELOS RURALES, SEDIMENTOS Y AIRE DE ZONAS AGRÍCOLAS DEL NOROESTE DE MÉXICO: FUENTES Y ENANTIOSELECTIVIDAD*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Baja California. <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/collections/251f7978-f009-40f5-b3dc-a364408293e2>
- Sattar, B., Liu, G., Yousaf, B., Arif, M., Gulzar, M. Z., Haider, M. I. S., ... & Aziz, K. (2025). Microplastic contamination in agricultural soils from mulch films and organic amendments: transformation mechanism, soil-biota toxicity, and future perspectives. *Waste Management*, 205, 115032.
- Shaji, S., Chellam, P. V., & Sundaram, B. (2025). Interactions of Microplastics with Co-Occurring Pollutants in Soil Environment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 236(4), 212.
- Sharmin, S., Wang, Q., Islam, M. R., Wang, W., & Enyoh, C. E. (2024). Microplastic Contamination of Non-Mulched Agricultural Soils in Bangladesh: Detection, Characterization, Source Apportionment and Probabilistic Health Risk Assessment. *Journal of Xenobiotics*, 14(2), 812-826.
- Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., & Kutralam-Muniasamy, G. (2021). The current state of microplastic pollution in the world's largest gulf and its future directions. *Environmental Pollution*, 291, 118142.
- Steinmetz, Z., & Schröder, H. (2022). Plastic debris in plastic-mulched soil—a screening study from western Germany. *PeerJ*, 10, e13781.

- Su, L., Xiong, X., Zhang, Y., Wu, C., Xu, X., Sun, C. y Shi, H. (2022). Transporte global de plásticos y microplásticos: Una revisión crítica de sus vías e influencias. *Science of the Total Environment*, 831, 154884.
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., Van Loosdrecht, M. C., & Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water research*, 152, 21-37.
- Sun, J., Peng, Z., Zhu, Z. R., Fu, W., Dai, X., & Ni, B. J. (2022). The atmospheric microplastics deposition contributes to microplastic pollution in urban waters. *Water Research*, 225, 119116.
- Takarín, N. D., Purwiyanto, A. I. S., Rasud, A. A., Arifin, A. A., & Suteja, Y. (2022). Microplastic abundance and distribution in surface water and sediment collected from the coastal area.
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., & Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? –A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water research*, 109, 164-172.
- Tamminga, M., Stoewer, S. C., & Fischer, E. K. (2019). On the representativeness of pump water samples versus manta sampling in microplastic analysis. *Environmental Pollution*, 254, 112970. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.112970>
- Tang, K. H. D. (2023). Microplastics in agricultural soils in China: Sources, impacts and solutions. *Environmental Pollution*, 322, 121235.
- Tatsii, D., Bucci, S., Bhowmick, T., Guettler, J., Bakels, L., Bagheri, G., & Stohl, A. (2023). Shape matters: Long-range transport of microplastic fibers in the atmosphere. *Environmental science & technology*, 58(1), 671-682.
- Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the marine environment: sources, consequences and solutions. In *Marine anthropogenic litter* (pp. 185-200). Cham: Springer International Publishing.
- Tian, L., Jinjin, C., Ji, R., Ma, Y., & Yu, X. (2022). Microplastics in agricultural soils: sources, effects, and their fate. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 25, 100311.
- Tsiaras, K., Costa, E., Morgana, S., Gambardella, C., Piazza, V., Faimali, M., ... & Garaventa, F. (2022). Microplastics in the Mediterranean: variability from observations and model analysis. *Frontiers in Marine Science*, 9, 784937
- United Nations Environment Programme. (2023). Sustainable development goals. United Nations Environment Programme. Consultado en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/blog/2023/08/explainer-what-is-plastic-pollution/>
- United Nations Environment Programme. (2023). Turning off the Tap: How the world can end plastic pollution and create a circular economy. Nairobi. United Nations Environment

https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/42277/Plastic_pollution.pdf?sequence=3

- Valle-Levinson, A. (2022). *Introduction to estuarine hydrodynamics*. Cambridge University Press.
- Vásquez Rosas, B. (2022). Detección, cuantificación y caracterización de microplásticos en la planta de tratamiento de agua residual “Alse seca-Sur”. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. <https://hdl.handle.net/20.500.12371/19682>
- Veiga, J. M., Fleet, D., KINSEY, S., Nilsson, P., Vlachogianni, T., Werner, S., ... & Cronin, R. (2016). Identifying sources of marine litter. MSFD GES TG Marine Litter Thematic Report; JRC Technical Report; EUR 28309.
- Villafañe, A. B., Ronda, A. C., Pirani, L. S. R., Picone, A. L., Lucchi, L. D., Romano, R. M., ... & Arias, A. H. (2023). Microplastics and anthropogenic debris in rainwater from Bahía Blanca, Argentina. *Heliyon*, 9(6).
- Wang, J., Bucci, K., Helm, P. A., Hoellein, T., Hoffman, M. J., Rooney, R., & Rochman, C. M. (2022). Runoff and discharge pathways of microplastics into freshwater ecosystems: A systematic review and meta-analysis. *Facets*.
- Wu, J., Ye, Q., Sun, L., Liu, J., Huang, M., Wang, T., ... & Zhu, N. (2023). Impact of persistent rain on microplastics distribution and plastisphere community: A field study in the Pearl River, China. *Science of The Total Environment*, 879, 163066.
- Wu, P., Fan, Y., Zhang, X., Wu, W., Zhang, Z., Wu, Y., ... & Gao, B. (2024). Seasonal dynamics, tidal influences, and anthropogenic impacts on microplastic distribution in the Yangtze River estuary: A comprehensive characterization and comparative analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 476, 135167.
- Xiong, W., Ni, P., Chen, Y., Gao, Y., Li, S., & Zhan, A. (2019). Biological consequences of environmental pollution in running water ecosystems: A case study in zooplankton. *Environmental Pollution*, 252, 1483-1490.
- Xu, Q., Xing, R., Sun, M., Gao, Y., & An, L. (2020). Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. *Science of the Total Environment*, 729, 139025.
- 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.
- Yang, X., Zhang, Z., & Guo, X. (2023). Impact of soil structure and texture on occurrence of microplastics in agricultural soils of karst areas. *Science of the Total Environment*, 902, 166189.

- Ye, L., Huang, W., Wu, Y., Chen, Y., Zhang, J., Seo, J. Y., & Wu, J. (2025). Role of biophysical flocculation on microplastics and sediment interactions in a microtidal estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 219, 118308.
- Yu, Y., Battu, A. K., Varga, T., Denny, A. C., Zahid, T. M., Chowdhury, I., & Flury, M. (2023). Minimal impacts of microplastics on soil physical properties under environmentally relevant concentrations. *Environmental science & technology*, 57(13), 5296-5304.
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203, 103118.
- Zhou, B., Wang, J., Zhang, H., Shi, H., Fei, Y., Huang, S., ... & Barceló, D. (2020). Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: Multiple sources other than plastic mulching film. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 121814.
- Zhou, W., Wang, Q., Wei, Z., Jiang, J., & Deng, J. (2023). Effects of microplastic type on growth and physiology of soil crops: Implications for farmland yield and food quality. *Environmental Pollution*, 326, 121512.
- Zubris, K. A. V., & Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental pollution*, 138(2), 201-211.