

Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco

Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud
Sede Trelew



**Tesis de Licenciatura en Protección y Saneamiento
Ambiental**

**“Estudio de microplásticos en el área
costera y estuarina del Río Chubut”**

Alumna: Martínez Elgorriaga Luciana Belén
Directora: Dra. Valiñas Macarena
Codirectora: Lic. Oviedo Loreley
Año 2025

ESTUDIO DE MICROPLÁSTICOS EN EL ÁREA COSTERA Y ESTUARINA DEL RÍO CHUBUT

1. INTRODUCCIÓN

El volumen de producción de plástico, junto con la durabilidad de este polímero, han derivado en una acumulación generalizada de este material en hábitats terrestres y acuáticos (Browne *et al.*, 2008), lo que representa una problemática de alcance global (Bayo *et al.*, 2024). Una vez en el medio natural, el plástico se fragmenta progresivamente en piezas cada vez más pequeñas, llegando a constituir una fracción menor a los 5 mm, definida como microplásticos (MP) (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015). De acuerdo a su origen, a los MP producto de la degradación de piezas mayores se los denomina *secundarios* (Acosta González *et al.*, 2022), a diferencia de los *primarios* que se producen originalmente en tamaño pequeño para su uso directo o como precursores industriales (Ríos *et al.*, 2020b). A pesar de que los MP secundarios predominan en los ecosistemas (UNEP, 2021), las regulaciones actuales se enfocan principalmente en los primarios, en parte debido a su origen conocido y controlable (Zaragoza *et al.*, 2023), siendo un ejemplo de esto la Ley N° 27.602 (Honorable Congreso de la Nación Argentina, 2020).

La contaminación por MP se puede definir a través de dos efectos principales. Por un lado, debido a su capacidad adsorbente, los MP funcionan como hospedadores y transportadores de microorganismos y compuestos químicos, permitiendo que perduren activos en el medio por tiempos aún más prolongados (Rochman *et al.*, 2013). Por otro lado, representan un potencial impacto ecológico, al ser susceptibles de ser ingeridos por diversos organismos, ingresando de esta forma en las redes tróficas de los ecosistemas. La magnitud de este tipo de contaminación y sus efectos dependen de la capacidad contaminante específica de los MP (Bucci *et al.*, 2022), pero también de las particularidades del ecosistema afectado.

Los MP son diferentes a otros contaminantes ambientales, a razón de su multidimensionalidad, donde la capacidad contaminante está determinada por factores como el tipo de polímero, composición química, forma, color y tamaño (Bucci *et al.*, 2022). Estas características no solo permiten identificar sus fuentes de origen y vías de ingreso al medio, sino que también influyen en su comportamiento y permanencia en el entorno (Vázquez *et al.*, 2021). En términos generales, los MP con formas aerodinámicas y de menor densidad, se dispersan más fácilmente, en comparación con los más densos, los cuales tienden a acumularse, prolongando su permanencia en los ecosistemas (Urbanek *et al.*, 2018).

El tipo de polímero y la composición química están directamente relacionados con la capacidad de los MP para adsorber y transportar contaminantes. Polímeros como las poliolefinas (polietileno y polipropileno), el poliestireno, el tereftalato de polietileno (PET) y el cloruro de polivinilo (PVC), predominantes en la producción global (OECD, 2022), pueden contener aditivos químicos y contaminantes (Gallo *et al.*, 2018). Esta cualidad se

intensifica con la degradación de los MP, ya que el aumento de su superficie activa potencia su capacidad de adsorción (Acosta Coley, 2014). Una vez ingeridos, los contaminantes pueden liberarse en los organismos, provocando efectos crónicos como disrupción endocrina, mutagénesis o carcinogénesis (Rios *et al.*, 2007), con una posible acumulación en la cadena alimentaria (Camarena y Camargo, 2024).

Por otro lado, la forma, el color y el tamaño están estrechamente relacionados con la posible ingestión de MP por parte de los organismos. En cuanto a la forma, los MP se clasifican en fibras (filamentos plásticos), fragmentos (piezas irregulares), pellets (esferas homogéneas), film (láminas delgadas y planas) y foam (material poroso y compresible) (Rezania *et al.*, 2018), siendo las fibras las más propensas a bioacumularse debido a su difícil eliminación tras la ingesta (Qu *et al.*, 2018). En lo que respecta al color, este influye en la probabilidad de ingestión, especialmente en depredadores visuales (Herrera *et al.*, 2019). A pesar de la influencia de estos factores, el tamaño de los MP es el principal determinante de su disponibilidad para los organismos (Desforges *et al.*, 2015). A menor tamaño, son más accesibles para especies de niveles tróficos inferiores, a la vez que tienen mayor capacidad de translocarse dentro de sus tejidos (Browne *et al.*, 2008).

La magnitud del impacto por MP no solo está definida por sus características intrínsecas, sino también por las particularidades del ecosistema afectado. En este sentido, los ecosistemas marinos se destacan por ser particularmente vulnerables, constituyendo el principal reservorio de MP a nivel global (Browne *et al.*, 2011), donde su presencia es reconocida desde hace más de cuatro décadas (Stolte *et al.*, 2015), y su concentración se encuentra en aumento en forma sostenida (Lithner *et al.*, 2011). La abundancia de MP en los océanos está estrechamente vinculada a las actividades humanas, lo que establece una correlación directa entre los niveles de contaminación por MP y el grado de intervención antrópica (Peng *et al.*, 2018). Es por esto que, la vulnerabilidad de los océanos se incrementa particularmente en los entornos transicionales y costeros, considerados entre los ecosistemas marinos más productivos, pero también sometidos a una constante presión antrópica (Buzzi *et al.*, 2017).

Las áreas costeras, debido a los bienes y servicios que ofrecen, albergan más del 60 % de la población mundial (Arias *et al.*, 2017) presentando una amplia gama de actividades productivas, recreativas, de transporte y de servicio (Ramírez-Chávez, 2010). No obstante, el proceso de urbanización a lo largo del litoral es una de las principales fuentes de contaminación sobre las costas, siendo los ríos las principales rutas de transporte, complementadas por fuentes marinas asociadas a la industria pesquera y al transporte marítimo, según datos del Inventario Nacional de Fuentes de Contaminación Plástica (SEMARNAT, 2023). Además de su proximidad a las fuentes de contaminación y a la actividad antrópica, las costas son especialmente vulnerables debido a la dinámica costera. El movimiento continuo de olas, corrientes y mareas contribuyen a la distribución de MP, facilitando su dispersión y su intercambio constante entre el sedimento y la columna de agua (Yang *et al.*, 2021). Estos procesos no solo amplifican su propagación, sino que también promueven su fragmentación, favoreciendo que se incorporen en las redes tróficas marinas

(Desforges *et al.*, 2015). Se han registrado MP en organismos del zooplancton, moluscos (principalmente especies filtradoras) y peces, entre otros (Nel *et al.*, 2018; Sun *et al.*, 2018; Pazos, 2021). El impacto biológico que tienen los MP una vez ingeridos incluye tanto efectos físicos como químicos. En relación con los primeros, Jovanović (2017) documentó daños mecánicos a nivel celular y de estructuras internas, así como obstrucción del sistema digestivo y limitación de la ingesta de alimentos. Los efectos químicos, por su parte, se relacionan con la presencia de aditivos y contaminantes adsorbidos (Rainieri *et al.*, 2018). Existen reportes, que han demostrado que estos pueden inducir estrés oxidativo, provocar alteraciones metabólicas e inhibir el crecimiento (Ma *et al.*, 2022).

A pesar de que los MP se encuentran potencialmente biodisponibles para una amplia gama de organismos marinos, incluso con diferentes estrategias de alimentación (Quirós-Rodríguez *et al.*, 2021), los moluscos bivalvos resultan de interés, dado que, al ser organismos filtradores, se encuentran expuestos directamente a los MP presentes en el medio (Li *et al.*, 2015). Aunque se ha registrado que algunas especies de bivalvos tienen la capacidad de seleccionar las partículas a ingerir (Rosa *et al.*, 2018), particularmente los de la familia Mytilidae siguen siendo los organismos más utilizados como biomonitores de la contaminación por MP en aguas costeras (Bråte *et al.*, 2018). Un biomonitor es un organismo que proporciona información cuantitativa sobre la calidad del ambiente (Markert *et al.*, 2003). Los mitílidos se destacan como biomonitores debido a que cumplen con características esenciales para este propósito, siendo organismos sedentarios, con una amplia distribución geográfica, presentan facilidad para el muestreo y se vinculan con la cadena alimentaria humana (Anacleto *et al.*, 2015).

La zona costera y estuarina del Río Chubut (43°20' S; 65°04' W) es un área donde se desarrollan actividades pesqueras, tanto industriales (Puerto Rawson) como artesanales, conforme a la zonificación de Pesca Artesanal Marina establecida en la Ley XVII-Nº 86 (Honorable Legislatura de la Provincia del Chubut, 2011), junto con actividades industriales, comerciales, residenciales (centro urbano de Rawson/Playa Unión) y administrativas (Del Vecchio, 2018). A su vez, el área funciona como eje turístico y recreativo, siendo el complejo Magagna un ejemplo de esto, al ser designado como "Área Turística Protegida Municipal" mediante Ordenanza Nº 5.017 (Honorable Concejo Deliberante de la Ciudad de Rawson, 2001). Las diferentes actividades que convergen y encuentran su síntesis en este espacio costero (Boscarol *et al.*, 2016) funcionan como factores de presión sobre el sistema natural. Según las campañas 2020-2021 del Programa Provincial de Censo y Limpieza de Costas, en Rawson se registraron los mayores impactos por residuos sólidos urbanos de la provincia (Dirección de Programas Ambientales, 2021), lo que le confiere al área una alta vulnerabilidad a la contaminación. La susceptibilidad del sitio se ve agravada al funcionar como cuenca del estuario del Río Chubut, recibiendo elementos contaminantes, capaces de alterar el ecosistema, provenientes de las ciudades de Gaiman, Trelew y Rawson (Esteves *et al.*, 1997).

Las comunidades intermareales de costas rocosas del Atlántico Sudoccidental están dominadas por dos especies de mejillines, *Brachidontes rodriguezii* (A. d'Orbigny, 1846),

que se distribuye en la Provincia Biogeográfica Argentina (templado-cálida), y *Perumytilus purpuratus* (Lamarck, 1819) que se encuentra en la Provincia Biogeográfica Magallánica (templado-fría), solapándose ambas distribuciones en el norte de la Patagonia Argentina, aproximadamente entre 41°S y 43°S (Adami *et al.*, 2013). *B. rodriguezii*, conocido vulgarmente como mejillín del Norte, es una de las especies filtradoras más representativas, en términos de abundancia, de la zona costera y estuarina del Río Chubut (Oviedo com. pers.). Su dominancia le otorga un rol ecológico en estos ecosistemas, ya que los lechos de mejillines proporcionan hábitat y sostén a diversas especies bentónicas (Adami *et al.*, 2004), siendo considerados ingenieros ecosistémicos (Borthagaray y Carranza, 2007).

En vista del potencial que tiene la zona litoral de la desembocadura del Río Chubut de contener MP, de la posible relación de su presencia con las actividades antrópicas que en ella se desarrollan, y de los impactos que este tipo de contaminante tiene en el ambiente, es que resulta clave determinar la abundancia, tipos y composición de MP presentes en el área, a través de su análisis en sedimento intermareal, agua subsuperficial, así como su presencia en tejidos de *B. rodriguezii*, con el fin de evaluar el potencial de esta especie como biomonitor de contaminación por MP. Además, se buscará determinar si la abundancia de MP está relacionada con la presión antrópica, mediante el estudio de patrones espacio-temporales en sitios con diferentes grados de intervención humana. El riesgo a verse deteriorada la calidad del área, representa el principio rector del presente proyecto, el cual toma relevancia considerando los importantes servicios, tanto ecológicos como socioeconómicos, que brinda a nivel regional.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la abundancia, tipos y composición de MP del área costera y estuarina del Río Chubut, en sitios con diferente grado de intervención antrópica.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la abundancia, tipos y composición de MP en el sedimento intermareal y en agua subsuperficial en sitios con diferente grado de intervención antrópica.
- Estimar la abundancia, tipos y composición de MP en *B. rodriguezii*, como representante de la biota filtradora, con el fin de evaluar su potencial como biomonitor de contaminación por MP en el área de estudio.
- Identificar patrones espacio-temporales de abundancia de MP en sitios con diferente grado de intervención por actividades antrópicas.

2. METODOLOGÍA

2.1. Área de estudio

El estuario del Río Chubut (43° 20' S; 65° 04' W) se encuentra en el noreste de la provincia del Chubut, Patagonia, Argentina. Este estuario, abarca el último tramo del Río Chubut y su área costera de influencia, al sur de Bahía Engaño, donde desemboca en el Océano Atlántico (Santinelli *et al.*, 1990). El lecho del estuario es principalmente arenoso (Giarratano *et al.*, 2022), mientras que la presencia de rodados de granulometría variable en la zona de pleamar y de arena mediana y fina en mareas bajas constituyen características distintivas del área costera asociada (De Santos *et al.*, 2022).

El estuario se clasifica de cuña salina (Santinelli *et al.*, 1990), con el agua fluvial fluyendo sobre el agua de mar durante la bajante (hacia el mar) y el mar entrando río arriba durante la creciente (Helbling *et al.*, 1992). Esta dinámica regula la circulación hídrica, la cual está modulada por los vientos dominantes del oeste y suroeste (Asensio y Polacco, 2014). Durante la bajante, el ingreso del agua fluvial en el mar se orienta hacia el norte, lo que conlleva una erosión marcada en el sector sur (complejo Magagna) y una acumulación de sedimento moderada y paulatina en el sector norte de Playa Unión (del Valle y Donini, 2010).

Según los límites políticos-administrativos, el área se encuentra ubicada en Rawson, capital de la provincia del Chubut y cabecera del departamento homónimo. La población, conformada por 38.129 habitantes (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2022), se concentra en la ciudad de Rawson y en menor medida en Playa Unión y en el complejo Magagna, dos aglomerados poblacionales que integran el ejido (Asensio y Polacco, 2014). Además de las actividades residenciales, comerciales y administrativas, en el área se desarrollan actividades económicas, vinculadas con el turismo y la actividad portuaria. En lo referido al primero, el sitio funciona como eje turístico y recreativo, con una demanda estacional principalmente estival, en donde la población se incrementa, con la visita de 30.000 turistas en verano, en contraste con los 9.000 residentes permanentes a lo largo del año (Del Vecchio, 2018). Como balneario, ofrece excursiones de avistaje de la tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*), actividad declarada de “Interés Turístico Provincial” mediante la Resolución N° 117 (Secretaría de Turismo y Áreas Protegidas del Chubut, 2014). A su vez, el área brinda la posibilidad de practicar deportes náuticos, actividades de pesca deportiva y artesanal (Del Vecchio, 2018). Por su parte, el complejo Magagna, designado como Área Turística Protegida Municipal, tiene entre sus principales atractivos el turismo de sol y playa, registrando una concurrencia menor respecto a Playa Unión, y la extracción de moluscos durante la bajamar, junto con otras actividades recreativas (De Santos *et al.*, 2022).

La actividad pesquera se desarrolla en Puerto Rawson, ubicado en tercer lugar a nivel nacional en número de desembarques de capturas marítimas (Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2024). Los registros recientes indican un aumento en la operatividad del puerto, destacándose como la única terminal marítima en Chubut que

incrementó su índice de descargas al comparar los movimientos entre 2022 y 2023 (Agüero y Bagalciaga, 2024). Se trata de un puerto estrictamente zafrero, cuya actividad se centra en la pesca de merluza (*Merluccius hubbsi*), calamar (*Illex argentinus*) y langostino (*Pleoticus muelleri*), siendo esta última la especie más importante en términos de explotación de recursos (Del Vecchio, 2018). Cuenta con una flota de alrededor de 95 barcos, pertenecientes la mayoría a la “flota amarilla” (Agüero y Bagalciaga, 2024) y opera de manera intensiva durante el verano, comenzando la temporada en octubre y finalizando en abril, con picos máximos de desembarques entre noviembre y febrero (Del Vecchio, 2018). El puerto está asociado a un polo industrial, con 128 empresas registradas y en crecimiento, centradas en la pesca y dedicadas a ofrecer servicios de abastecimiento, mantenimiento naval y procesamiento del recurso pesquero (Barneche, 2022). De esta manera, las diferentes actividades que convergen y encuentran su síntesis en este espacio costero (Boscarol *et al.*, 2016) lo convierten en área clave para evaluar la presencia de MP.

2.2. Sitios de muestreo

Los muestreos para determinar la abundancia de MP se realizaron en 3 sitios con diferente grado de intervención antrópica:

- **El Elsa (43°20' S; 65° 04' O)**: sitio que actúa como cuenca para el estuario del Río Chubut, recibiendo contaminantes provenientes de las ciudades de Gaiman, Trelew y Rawson, los cuales son capaces de alterar el ecosistema (Esteves *et al.*, 1997). Su paisaje, intervenido antrópicamente, se encuentra altamente impactado debido a su uso como zona recreativa y deportiva tanto por la población local como por los turistas (Agüero y Bagalciaga, 2024). Dentro de este entorno se destacan el muelle del Puerto Rawson, las instalaciones de las empresas que manufacturan recursos marinos y la última fila de edificaciones del balneario Playa Unión (Asensio y Polacco, 2014). Se prevé un importante crecimiento en el área, impulsado por la ejecución de obras viales y de urbanización, junto con la construcción de bajadas para embarcaciones y otras infraestructuras que intensificarán aún más su uso (Asensio y Polacco, 2014). Una fuerte problemática de esta zona es la presencia permanente de residuos provenientes de la corriente residual urbana y de la actividad pesquera.
- **Barrancas Blancas (43°20' S; 65° 03' O)**, playa ubicada por línea de costa a 0.85 km al sur de la desembocadura del Río Chubut. Su paisaje se encuentra medianamente antropizado por la presencia de caminos y accesos hacia la playa, líneas eléctricas, escolleras en la desembocadura del Río Chubut y basurales clandestinos (De Santos *et al.*, 2022). La zona también recibe desechos de los operadores de Puerto Rawson (Dirección de Programas Ambientales, 2021), predominando los residuos plásticos como cajones, restos de cabos y redes, tanzas, sogas, guantes de fibra, entre otros (Machado *et al.*, 2019). Además, en este entorno se observa un importante volumen de escombros, resultado de las demoliciones ocurridas en 2018 tras la usurpación de tierras iniciada en 2014, y que para 2017 contabilizaba 150 parcelas construidas (De Santos *et al.*, 2022).

- **Santa Isabel (43° 25' S; 65° 04' O)**, playa ubicada por línea de costa a 9.75 km de la desembocadura del Río Chubut, constituyendo el límite sur del área de estudio. Se trata de la última playa del complejo Magagna y la única que no está habitada. Aunque el complejo tiene una población estable de 169 habitantes (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2022), esta es bastante reducida, dado que la infraestructura de servicios públicos solo se ha desarrollado en los últimos años (Asensio y Polacco, 2014). En Santa Isabel, la intervención antrópica se limita a visitantes ocasionales que desarrollan actividades recreativas, principalmente la pesca de costa durante los fines de semana. Según el Programa Provincial de Censo y Limpieza de Costas (Dirección de Programas Ambientales, 2021), no se registraron residuos en la playa, ni a lo largo de la línea de marea en este sitio. Sin embargo, evaluaciones recientes dentro del mismo marco han registrado la presencia creciente de residuos provenientes de la actividad pesquera industrial, que arriban a la costa desde el mar (El Chubut, 2024).

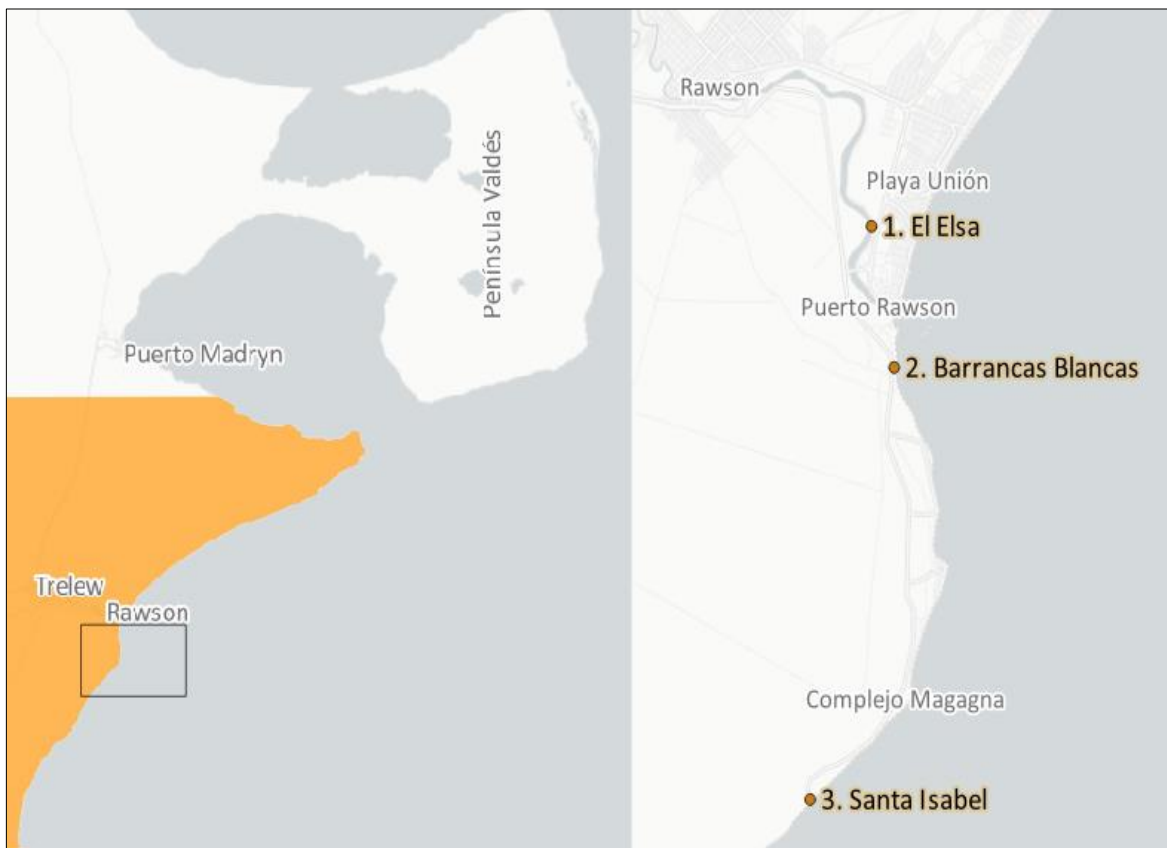


Figura 1 Mapa del área de estudio con la ubicación de los tres sitios de muestreo (El Elsa, Barrancas Blancas y Santa Isabel).

2.3. Recolección de muestras

Entre febrero y agosto del 2023, se realizaron campañas costeras mensuales (6 en total) en El Elsa, Barrancas Blancas y Santa Isabel, en las que se colectaron muestras de tres matrices: sedimento intermareal, agua subsuperficial y mitílidos de la especie *B. rodriguezii*. Los días y horarios en los que se realizaron los muestreos, fueron escogidos en función de las bajamares extraordinarias registradas por el Servicio de Hidrografía Naval (Anexo IA).

Para el primer objetivo, se obtuvieron mensualmente 10 muestras de sedimento intermareal en cada uno de los sitios. Las muestras se recolectaron de manera aleatoria a lo largo de la línea de costa, con muestreos próximos a la orilla en el caso de El Elsa, mientras que en Barrancas Blancas y Santa Isabel se realizaron en el mesolitoral medio.

Para los muestreos, se utilizó un molde circular de 10 cm de diámetro, tipo corer, debido a que esta herramienta de muestreo tiene un impacto mínimo en la deformación de la superficie y mantiene la integridad del sedimento (Frias *et al.*, 2018) (Fig. 2). Con la ayuda de una pala de acero inoxidable, se recolectaron los 3 centímetros superiores de sustrato, ya que en los primeros centímetros la concentración de MP es mayor que en capas más profundas (Correia-Prata *et al.*, 2019). Las muestras fueron colocadas en bolsas con cierre hermético, las cuales fueron previamente enjuagadas con agua destilada filtrada (35 μm), y almacenadas en un freezer a -17 °C hasta su procesamiento.



Figura 2 Muestreo de sedimento en El Elsa. Fotografía tomada el 7 de febrero de 2023.

En el caso del agua subsuperficial (≈ 10 cm de profundidad) se tomaron 3 muestras mensuales en cada uno de los sitios de muestreo. La recolección se llevó a cabo en lugares donde el agua se encontraba en circulación y contra la corriente, con el fin de evitar la captación de sedimentos que pudieran haberse suspendido al caminar por el lecho del cuerpo de agua.

Las muestras de agua fueron colectadas utilizando un balde y colocadas en botellas plásticas de 2.5 L. El balde y las botellas fueron previamente enjuagados con agua destilada filtrada ($35 \mu\text{m}$) y en el sitio de muestreo se realizó un enjuague por triplicado. Las muestras se conservaron en freezer a $-17 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta su procesamiento.

En cuanto al segundo objetivo, se tomaron 10 muestras de *B. rodriguezii* mensuales en los sitios Barrancas Blancas y Santa Isabel, debido a la ausencia de mejillines en El Elsa. Para la recolección de los individuos se utilizó el mismo molde circular descrito para el muestreo de sedimentos (Fig. 1), siguiendo la misma metodología de muestreo y almacenamiento empleada en dicha matriz.

2.4. Metodologías de procesamiento

En el presente trabajo, se siguió el criterio de Masura *et al.* (2015) para definir a una partícula como MP, en donde se evalúa el tamaño del material sólido, su resistencia a la oxidación con peróxido de hidrógeno al 30 %, su capacidad de flotación en una solución de NaCl 5 M y su identificación mediante análisis microscópico bajo un aumento de 40 x. En cuanto al tamaño, el rango de estudio queda comprendido entre 35 y $1000 \mu\text{m}$, fracción que se clasifica como polímeros pequeños según las consideraciones de Van Cauwenberghe *et al.* (2015).

El protocolo de Masura *et al.* (2015) fue adaptado para este trabajo en función de las características de las muestras recolectadas en el área de estudio y a la disponibilidad de insumos. Entre las adaptaciones generales, se ajustó el tamaño de la malla de acero de los tamices utilizados y para el filtrado, se reemplazó un tamiz de 0,3 mm por papel de filtro de laboratorio con un tamaño de poro de $35 \mu\text{m}$. El protocolo propone tanto NaCl 5 M como metatungstato de litio para la separación por densidad, siendo utilizado el primero debido a su mayor accesibilidad, menor costo y menor peligrosidad en la gestión de residuos. A su vez, no fue necesario el uso de una solución acuosa de Fe(II) 0,05 M para la oxidación de la materia orgánica, ya que el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 % fue suficiente para este propósito. En cuanto a las unidades de medida también fueron modificadas, optando por "número de ítems" en lugar de "gramos de MP" como numerador. Particularmente en el procesamiento de las muestras de sedimento intermareal, se modificó la temperatura de secado. Mientras que el protocolo original establece una temperatura de secado de $90 \text{ }^\circ\text{C}$, estudios como el de Yang *et al.* (2021) concluyeron que secar las muestras a $60 \text{ }^\circ\text{C}$ o más durante períodos prolongados podría alterar la forma física de los MP. Por este motivo, las muestras fueron secadas a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 horas.

Para el procesamiento de las muestras de *B. rodriguezii* se siguió el protocolo de Li *et al.* (2015), con una modificación en cuanto al número de individuos procesados por muestra. Mientras que el protocolo original establece entre 2 y 5 individuos para la separación del tejido blando, en el presente estudio se trabajó con un promedio de 25 individuos por muestra.

Para las diferentes matrices, los protocolos seguidos incluyeron una etapa de preprocesamiento destinada al acondicionamiento de las muestras, reducción del volumen y concentración de las partículas de interés. A esta etapa le siguió el procesamiento y análisis microscópico para la identificación, cuantificación y clasificación de los ítems. De las 10 muestras recolectadas mensualmente en cada sitio, se procesaron 4 de sedimento intermareal y de *B. rodriguezii*, mientras que, en el caso del agua subsuperficial, se analizó la totalidad de las muestras.

2.4.1. Preprocesamiento de las muestras

El preprocesamiento de las muestras de sedimento, se llevó a cabo en tres etapas: 1) preparación de la muestra, 2) separación por densidad y 3) tamizado húmedo. La primera etapa consistió en determinar la masa de sedimento seco, partiendo de 400 g de sedimento húmedo, luego del secado en una estufa a 50 °C durante 24 horas, prosiguiendo con el correspondiente análisis gravimétrico. Para la separación de partículas por densidad, se adicionaron 300 mL de una solución acuosa de NaCl 5 M a la muestra, mezclándola y dejándola decantar para recolectar el sobrenadante. Este proceso de separación se repitió tres veces, obteniendo un sobrenadante compuesto por tres extracciones sucesivas. A continuación, el sobrenadante fue vertido sobre una batería de tamices de acero de 1000 µm, 750 µm y 35 µm, colocada sobre un recipiente colector. Para asegurar la transferencia completa de los sólidos residuales, los tamices se enjuagaron tres veces con agua destilada. Posteriormente, el agua recogida en el recipiente se volvió a filtrar a través de los tamices. Se descartó el material retenido en el tamiz de 1000 µm y se conservó el material retenido en los tamices de 750 µm y 35 µm, mediante el empleo de una piseta con agua destilada para su transferencia. Las muestras preprocesadas resultantes fueron almacenadas en botellas de vidrio de 250 mL hasta su procesamiento. El preprocesamiento y almacenamiento de las muestras de agua subsuperficial se realizó siguiendo el mismo procedimiento descrito para las muestras de sedimento.

En el caso de la matriz biológica, el preprocesamiento consistió en descartar aquellos mitílidos que no pertenecían a la especie *B. rodriguezii*, mediante la observación de caracteres morfológicos externos de las valvas, específicamente el número y la forma de las costillas, así como la morfología del umbo y las improntas musculares en vista interna, de acuerdo a lo establecido por Adami *et al.* (2013). Las observaciones fueron comparadas con el material de referencia de la colección de invertebrados de la cátedra de Diversidad Animal I y se realizaron con un microscopio digital marca GADNIC modelo MC22M Andonstar Ad 106s. A su vez, se descartaron los individuos cuyos tamaños quedaban fuera

de la talla media en los ejemplares muestreados. Para ello, se usó un calibre digital de acero inoxidable con una precisión de 0.02 mm. Una vez medida la altura de la valva (mm) de 25 individuos, se extrajo el tejido blando para su pesaje en balanza de precisión 0,001 g.

2.4.2. Procesamiento de las muestras

El procesamiento de las muestras se realizó en el Laboratorio de Química de la UNPSJB (Sede Trelew). En el caso de las muestras de sedimento y de agua, el procesamiento incluyó una primera fase de digestión de la materia orgánica y una segunda fase de separación por densidad. En la primera fase, se colocó la muestra preprocesada en un vaso de precipitado de 1000 mL y se añadieron 20 mL de H₂O₂ al 30 %. La mezcla se calentó en campana extractora de gases a 75 °C durante 30 minutos, empleando un manto calefactor y mezclando constantemente la solución. En los casos en los que, transcurrido este tiempo, la materia orgánica era aún visible, se añadieron otros 20 mL de H₂O₂ hasta culminar la digestión. Concluida esta etapa, la muestra se dejó enfriar en la campana extractora de gases. Para la separación por densidad, se añadieron 6 gramos de NaCl (5 M) por cada 20 mL de la solución que contenía la muestra. La mezcla se calentó a 75 °C hasta que la sal fuera disuelta, y luego se transfirió a un separador de densidad, donde se dejó decantar. Los sólidos sedimentados fueron descartados del separador e inspeccionados, mientras que el sobrenadante fue filtrado utilizando una bomba de vacío a 10 cm. Hg, en filtros de 25 µm de poro (marca Whatman). Los filtros se colocaron en placas de Petri de vidrio, las cuales fueron cubiertas con papel aluminio y se dejaron secar a temperatura ambiente hasta su análisis microscópico.

El procesamiento de los ejemplares de *B. rodriguezii* consistió en una digestión de la materia orgánica del tejido blando, para lo que se utilizaron 150 mL de H₂O₂ al 30 %. La mezcla se calentó en campana extractora de gases a 65 °C durante 60 minutos, empleando un manto calefactor y mezclando constantemente la solución. En los casos en los que, transcurrido este tiempo, la materia orgánica era aún visible, se añadieron otros 20 mL de H₂O₂ hasta culminar la digestión. Concluida esta etapa, la muestra se dejó enfriar en la campana extractora de gases. Posteriormente, se realizó el filtrado de la solución a través de un filtro de 25 µm de poro de laboratorio (marca Whatman) utilizando bomba de vacío a 10 cm. Hg. Los filtros se colocaron en placas de Petri de vidrio, que se cubrieron con papel aluminio y se dejaron secar a temperatura ambiente hasta su análisis microscópico.

2.4.3. Análisis microscópico y clasificación de MP

El análisis microscópico de las muestras fue realizado en el gabinete de trabajo de la cátedra de Diversidad Animal I de la UNPSJB (Sede Trelew) y en las instalaciones de la Estación de Fotobiología Playa Unión.

Una vez secos los filtros de cada matriz procesada, se procedió a cuantificar los MP utilizando un microscopio estereoscópico ZEISS Stemi 305 bajo un aumento de 40x, siguiendo la metodología propuesta por Marine and Environmental Research Institute

(2012) y complementados con las observaciones de Markley *et al.* (2024) (Anexo IB). En aquellos casos en los que no fue posible confirmar la naturaleza plástica de las partículas, se las sometió a un tratamiento físico con calor y a uno químico con una solución de NaClO y H₂O₂ al 60 % durante 10 minutos. Las partículas que no mostraron deformación se clasificaron como ítems plásticos. Además, se observaron con mayor detalle utilizando un microscopio ZEISS Primo Star bajo un aumento de 100x.

Para evitar el doble recuento de partículas durante la inspección óptica, los MP identificados se recogieron con pinzas de acero inoxidable y se transfirieron a una placa de Petri. Una vez que todas las partículas estuvieron en la placa, se tomaron fotografías de la misma a través del microscopio, utilizando una cámara de 64 MP (1/1.73"), f/1.8, PDAF (Fig. 3).

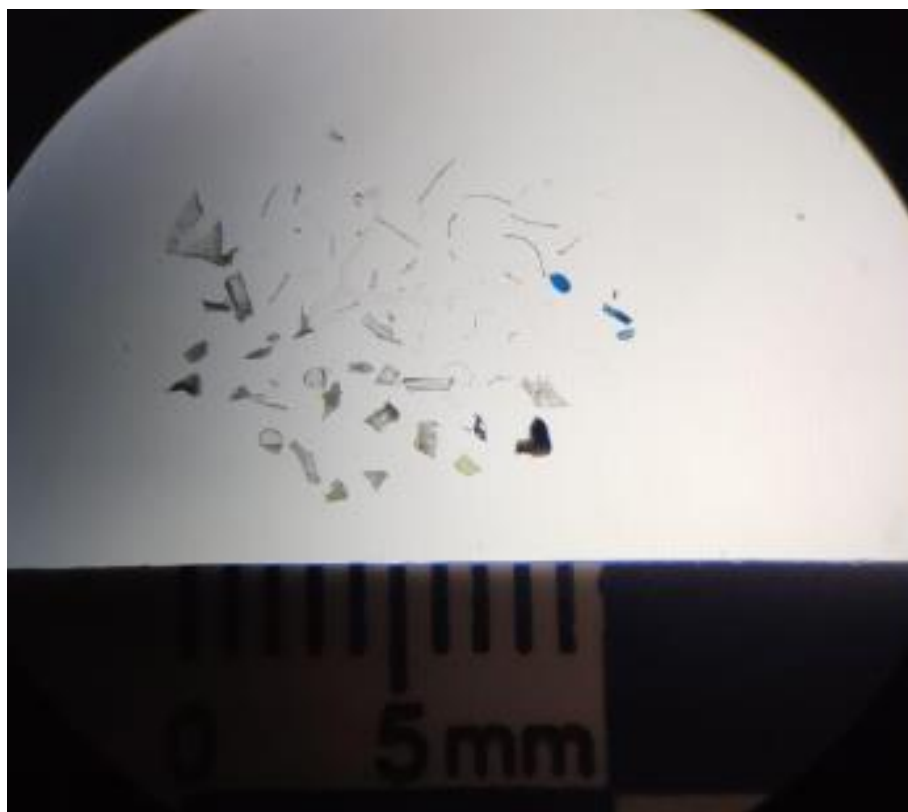


Figura 3 Fotografía de la Placa de Petri con los MP identificados en sedimento de El Elsa.

Los MP identificados se clasificaron según su morfología, color y tamaño de acuerdo a los criterios propuestos por Frias *et al.* (2018).

La clasificación de los MP, tanto primarios como secundarios, según su morfología se realizó por observación microscópica directa sobre la placa de Petri, reconociéndose cinco categorías principales (Rezania *et al.*, 2018):

- **Pellet:** morfología homogénea, presentándose como una pieza cilíndrica, discoidal, ovoide o esferoide, siempre con una superficie lisa. Esta regularidad en su forma se debe a que son MP provenientes de la producción primaria de plástico, generalmente para su uso en procesos industriales (Fig. 4a).

- **Fibra:** hebra o filamento de plástico con una alta relación longitud/radio, de espesor aproximadamente igual en toda su longitud y con una flexión generalmente tridimensional. Este tipo de MP proviene principalmente de la industria textil, artes de pesca y bolsas plásticas (Kutralam-Muniasamy *et al.*, 2020) (Fig. 4b).
- **Fragmento:** pieza irregular, de bordes afilados, angulares o subangulares. Su morfología se asocia a que generalmente se originan por fragmentación de materiales plásticos de mayor tamaño (Fig. 4c).
- **Film:** pieza de plástico como una lámina delgada, plana y maleable. Generalmente se originan de la degradación de productos plásticos laminados (Fig. 4d).
- **Foam:** material de textura porosa y aspecto esponjoso, compresible y, por lo general, de color blanco, utilizado principalmente en envases descartables, aislantes térmicos y embalajes (Fig. 4e).



Figura 4 Tipos de MP según su morfología, adaptado de Cardoso Neto *et al.* (2023) para la presente tesis (a) Pellet, (b) Fibra, (c) Fragmento, (d) Film, (e) Foam.

Una vez separados por tipo, se procedió a clasificarlos según su color, siguiendo las categorías propuestas por Frias *et al.* (2018), con la inclusión de las categorías amarillo y naranja debido a la relevancia de estas coloraciones en los MP identificados. Las categorías incluyeron: negro, azul, blanco, transparente, rojo, verde, naranja, amarillo y multicolor, esta última agrupando los MP con superficies de color no homogéneo.

Por su parte, la clasificación por tamaño, se enfocó exclusivamente en fibras, tras visualizar durante el análisis microscópico, que se trataba del tipo de MP más abundante en todas las matrices. Para ello, se analizaron las fotografías de las placas de Petri utilizando el software ZEISS Microscopy ZEN 2.5 lite, con el cual se determinó la longitud (en μm) de las fibras identificadas. En las muestras donde la cantidad de fibras era superior a los 60 ítems, se utilizó el software Adobe Photoshop (versión 25.0) para añadir una cuadrícula a las fotografías y dividir las fibras en 10 transectas transversales (1 cm de ancho cada una), midiendo las fibras encontradas en 5 transectas ubicadas de forma alternada.

2.5. Blancos de procedimiento

Con el fin de minimizar posibles eventos de contaminación por partículas plásticas, se implementaron medidas preventivas a lo largo de todo el procedimiento.

Durante el muestreo, el material empleado fue enjuagado con agua destilada filtrada a $35 \mu\text{m}$ y las muestras fueron transportadas en contenedores sellados y

almacenadas en un entorno controlado para mantenerlas alejadas de posibles fuentes de contaminación. Aunque se evitó el uso de materiales plásticos en la medida de lo posible, fue necesario emplear bolsas plásticas con cierre hermético para recolectar y almacenar inicialmente las muestras de sedimentos y *B. rodriguezii*, así como botellas plásticas en el caso de las muestras de agua subsuperficial. Sin embargo, en un plazo menor a las 72 horas de su recolección, las muestras fueron preprocesadas y transferidas a botellas de vidrio para su almacenamiento.

En el preprocesamiento y procesamiento de las muestras no se utilizaron materiales plásticos, siendo reemplazados por vidrio. El material empleado fue enjuagado con agua destilada filtrada a 35 μm previo a su uso. Durante las jornadas de procesamiento en laboratorio, se limpiaron previamente las áreas de trabajo, y se minimizaba la exposición al aire libre de este espacio. En cuanto a los reactivos, todos fueron adquiridos específicamente para este estudio y cuentan con la certificación de composición correspondiente, lo que garantizó su pureza y evitó el reúso de reactivos con composiciones desconocidas.

Durante la inspección óptica, los filtros se mantuvieron dentro de las placas de Petri siempre que fue posible. Previo a su uso, estas placas se enjuagaron con agua destilada filtrada a 35 μm . Además, se limpiaron todas las superficies antes de inspeccionar cada muestra y para reducir la contaminación, se minimizó el tráfico en el espacio de trabajo.

Para cuantificar posibles fuentes de contaminación externa, se realizaron por triplicado blancos que cubrieron las etapas de muestreo, procesamiento e inspección óptica para cada una de las matrices estudiadas. Debido a las variaciones en el material plástico empleado para el muestreo, el tiempo de almacenamiento y las etapas de procesamiento de cada matriz, no fue posible utilizar un único blanco para todas ellas.

En los blancos de sedimento y *B. rodriguezii*, se evaluó la posible contaminación aportada por las bolsas con cierre hermético utilizadas para el muestreo, añadiendo por triplicado bolsas que contenían agua destilada filtrada. Estas fueron mantenidas durante el mismo periodo que las muestras, para posteriormente ser sometidas a las distintas etapas de procesamiento, empleando los mismos materiales y reactivos. En el caso de los blancos de agua subsuperficial, el procedimiento fue similar al detallado, con la diferencia de que se evaluó la contaminación aportada por botellas plásticas.

Para compensar el recuento final de MP en cada una de las matrices, se restó la cantidad de MP contabilizados en promedio durante la inspección óptica de los blancos de procedimiento y ajustados a las unidades correspondientes, siendo de 0.19 ítems de MP/kg de sedimento y 0.27 ítems de MP/L en agua. En los blancos de *B. rodriguezii*, no se encontraron ítems de MP.

2.6. Análisis SEM-EDS

Con el objetivo de examinar las características de la superficie y analizar la composición elemental de los ítems de MP, se utilizó la técnica de microscopía electrónica

de barrido (MEB), acoplada a espectroscopia de rayos X de energía dispersiva (SEM/EDS). Para ello, se empleó un microscopio electrónico de barrido marca Zeiss, modelo Gemini 1 de emisión de campo Sigma 300 VP, perteneciente al laboratorio de Aluar (Puerto Madryn, Chubut) (Fig. 5).

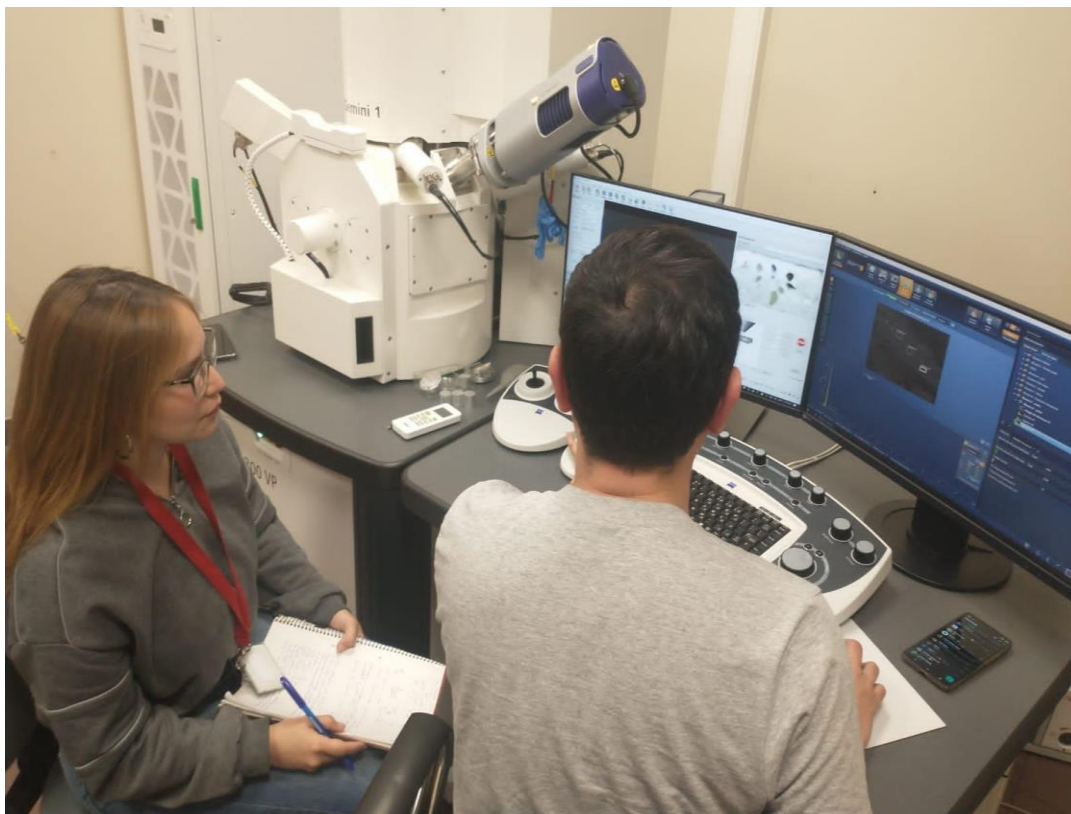


Figura 5 Análisis SEM/EDS realizado en el microscopio electrónico de barrido de Aluar, Puerto Madryn.

La técnica SEM aporta imágenes de alta definición (Astorga Pérez, 2020) sobre la morfología de las partículas, característica que tiene un papel crucial en el modelado del comportamiento de los MP en el ambiente (Burrows *et al.*, 2020). Estas imágenes permiten observar en detalle las características superficiales del material, destacando signos de degradación, tales como grietas, depresiones, estriaciones, entre otros (Acosta Coley, 2014). En general, las partículas degradadas se asocian a una mayor generación de micropartículas o submicroplásticos, a un periodo prolongado de residencia en el ambiente marino y a una tendencia a fragmentarse, aumentando su superficie de adsorción y absorción (Acosta Coley, 2014).

La técnica EDS proporciona información detallada sobre los elementos y su distribución espacial dentro de la muestra, incluida la presencia de aditivos inorgánicos utilizados en su formulación (Bayo *et al.*, 2024), entre los que se destaca el calcio, azufre y titanio (Beltrán, 2011). A su vez, el estudio de la composición elemental permite corroborar la naturaleza plástica de las partículas, dado que sus espectros químicos se caracterizan por

un fuerte contenido de carbono, seguido en algunos casos por un débil pico de oxígeno (Ríos *et al.*, 2020a). Sin embargo, la identificación de plásticos mediante esta técnica se limita a los polímeros que constan de otros elementos además del carbono y el hidrógeno, como el oxígeno en el PET y el cloro en el PVC (Winkler *et al.*, 2020). La composición elemental esperada de los polímeros corresponde a su estequiometría de composición. Para el PET ($C_{10}H_8O_4$)_n, la relación estequiométrica carbono: oxígeno es 73:27, dado que el hidrógeno no proporciona un pico detectable en el EDS. Por su parte, una composición elemental predominantemente de carbono, con la presencia de otros elementos en menor proporción, se corresponde con una poliolefina, como polietileno (PE) y polipropileno (PP) o con poliestireno (PS) (William, 2017). En el caso del PVC, el espectro denota un fuerte pico de cloro en lugar de uno de carbono. Por otro lado, las partículas no plásticas pueden ser reconocidas por los fuertes picos de otros elementos como en el caso de los huesos (calcio, fósforo), pelos (azufre), conchas (con altos contenidos de calcio), o fibras de algodón (pico de oxígeno medio) (Ríos *et al.*, 2020a).

Para el análisis SEM/EDS se seleccionó un ejemplar por tipo y color de MP procedente de cada una de las matrices estudiadas. En los casos que un MP no se encontrase en todas las matrices, la comparación de composición química se realizó por sitio de muestreo.

Los ítems fueron montados en un portaobjetos con una cinta de doble faz adherida, de naturaleza de cobre, que tiene la característica de ser conductora, para evitar la sobrecarga de electrones sobre muestras pequeñas. Durante el montaje de la muestra, se realizó la limpieza con aire comprimido del área de trabajo y se tomaron las precauciones necesarias para evitar cualquier tipo de contaminación. Los portaobjetos conteniendo las muestras se colocaron en placas de Petri (ambos de vidrio), que se cubrió con papel aluminio, hasta el momento de ser analizados por SEM/EDS.

Durante el análisis a cargo del responsable técnico, se siguió un diagrama de posicionamiento de las partículas en el portaobjetos, que permitiera reconocer el color y ubicación de las mismas, ya que las imágenes en MEB son monocromáticas. Para examinar las características de la superficie de las partículas, se tomaron imágenes utilizando una tensión de aceleración de 20.01 kV. El aumento y la distancia de trabajo variaron según el tamaño de la partícula y la altura de la muestra, respectivamente, y se detallan en el anexo fotográfico (Anexo IC). Para determinar la naturaleza de las partículas y su composición elemental, se obtuvieron como mínimo cuatro espectros por partícula, con tecnología Tru-Q®, en las áreas más limpias de las mismas, con el objetivo de evitar alteraciones en los resultados. A su vez, con el fin de corregir el aporte elemental propio de la composición de la cinta y obtener una caracterización más precisa de las partículas, se realizaron espectros de la cinta conductora.

2.7. Análisis estadístico

Los recuentos de MP se expresaron como “número de ítems de MP por kilogramo de peso seco de sedimento (MP/kg de sedimento)”, “Número de ítems de MP por litro de agua subsuperficial (MP/L de agua)” y “Número de ítems de MP por gramo de peso húmedo de tejido (MP/g de tejido)” en el caso de *B. rodriguezii*.

Para evaluar diferencias en la abundancia de MP entre los sitios y meses de muestreo, se realizó un análisis de varianza de dos vías para cada una de las matrices estudiadas, bajo un nivel de significancia de 0.05. El cumplimiento de los supuestos del modelo, que incluye normalidad, homocedasticidad e independencia de los datos fue verificado mediante los test de Shapiro-Wilk, Levene y Durbin-Watson, respectivamente (Zar, 1999). En los casos en que alguno de estos supuestos no se cumpliera, se aplicó una transformación logarítmica a los datos. Adicionalmente, se evaluó la presencia de puntos atípicos mediante el cálculo de las distancias de Cook. Cuando se identificaron diferencias significativas, se realizó una comparación *a posteriori* mediante la prueba de Diferencia Mínima Significativa de Tukey (Zar, 1999).

Para evaluar si existe una relación lineal entre el tamaño de los individuos de *B. rodriguezii* y la abundancia y/o el tamaño de las fibras identificadas en sus tejidos, se llevaron a cabo regresiones lineales simples, mediante la prueba F como parte del análisis de varianza. En ambos casos, la variable independiente fue la altura valvar promedio (convertida a μm solo para la segunda regresión) de los 25 individuos, la cual fue centrada al restar la media de sus valores, permitiendo que, en caso de existir regresión, el intercepto represente la abundancia promedio de MP cuando la altura se encuentra en su media observada. Las variables dependientes fueron la abundancia promedio de MP en el tejido de los 25 individuos y el tamaño promedio de las fibras identificadas en el tejido. En los casos en que se identificó una regresión significativa, se aplicó el método de mínimos cuadrados para estimar la recta de regresión y se calculó el coeficiente de determinación, R^2 . El cumplimiento de los supuestos del modelo y la identificación de puntos atípicos se evaluaron utilizando los mismos procedimientos aplicados en el análisis de la varianza.

El análisis estadístico fue llevado a cabo utilizando el software libre R Studio (Versión 2023.06.0+421).

3. RESULTADOS

3.1. Análisis de MP en sedimento intermareal y agua subsuperficial

3.1.1. Abundancia de MP en sedimento intermareal y agua subsuperficial

La presencia de MP fue confirmada en la totalidad de las muestras analizadas de sedimento intermareal y de agua subsuperficial.

En las muestras de sedimento, las abundancias promedio fueron de 274.50 ± 168.13 MP/kg en El Elsa, 144.82 ± 110.43 MP/kg en Barrancas Blancas y de 36.71 ± 27.19 MP/kg en Santa Isabel, respectivamente. En cuanto a la variación mensual, los tres sitios registraron

su abundancia promedio máxima en el mes de febrero, siendo esta de 517.80 ± 9.67 , 331.82 ± 17.15 y 91.22 ± 20.53 MP/kg en El Elsa, Barrancas Blancas y Santa Isabel, respectivamente. Los meses en los que se registraron las menores abundancias promedio difirieron entre los sitios, siendo el mes de agosto en El Elsa, con 101 ± 20.59 MP/kg, el mes de mayo en Barrancas Blancas, con 54.92 ± 18.39 MP/kg, y el mes de junio en Santa Isabel, con 20.82 ± 6.64 MP/kg (Fig. 6).

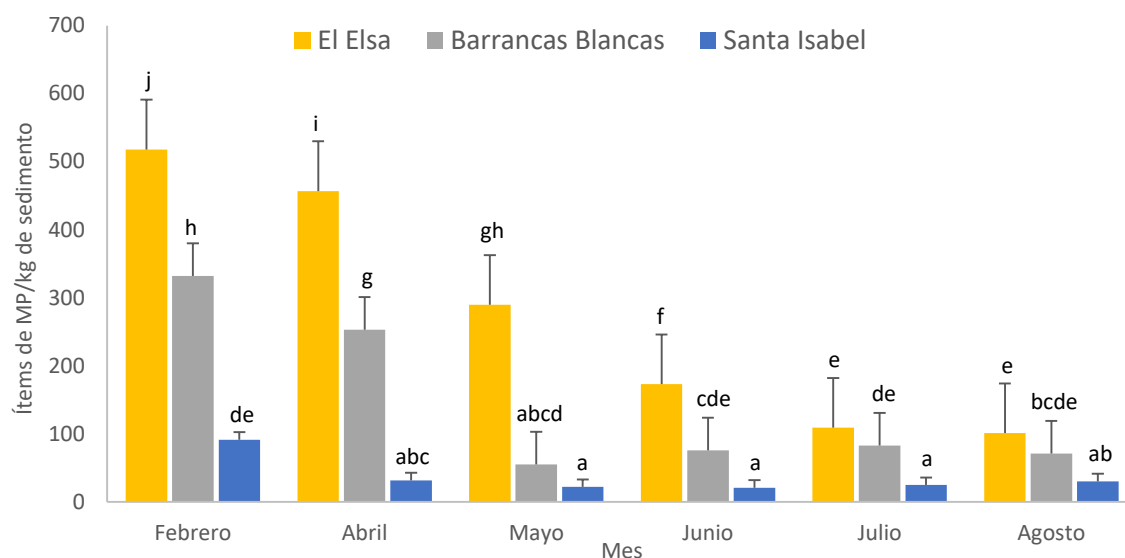


Figura 6 Abundancia de MP, expresada en ítems de MP por kilogramo de peso seco, presentes en sedimento para los distintos sitios y meses de muestreo. Las barras indican el valor promedio y las líneas sobre las barras el desvío estándar. Las letras minúsculas indican diferencias significativas en la interacción sitio x mes.

El ANOVA de dos vías reveló una interacción significativa entre sitios y meses de muestreo en la abundancia de MP en el sedimento (Tabla 1).

Tabla 1 Resultados del análisis de varianza de dos vías para abundancia de MP en sedimento

MP/kg sedimento	Grados de libertad	F	p
Sitio	2	1164.65	<0.01
Mes	5	439.35	<0.01
Sitio x Mes	10	99.36	<0.01

Para cada sitio, el análisis *a posteriori* de comparaciones por pares, realizado sobre la interacción sitio x mes, reveló que las mayores abundancias de MP en sedimento se registraron en febrero. En El Elsa, ésta fue seguida por la de abril, mayo y junio, respectivamente, mientras que julio y agosto presentaron abundancias similares entre sí, correspondiéndose con los niveles más bajos. En Barrancas Blancas, la abundancia máxima de febrero fue seguida por la de abril, mientras que en el resto de los meses no hubo

diferencias significativas entre sí. En Santa Isabel, la abundancia determinada en febrero fue la única que difirió significativamente de las registradas para el resto de los meses.

Al comparar los tres sitios, se determinó que en febrero, abril, mayo y junio, la abundancia de MP en El Elsa fue significativamente mayor a la de los otros sitios. En julio y agosto, las abundancias de El Elsa y Barrancas Blancas no difirieron entre sí. En todos los meses de muestreo en Santa Isabel, la abundancia de MP registrada fue significativamente menor a la obtenida en los otros sitios, a excepción de mayo y agosto que no difirió de la determinada en Barrancas Blancas.

Durante la inspección microscópica de las muestras de sedimento, se observaron fibras que se encontraban complejamente entrelazadas de modo irregular (Fig. 7). Al manipular estas fibras para individualizarlas, se producía la ruptura de las mismas, impidiendo su medición y cuantificación. Estos agrupamientos fueron excluidos del análisis, ya que en conjunto, no se ajustaban a la definición de MP propuesta en este estudio. Dichos agrupamientos fueron observados en muestras de El Elsa y Barrancas Blancas, siendo su presencia más notable en el primer sitio. En este sitio, se detectaron un total de ocho agrupamientos, cinco distribuidos en tres, de las cuatro muestras correspondientes al mes de febrero y tres en una de las muestras de abril. Por su parte, en Barrancas Blancas, se encontraron dos agrupamientos en una de las muestras de abril.

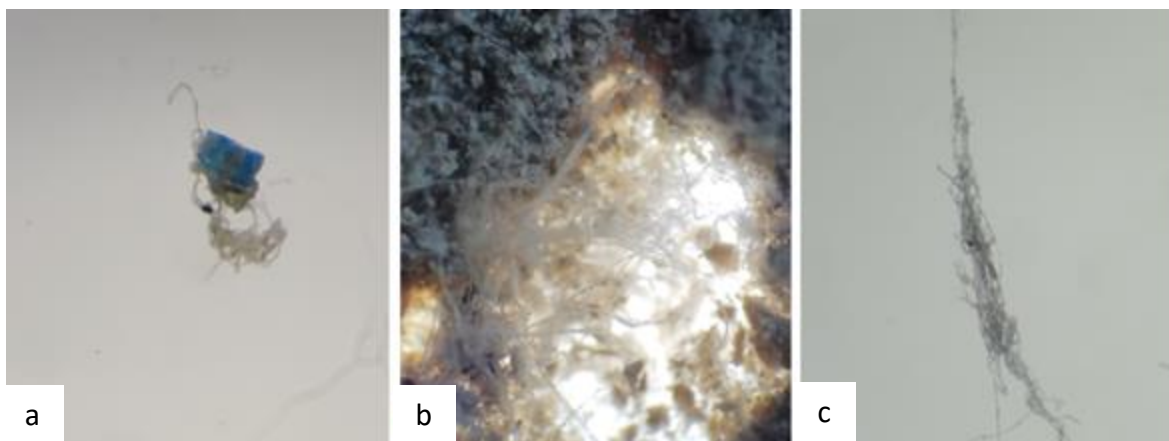


Figura 7 Agrupamientos de MP observados al microscopio óptico bajo un aumento de 40 x (a) Identificado en abril en Barrancas Blancas, (b) Identificado en febrero en El Elsa, (c) identificado en abril en El Elsa.

En agua subsuperficial, durante el periodo de muestreo, las abundancias promedio fueron de 10.55 ± 5.58 MP/L en El Elsa, 12.68 ± 9.91 MP/L en Barrancas Blancas y de 4.97 ± 2.40 MP/L en Santa Isabel. En cuanto a la variación mensual, al igual que en sedimento, los tres sitios registraron su abundancia promedio máxima en el mes de febrero, siendo esta de 18.40 ± 6.65 , 28.93 ± 3.40 y 9.2 ± 1.05 MP/L en El Elsa, Barrancas Blancas y Santa Isabel, respectivamente. La abundancia promedio mínima se registró en mayo en los tres sitios,

siendo de 4.40 ± 1.05 en El Elsa, 2.93 ± 1 en Barrancas Blancas y de 2.53 ± 0.83 en Santa Isabel (Fig. 8).

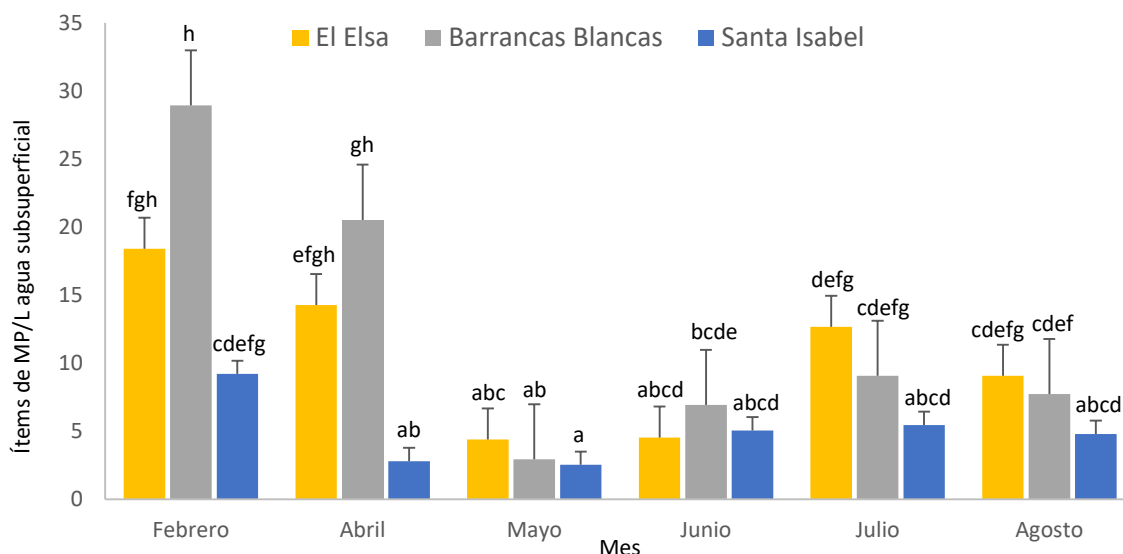


Figura 8 Abundancia de MP, expresada en ítems de MP por litro, presentes en agua subsuperficial para los distintos sitios y meses de muestreo. Las barras indican el valor promedio y las líneas sobre las barras el desvío estándar. Las letras minúsculas indican diferencias significativas en la interacción sitio x mes.

El ANOVA de dos vías mostró una interacción significativa entre sitios y meses de muestreo en relación con la abundancia de MP en el agua (Tabla 2).

Tabla 2 Resultados del análisis de varianza de dos vías para abundancia de MP en agua.

MP/L de agua	Grados de libertad	F	p
Sitio	2	36.12	<0.01
Mes	5	31.47	<0.01
Sitio x Mes	10	5.11	<0.01

Para cada sitio, el análisis *a posteriori* de comparaciones por pares, realizado sobre la interacción sitio x mes, reveló que en El Elsa, las abundancias de MP en febrero y abril fueron similares y significativamente mayores a las observadas en mayo y junio, donde se registraron los valores mínimos. A pesar de que julio presentó un aumento significativo respecto a mayo, su abundancia fue similar a la de junio y agosto. De manera similar, en Barrancas Blancas, las abundancias de MP en febrero y abril fueron similares entre sí y superiores a las del resto de los meses, excepto abril, que no mostró diferencias significativas con julio. Además, tanto en julio como en agosto se observaron abundancias similares, las cuales resultaron significativamente superiores a las de mayo, pero no difirieron de la de junio. En Santa Isabel, la abundancia de MP en febrero fue

significativamente mayor que en abril y mayo, pero fue similar a la observada en junio, julio y agosto. Asimismo, en este sitio no se encontraron diferencias significativas entre las abundancias registradas en los meses comprendidos entre abril y agosto.

Al comparar los tres sitios, se observó que en abril, El Elsa y Barrancas Blancas registraron abundancias superiores a las de Santa Isabel, mientras que en febrero, esta superioridad solo se observó en Barrancas Blancas. En contraste, para el resto de los meses, las abundancias de MP en agua fueron similares entre los tres sitios.

A pesar de que no todos los meses presentaron diferencias significativas, se observó un patrón general en la abundancia de MP en agua que es consistente para todos los sitios. Febrero y abril, a excepción de este último en Santa Isabel, se corresponden con los meses en los que se registraron las mayores abundancias de MP en agua, siendo febrero el más destacado. En contraste, mayo y junio fueron los meses en los que se determinaron las menores abundancias, mientras que julio y agosto se correspondieron con los meses de abundancias intermedias.

3.1.2. Clasificación de los MP identificados en sedimento intermareal y agua subsuperficial

-Clasificación de MP según morfología

Al clasificar los MP identificados en el sedimento según su morfología, en El Elsa se registraron las categorías correspondientes a fibras, fragmentos, film y foam. Las tres primeras también se encontraron en las muestras de Barrancas Blancas y de Santa Isabel, sin presencia de foam (Fig. 9). No se identificaron MP de tipo pellet en ninguna de las muestras analizadas de esta matriz. Sin embargo, durante el análisis de Microscopía Electrónica de Barrido de fibras transparentes provenientes de El Elsa, se observaron posibles pellets bajo un aumento de 300 x. No obstante, al realizar el acercamiento necesario para determinar su composición elemental, las partículas no resistieron las condiciones del microscopio electrónico de barrido, lo que impidió su confirmación y, en consecuencia, su cuantificación.

En los tres sitios de muestreo, las fibras fueron el tipo de MP predominante en sedimento, seguidas por los fragmentos. En El Elsa, entre ambos tipos sumaron el 90.57 % en agosto y alcanzaron un máximo del 98.25 % en abril. En Barrancas Blancas, las fibras y los fragmentos constituyeron entre el 97.03 %, en el mes de agosto, y el 100 % de los MP en abril y junio. Por su parte, en Santa Isabel, la menor representación de estos dos tipos se evidenció en mayo con un valor de 96.87 %, alcanzando el 100 % en junio, julio y agosto (Fig. 9).

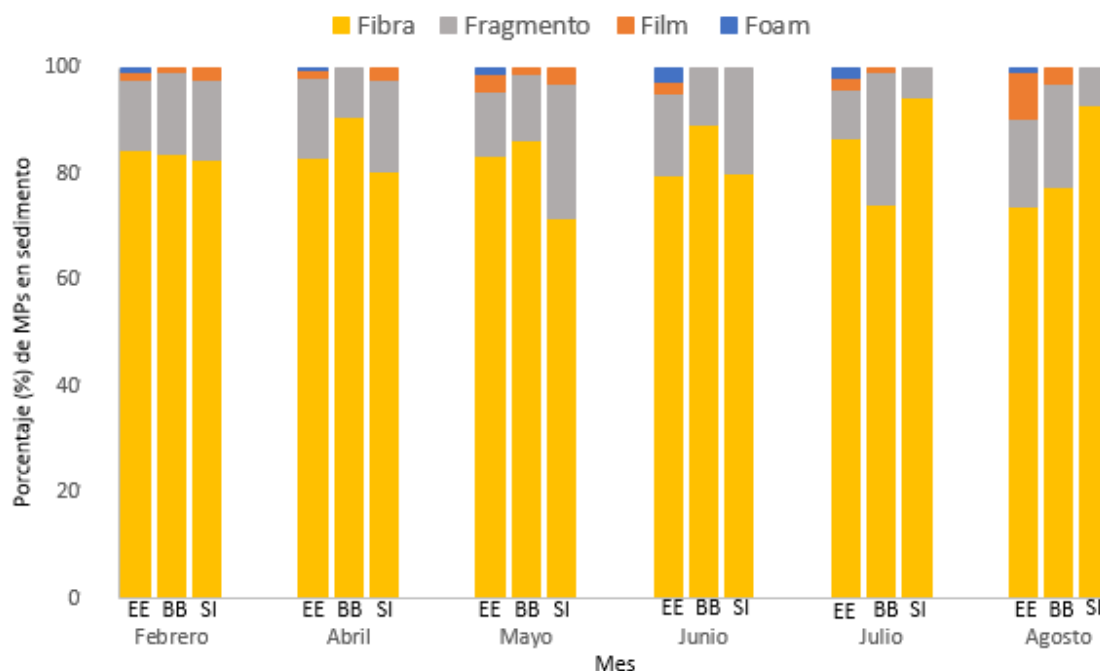


Figura 9 Composición porcentual por tipos de MP presentes en el sedimento en cada sitio de muestreo (EE- El Elsa; BB-Barrancas Blancas; SI- Santa Isabel).

En el agua subsuperficial, los MP identificados fueron de tipo fibra, fragmento y film, a excepción de este último en Santa Isabel (Fig. 10). En los tres sitios, las fibras fueron predominantes, seguidas por los fragmentos. En El Elsa, ambos tipos representaron el 91.57 % en julio, alcanzando el 100 % en los meses de junio y agosto. En Barrancas Blancas, las fibras y los fragmentos comprendieron desde el 94.82 % en agosto, hasta el 100 % de los MP en abril, mayo y junio. En Santa Isabel, las fibras y los fragmentos representaron el 100 % de los MP a lo largo de todos los meses, con excepción de agosto, donde solo se identificaron fibras (Fig. 10).

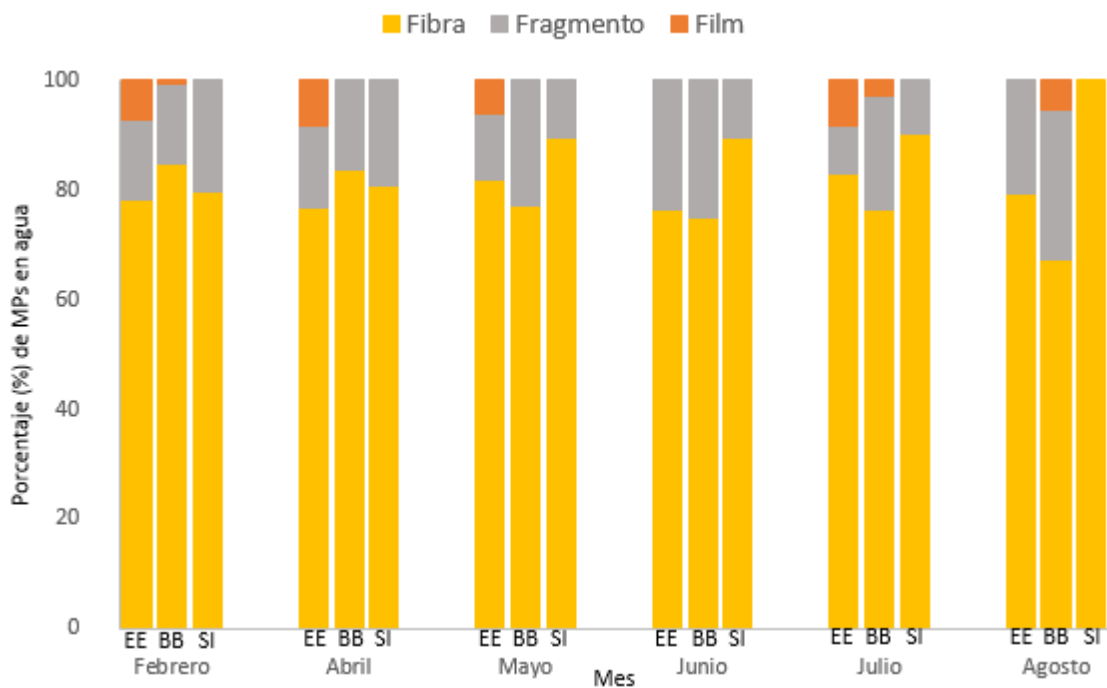


Figura 10 Composición porcentual por tipos de MP presentes en el agua en cada sitio de muestreo (EE- El Elsa; BB-Barrancas Blancas; SI- Santa Isabel).

-Clasificación de MP según color

De acuerdo a la clasificación por color, en el sedimento, los MP transparentes fueron los más representados en todos los meses y en todos los sitios. A estos les siguieron los MP azules y negros. En El Elsa, estas tres coloraciones en conjunto representaron entre el 90 % en febrero y el 92.87 % de los MP totales en abril. En Barrancas Blancas, los colores predominantes abarcaron desde el 76.88 % en abril hasta el 92.79 % en junio. En Santa Isabel, constituyeron desde el 57.46 % en febrero hasta el 78.12 % en mayo. Al comparar los sitios, en El Elsa se observa una clara representatividad de los colores predominantes a lo largo de todos los meses. En Barrancas Blancas, a pesar de que también predominan estos colores, en meses como febrero y abril se registra una mayor presencia de MP verdes, rojos y naranjas, lo que indica una mayor diversidad cromática en comparación con El Elsa. Por su parte, Santa Isabel es el sitio, excepto en mayo, con la distribución cromática más equitativa entre los colores predominantes y el resto de los identificados, con una presencia notable de MP color amarillo, blanco, naranja y verde en meses como febrero, junio, julio y agosto (Fig. 11).

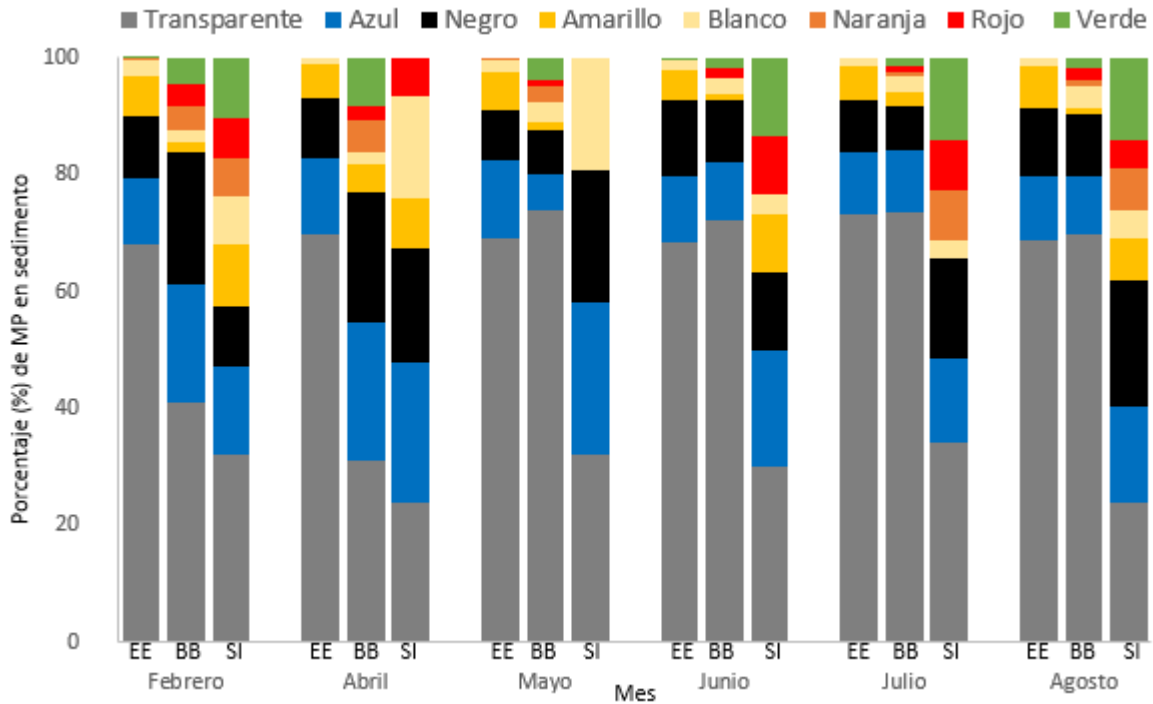


Figura 11 Composición porcentual por colores de los MP presentes en el sedimento en cada sitio (EE- El Elsa; BB-Barrancas Blancas; SI- Santa Isabel).

En el agua subsuperficial, los MP transparentes predominaron en los tres sitios a lo largo de los meses, seguidos por los azules y negros, excepto en febrero y abril en Barrancas Blancas. En El Elsa, las coloraciones predominantes representaron como mínimo el 70.28 % en febrero y como máximo el 94.11 % en junio. En Barrancas Blancas, estos colores representaron más del 76 % de los MP identificados en mayo, junio, julio y agosto. Sin embargo, en febrero y abril, representaron el 45.16 % y el 48.7 % respectivamente, siendo más abundantes los MP naranjas y verdes durante estos meses. En Santa Isabel, los MP transparentes, azules y negros representaron desde el 58.30 % en agosto hasta el 84.21 % en mayo. En la comparación entre los sitios, El Elsa y Santa Isabel mostraron un predominio de MP transparentes, azules y negros a lo largo de todos los meses, mientras que Barrancas Blancas, aun compartiendo esta tendencia, presentó una mayor diversidad cromática (Fig. 12).

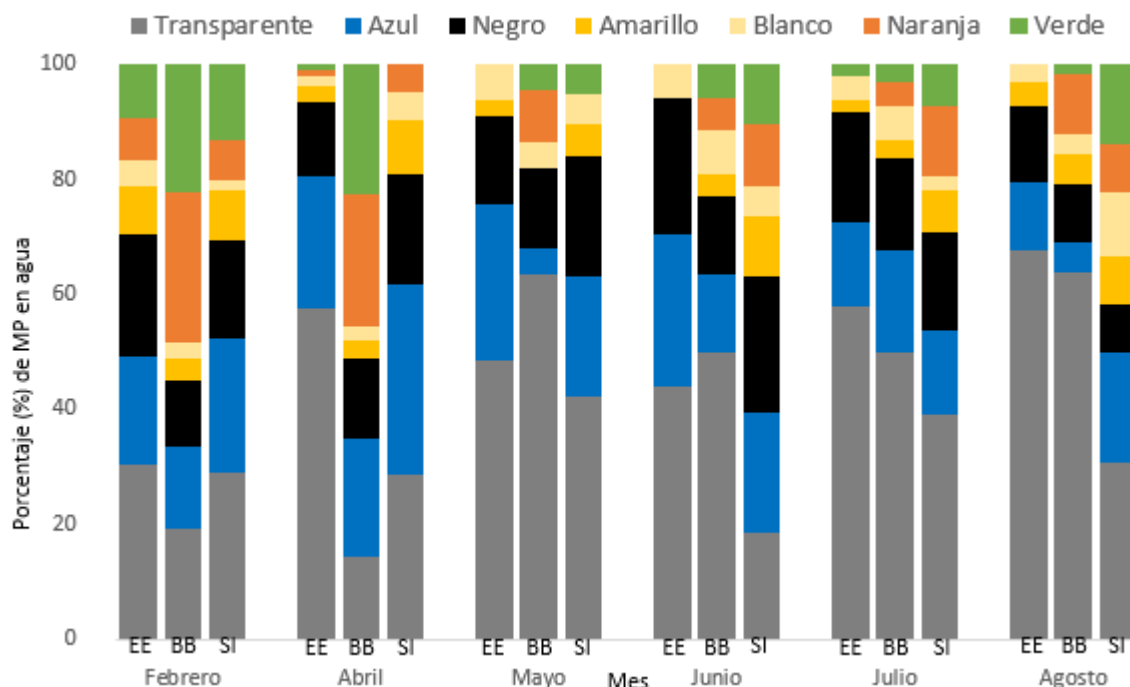


Figura 12 Composición porcentual por colores de los MP presentes en el agua en cada sitio de muestreo (EE- El Elsa; BB-Barrancas Blancas; SI- Santa Isabel).

-Clasificación de MP según tamaño

En cuanto a la distribución de tamaño de los MP, tras la medición de un total de 1670 fibras identificadas en muestras de sedimento (805 de El Elsa, 598 de Barrancas Blancas y 267 de Santa Isabel), se observó que en los tres sitios el tamaño predominante se situó en el rango comprendido entre 387 y 651 μm durante todos los meses, a excepción de junio en Barrancas Blancas y de febrero y agosto en Santa Isabel. En El Elsa, este rango de tamaño fue el más representativo, abarcando desde el 59.01% en junio hasta el 79.61 % de las fibras medidas en febrero (Fig. 13a). En Barrancas Blancas, el rango de 387 a 651 μm se representó con un mínimo de 27.28 % en junio, y un máximo de 58.74 % en abril, aunque también se observó una proporción significativa de fibras más grandes, específicamente con un tamaño entre 739 y 915 μm . Este segundo rango de tallas representó al menos el 17.77 % en julio y como máximo el 47.47 % en junio, llegando incluso a superar al primer rango en este último mes (Fig. 13b). En Santa Isabel, el rango entre 387 y 651 μm representó en mayo la mayor proporción de MP con un 69.55 % y agosto fue el mes que resultó con el menor valor de esta fracción con un 28.23 %. Sin embargo, el rango comprendido entre 739 y 915 μm representó entre el 8.70 % en mayo y el 64.09 % en agosto, superando al rango inferior en febrero y agosto (Fig. 13c). En los gráficos de tamaño de fibras, los valores representan la suma de los porcentajes de los intervalos que conforman el rango de tamaño predominante. El detalle de la contribución de cada intervalo dentro del rango de estudio se encuentra en la Figura 1 y 2 del Anexo ID para sedimento y agua, respectivamente.

Si bien los tres sitios muestran una dominancia de fibras en el rango de 387 a 651 μm , en El Elsa se concentran principalmente en este intervalo, dando una distribución de tamaños más uniforme en torno a las fibras medianas. En contraste, en Barrancas Blancas y Santa Isabel se observa un segundo rango de dominancia entre 739 y 915 μm , lo que indica una mayor variabilidad en la distribución de los tamaños de este tipo de MP, con una tendencia hacia tamaños más grandes en estos sitios.

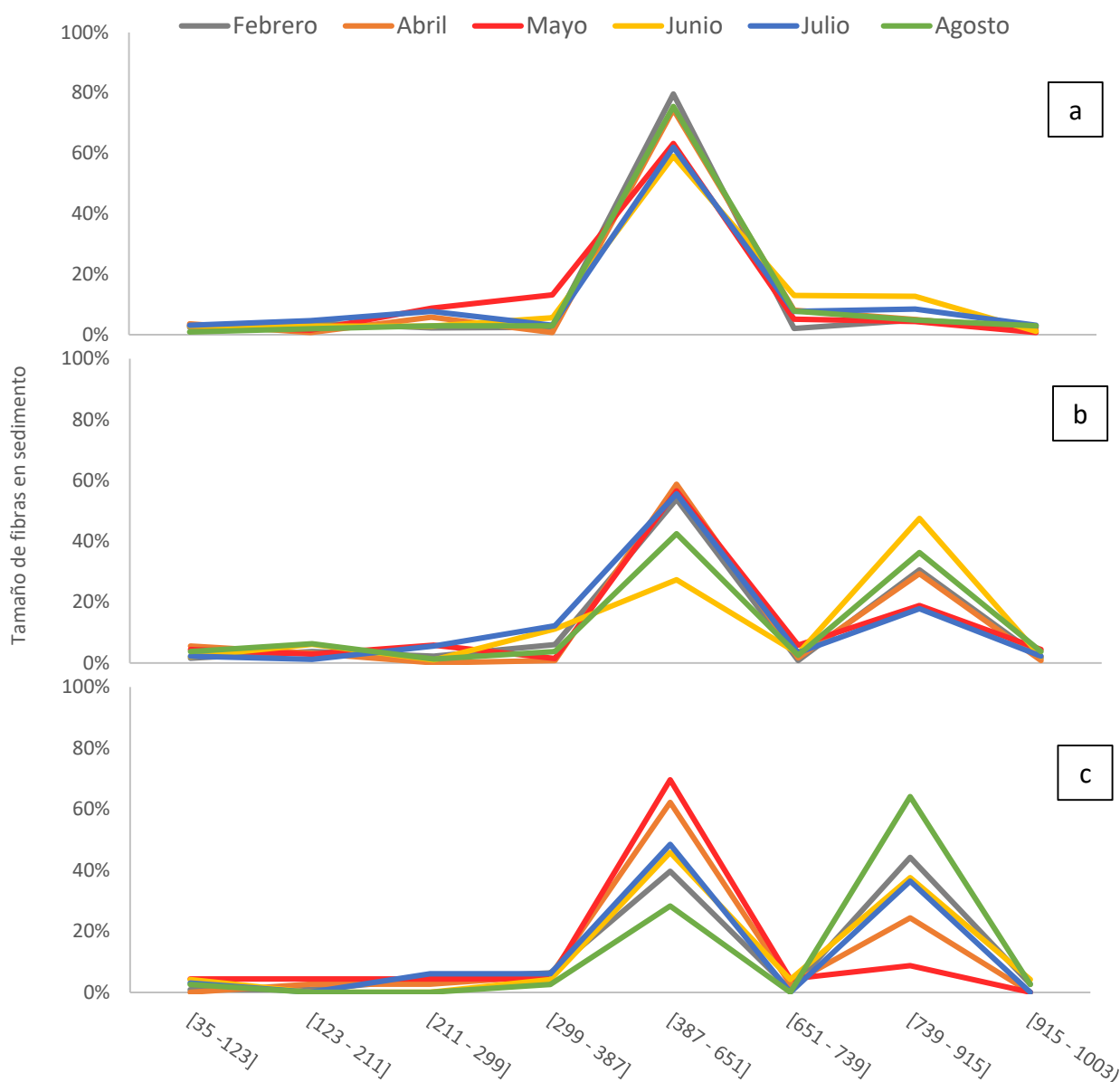


Figura 13 Distribución agrupada de tamaños de las fibras identificadas en sedimento (a) El Elsa, (b) Barrancas Blancas, (c) Santa Isabel.

Tras la medición de 973 fibras (375 en El Elsa, 402 en Barrancas Blancas y 196 en Santa Isabel) identificadas en agua subsuperficial, se observó que en los tres sitios predominó el rango de tamaño entre 299 y 563 μm . En El Elsa, este intervalo representó entre el 65.74 % en febrero y el 84.61 % en junio (Fig. 14a). En Barrancas Blancas, varió desde el 65.41 % en julio hasta el 81.73 % en febrero (Fig. 14b). En Santa Isabel, alcanzó un mínimo de 47.05 % en mayo y un máximo del 67.66 % en junio (Fig. 14c). Dentro de este rango, los sitios difirieron en el intervalo donde se registró la mayor proporción de fibras medidas, correspondiendo al de 387 a 563 μm en El Elsa, 299 a 475 μm en Barrancas Blancas, y 299 a 387 μm en Santa Isabel (Fig. 2 del Anexo ID).

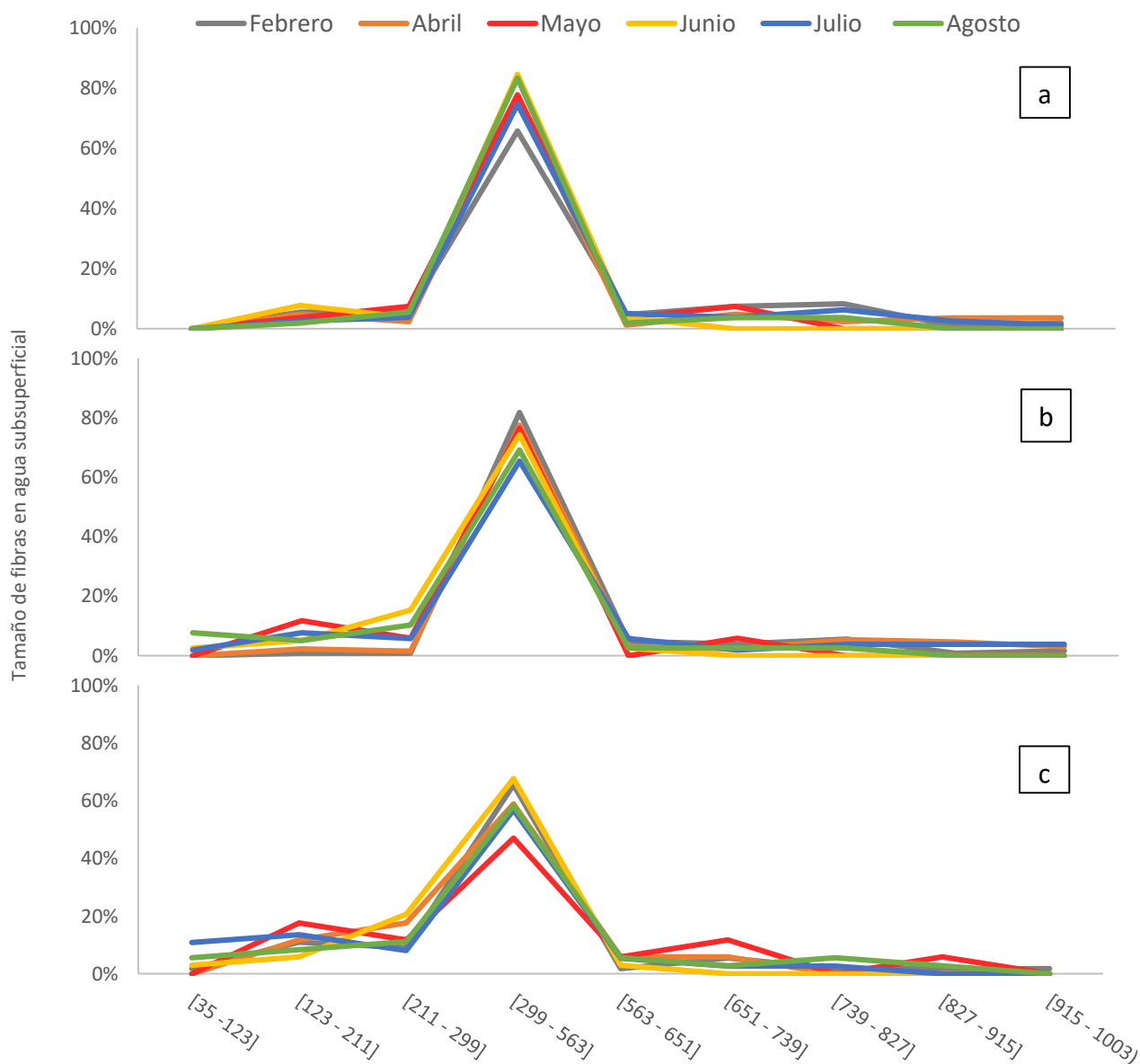


Figura 14 Distribución agrupada de tamaños de las fibras identificadas en agua subsuperficial (a) El Elsa, (b) Barrancas Blancas, (c) Santa Isabel.

3.1.3. Análisis SEM/EDS de MP identificados en sedimento intermareal y agua subsuperficial

Tras el análisis SEM/EDS de MP identificados en sedimento (n=16), las imágenes obtenidas mediante SEM revelaron signos de degradación en MP presentes en el sedimento, siendo más evidentes en las fibras y fragmentos. La totalidad de las fibras presentó adherencias y grietas superficiales (Fig. 15a). Por su parte, los fragmentos presentaron bordes irregulares y exhibieron superficialmente estriaciones, que aparecían como líneas finas y paralelas (Fig. 15b), que en algunos ítems estuvieron acompañadas con grietas de mayor profundidad (Fig. 15c).

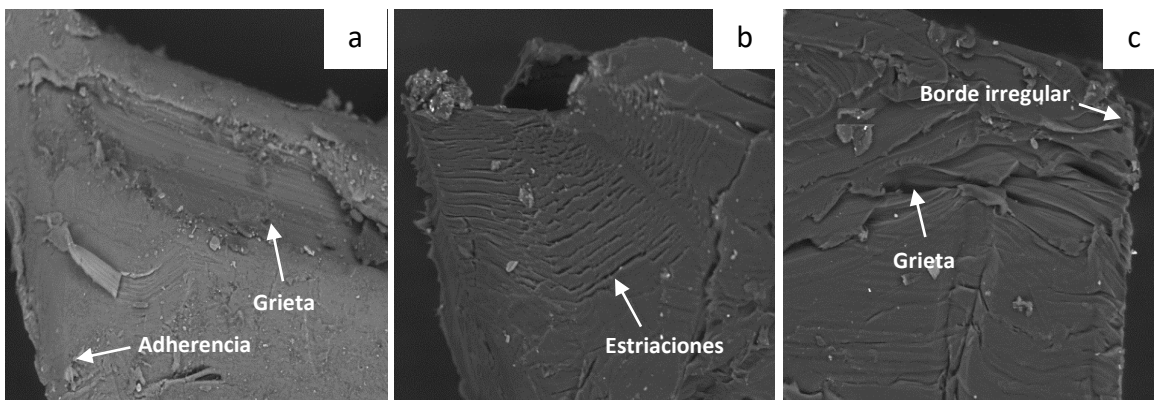


Figura 15 Morfología superficial de MP presentes en sedimento intermareal, mediante análisis SEM, evidenciando signos de degradación: (a) fibra con adherencias y grietas superficiales, (b-c) fragmentos con bordes irregulares y estriaciones.

El análisis EDS en sedimento permitió obtener espectros químicos con un pico predominante de carbono que, junto con la inspección microscópica, la clasificación y el análisis SEM, confirmó la naturaleza plástica de todas las partículas analizadas. Según las relaciones estequiométricas observadas, la mayoría de las fibras presentó una relación carbono: oxígeno compatible con la del PET (Fig. 16a). En el caso de los fragmentos, la mayor proporción mostró una composición predominantemente de carbono, con la presencia de otros elementos en menor proporción, correspondiente a una poliolefina o al poliestireno (Fig. 16b). Por otro lado, un único ítem, siendo este un fragmento, presentó un pico predominante de carbono, seguido por cloro y oxígeno, tratándose posiblemente de un PVC (Fig. 16c). Tanto el foam como los films analizados, mostraron una composición característica del PET. Por su parte, todos los ítems presentaron elementos acompañantes, como el silicio, calcio, potasio, sodio, titanio, azufre y aluminio en diversas proporciones, lo que refleja una variabilidad en la composición química de los MP analizados.

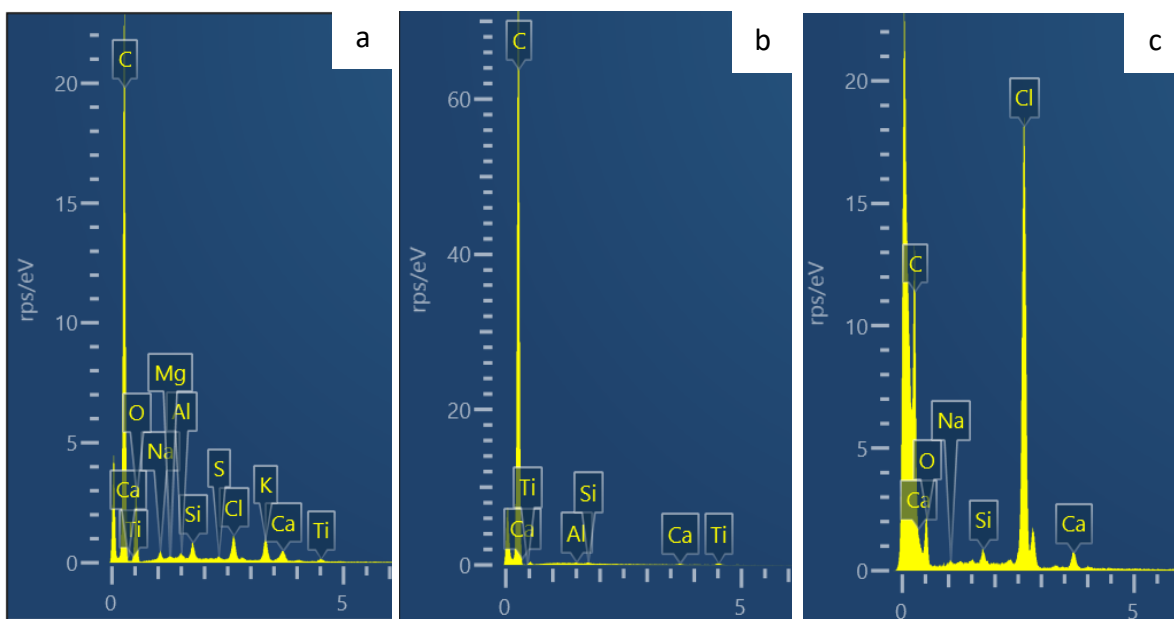


Figura 16 Espectros de energía dispersiva de rayos X (EDS) de MP presentes en sedimento intermareal, que muestran las composiciones elementales obtenidas para (a) PET, (b) poliolefina o poliestireno y (c) PVC.

En agua subsuperficial todos los MP analizados (n=12) mostraron signos de degradación según las imágenes obtenidas mediante SEM. En el caso de las fibras, un indicador del proceso de degradación fue la rotura observada en algunas de ellas durante la inspección óptica (Fig. 17a). Asimismo, todas las fibras presentaron adherencias; sin embargo, a diferencia de las muestras de sedimento, no se detectaron grietas superficiales (Fig. 17b). Por su parte, en los fragmentos se identificaron bordes irregulares y finas estriaciones paralelas en sus superficies, algunas de las cuales se acompañaron de grietas de mayor profundidad que las observadas en los fragmentos identificados en sedimentos (Figs. 17c).

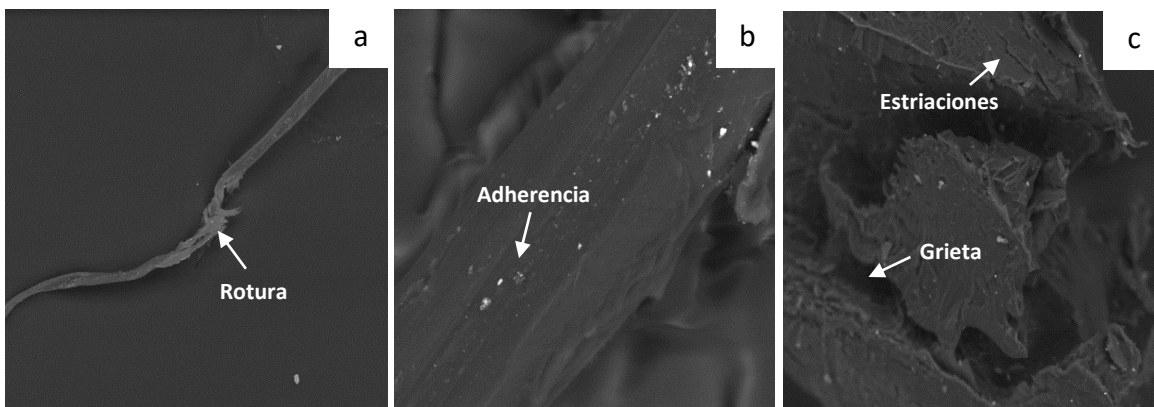


Figura 17 Morfología superficial de MP presentes en agua subsuperficial, mediante análisis SEM, evidenciando signos de degradación: (a) fibra rota, (b) fibra con adherencias, (c) fragmento con bordes irregulares y grietas profundas.

El análisis EDS de las muestras de agua reveló espectros químicos con un pico predominante de carbono en todos los MP examinados. Este resultado, junto con la inspección microscópica, la clasificación y el análisis SEM, confirmó la naturaleza plástica de las partículas analizadas. En Barrancas Blancas, tanto las fibras como los fragmentos presentaron mayoritariamente una relación carbono: oxígeno compatible con la del PET (Fig. 18a). Por el contrario, en el agua de Santa Isabel predominó una composición correspondiente a poliolefina o poliestireno (Fig. 18b), registrándose sólo un ítem compatible con PVC (Fig. 18c). En cuanto al film, mostró una composición característica de una poliolefina o poliestireno, al igual que en sedimento. Además, todos los ítems presentaron elementos acompañantes como silicio, calcio, potasio, sodio, titanio y azufre, reflejando una variabilidad en su composición química.

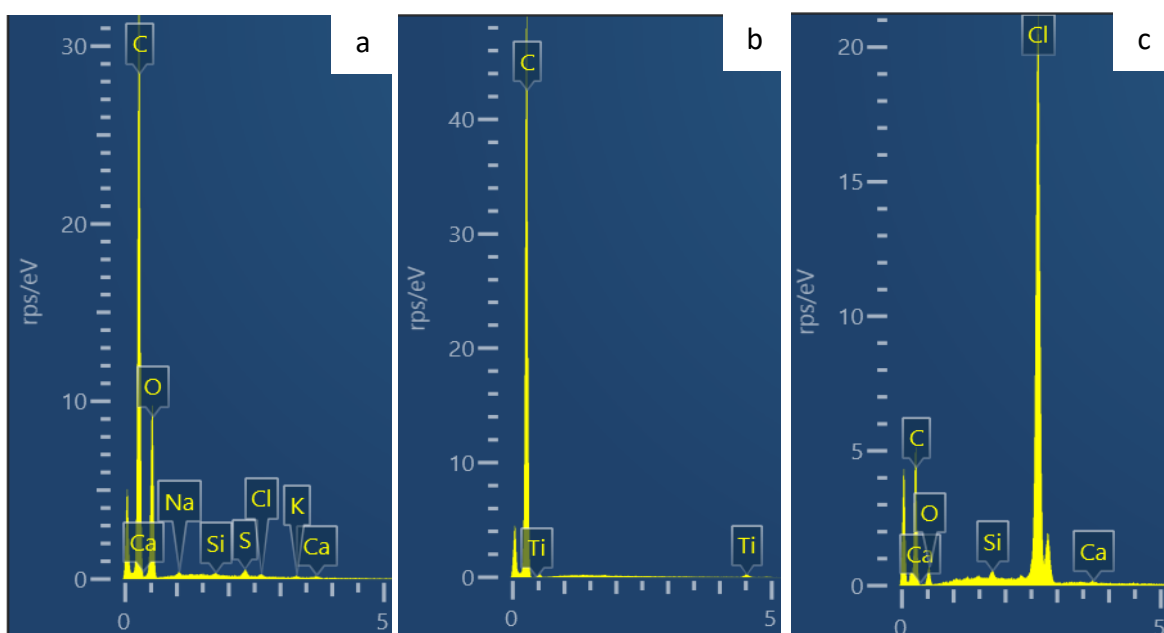


Figura 18 Espectros de energía dispersiva de rayos X (EDS) de MP presentes en agua subsuperficial, que muestran las composiciones elementales obtenidas para (a) PET, (b) poliolefina o poliestireno y (c) PVC.

3.2. Análisis de MP en *B. rodriguezii*

3.2.1. Abundancia de MP en *B. rodriguezii*

La presencia de MP fue confirmada en todas las muestras analizadas de esta matriz biológica.

En tejido blando de *B. rodriguezii*, durante el periodo de muestreo, las abundancias promedio de MP fueron de 2.30 ± 1.62 MP/g en Barrancas Blancas y de 1.09 ± 0.75 MP/g en Santa Isabel. En términos de variación mensual, los individuos de Barrancas Blancas presentaron mayor abundancia de MP en febrero y abril, con 4.20 ± 0.48 MP/g y 4.58 ± 0.83 MP/g, respectivamente. En los mejillines colectados en Santa Isabel, la mayor abundancia

de MP se registró en febrero, alcanzando 2.61 ± 0.48 MP/g. En ambos sitios, las menores abundancias promedio se observaron en mayo, con 1.00 ± 0.33 MP/g en Barrancas Blancas y 0.61 ± 0.19 MP/g en Santa Isabel (Fig. 19).

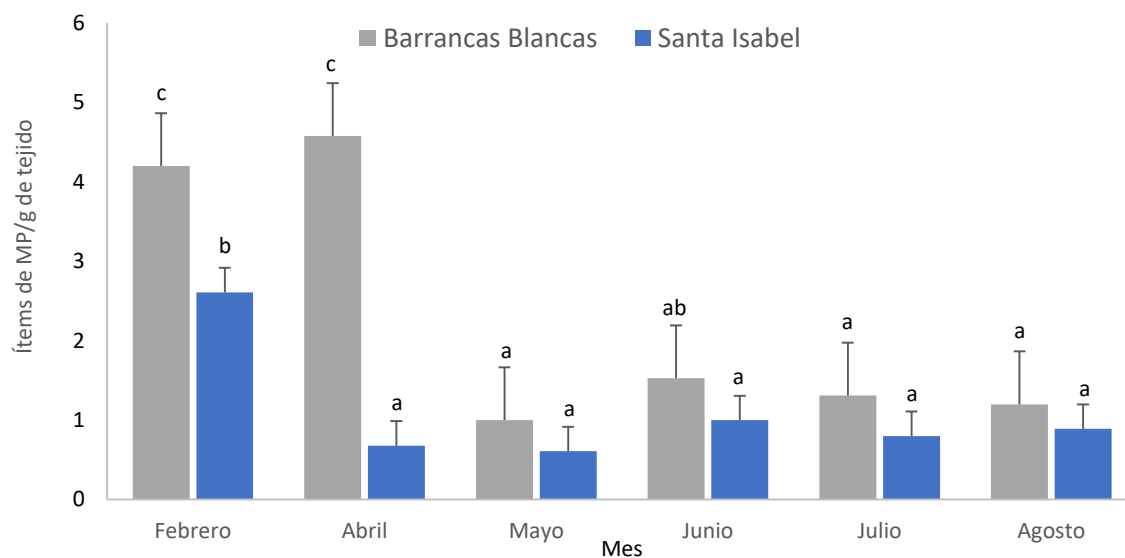


Figura 19 Abundancia de MP, expresada en ítems de MP por gramo de peso húmedo de tejido de *B. rodriguezii* para los distintos sitios y meses de muestreo. Las barras indican el valor promedio y las líneas sobre las barras el desvío estándar. Las letras minúsculas indican diferencias significativas en la interacción sitio x mes.

El ANOVA de dos vías reveló una interacción significativa entre sitios y meses de muestreo en la abundancia de MP en *B. rodriguezii* (Tabla 3).

Tabla 3 Resultados del análisis de varianza de dos vías para abundancia de MP en *B. rodriguezii*

MP/g de tejido	Grados de libertad	F	p
Sitio	1	87.83	<0.01
Mes	5	45.21	<0.01
Sitio x Mes	5	19.76	<0.01

Para cada sitio, el análisis *a posteriori* de comparaciones por pares, realizado sobre la interacción sitio x mes, reveló que, en los mejillines de Barrancas Blancas, las abundancias de MP registradas en febrero y abril fueron similares entre sí y significativamente mayores a las determinadas para los otros meses, los cuales no presentaron diferencias significativas entre ellos. En Santa Isabel, la abundancia determinada en febrero fue la única que difirió significativamente de las registradas para el resto de los meses.

Al comparar los sitios, se observó que en febrero y abril la abundancia de MP en *B. rodriguezii* provenientes de Barrancas Blancas fue significativamente mayor que en los

individuos de Santa Isabel, mientras que en los meses restantes, los datos obtenidos no evidenciaron diferencias entre sitios.

3.2.2 Clasificación de MP identificados en *B. rodriguezii*

-Clasificación de MP según morfología

Al clasificar los MP identificados en esta matriz, tanto en Barrancas Blancas como en Santa Isabel se registraron las categorías de fibras y fragmentos, siendo las fibras el tipo predominante en todas las muestras. En los dos sitios, la proporción más baja de fibras se registró en febrero, constituyendo el 80 % en Barrancas Blancas y el 51.72 % en Santa Isabel, mientras que en julio y agosto constituyeron el 100 % de los MP presentes en el tejido blando de los organismos de ambos sitios (Fig. 20).

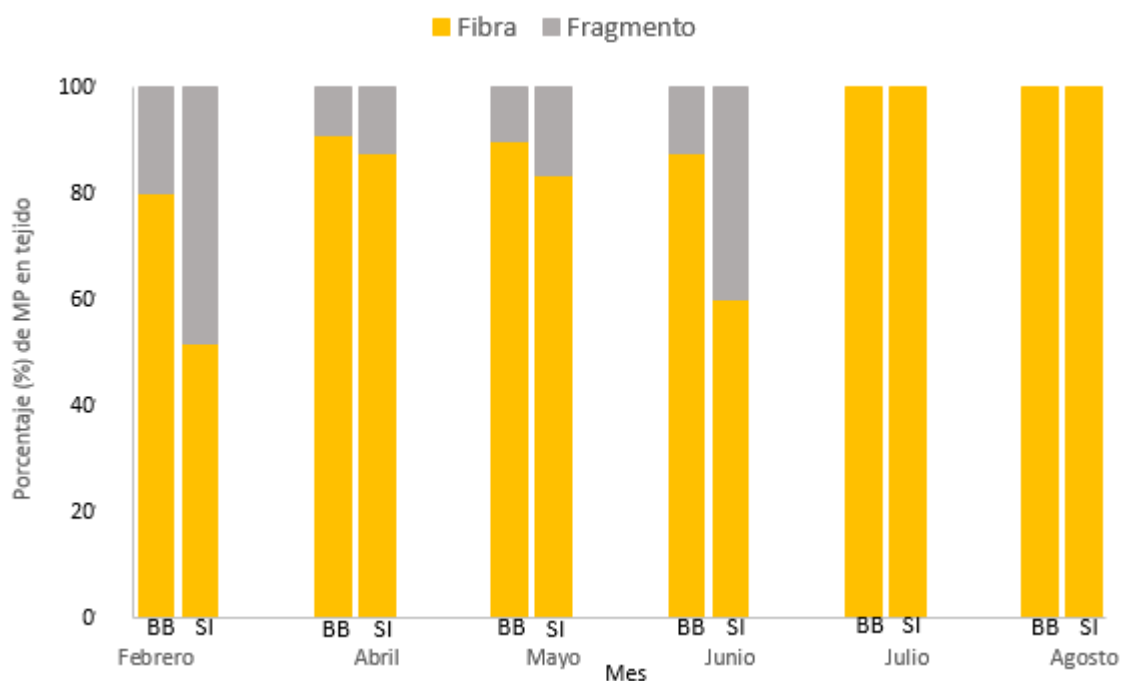


Figura 20 Composición porcentual por tipos de MP en *B. rodriguezii* provenientes de cada sitio de muestreo (BB-Barrancas Blancas; SI- Santa Isabel).

-Clasificación de MP según color

Según la clasificación por color, los MP transparentes resultaron los más abundantes en los tejidos de *B. rodriguezii* en todos los meses y en ambos sitios, seguidos por los azules y los negros en representatividad. En Barrancas Blancas, estas coloraciones estuvieron presentes durante todos los meses, representando como mínimo el 78.57 % en julio, y alcanzando el 100 % en abril y mayo. En los mejillines de Santa Isabel, estas coloraciones predominantes representaron desde el 75 % en abril hasta el 100 % en mayo y junio. Cabe resaltar que los azules estuvieron ausentes en abril y los negros en abril, junio y agosto.

Los sitios también se diferenciaron en la presencia de colores secundariamente representados, específicamente el rojo y el amarillo. En los mejillines de Barrancas Blancas, solo se identificaron MP rojos, cuya proporción fue generalmente baja, a excepción de julio, donde representaron más del 20 % de los MP analizados y de abril y mayo, donde estuvieron ausentes. En los mejillines de Santa Isabel, se encontraron tanto MP rojos como amarillos, lo que sugiere que este sitio tiene una mayor variabilidad en la composición cromática. Estas coloraciones presentaron proporciones más variables, estando ausentes en los individuos colectados en mayo y junio, y alcanzando hasta el 25 % de los MP en los organismos recolectados en abril (Fig. 21).

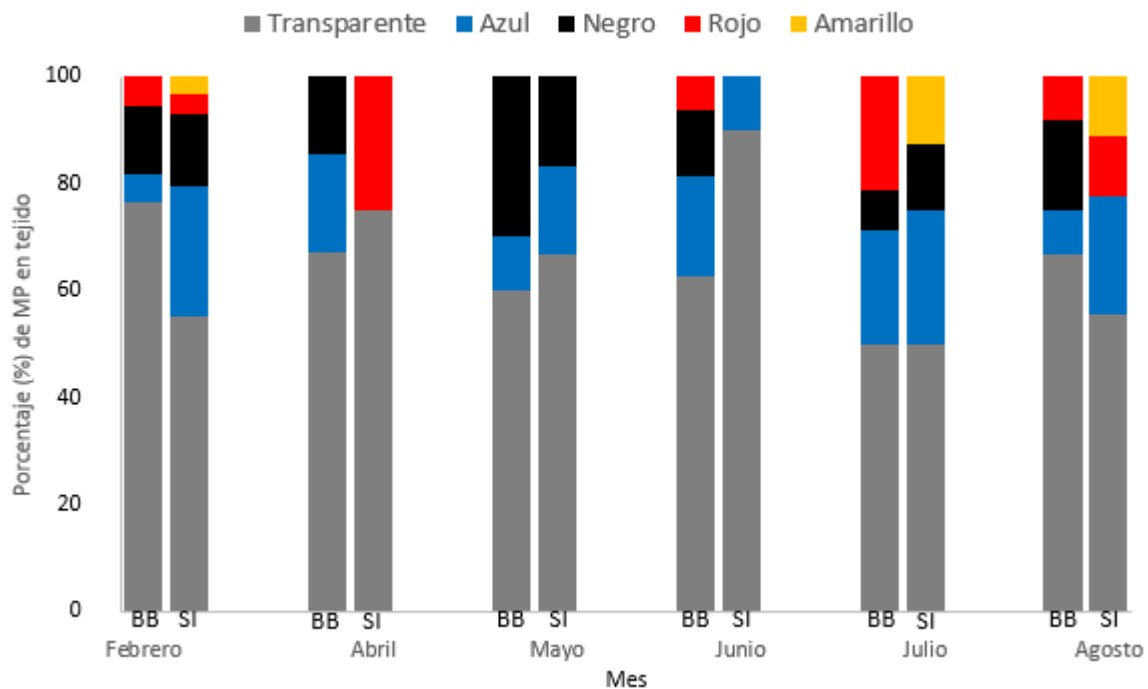


Figura 21 Composición porcentual por colores en *B. rodriguezii* para cada sitio (BB-Barrancas Blancas; SI- Santa Isabel).

-Clasificación de MP según tamaño

En cuanto al tamaño, tras la medición de un total de 213 fibras identificadas en tejido de *B. rodriguezii* (143 de Barrancas Blancas y 70 de Santa Isabel), se determinó que en ambos sitios, el 100 % de los MP identificados en los tejidos se encontró en el rango entre 35 y 299 μm durante todos los meses. Sin embargo, en Barrancas Blancas, la mayor proporción de fibras se encontró en el intervalo de 123 y 211 μm , representando entre el 51.33 % en agosto hasta el 71.43 % en julio (Fig. 22a). En contraste, en los tejidos de los mejillines colectados en Santa Isabel, las fibras tendieron a ser más pequeñas, predominando el intervalo de 35 y 123 μm , con una representación que varió desde el 55.56 % en agosto hasta el 100 % en julio (Fig. 22b).

Un punto a destacar es que en los individuos de *B. rodriguezii* de ambos sitios, se identificaron fibras de tamaños menores a 35 μm , con un total de 39 MP para los mejillines

colectados en Barrancas Blancas y 22 para aquellos colectados en Santa Isabel. La presencia de estos rangos de tamaño se observó principalmente durante febrero y abril, lo que evidencia la presencia de MP aún más pequeños fuera de los intervalos analizados en esta tesis.

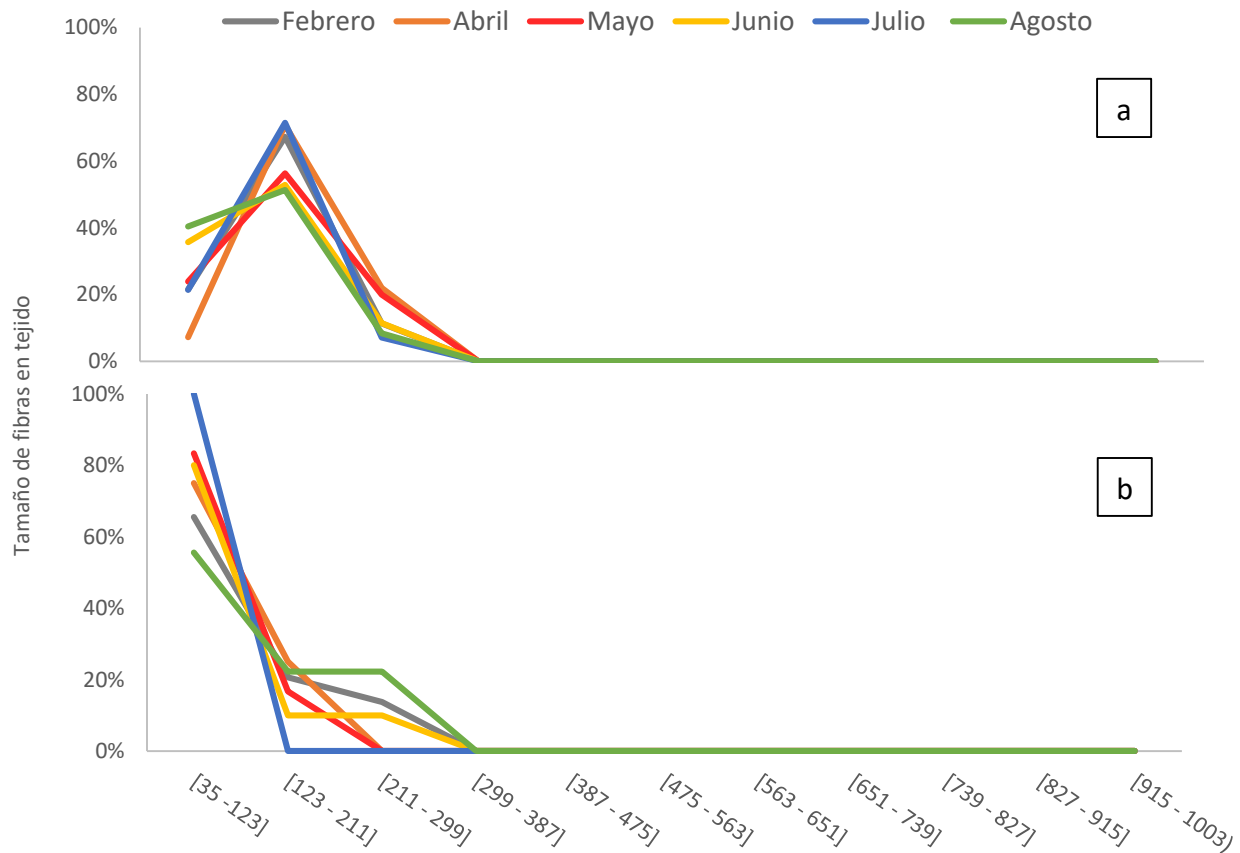


Figura 22 Distribución de tamaños de las fibras identificadas en *B. rodriguezii* (a) Barrancas Blancas, (b) Santa Isabel.

3.2.3. Análisis SEM/EDS de MP identificados en *B. rodriguezii*

Tras el análisis SEM/EDS de MP identificados en tejido de *B. rodriguezii* (n=14), las imágenes obtenidas revelaron signos de degradación en la totalidad de las partículas. Los fragmentos observados en ambos sitios mostraron bordes irregulares, pero presentaron diferencias en su superficie. En Barrancas Blancas, exhibieron principalmente estriaciones superficiales (Fig. 23a), mientras que en Santa Isabel predominaron grietas de mayor profundidad (Fig. 23b). En cuanto a las fibras, las provenientes de Barrancas Blancas, mostraron principalmente adherencias (Fig. 23c), mientras que en Santa Isabel presentaron grietas superficiales y signos de ruptura (Fig. 23d), lo que sugiere un mayor nivel de degradación en este último sitio.

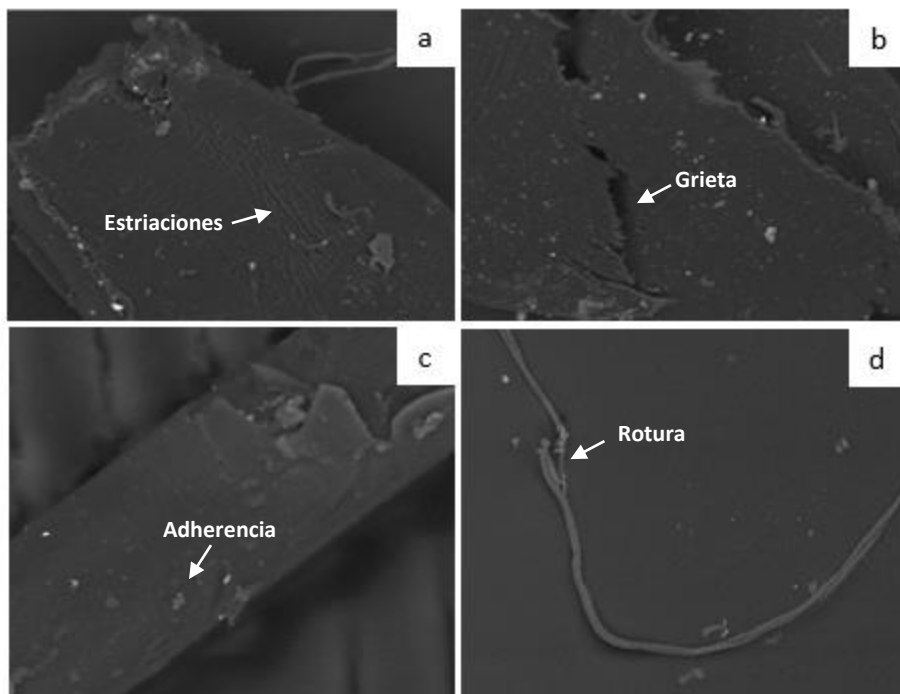


Figura 23 Morfología superficial de MP presentes en *B. rodriguezii*, mediante análisis SEM, evidenciando signos de degradación: (a) fragmento con estricciones superficiales, (b) fragmento con grietas, (c) fibra con adherencias, (d) rotura de fibra.

El análisis EDS realizado en MP identificados en *B. rodriguezii* reveló espectros químicos con un pico principal de carbono que, junto con la inspección microscópica, la clasificación y el análisis SEM, confirmaron la naturaleza plástica de todas las partículas analizadas. Según los espectros obtenidos, los individuos presentaron diferencias en la composición de los MP contenidos en sus tejidos, manteniéndose la misma tendencia observada en el agua. En Barrancas Blancas, tanto las fibras como los fragmentos presentaron mayoritariamente una relación carbono: oxígeno compatible con la del PET (Fig. 24a). En los individuos de Santa Isabel se observó una preponderancia de MP de poliolefinas o poliestireno (Fig. 24b) seguidos por los de PVC (Fig. 24c). Al igual que en el resto de las matrices, todos los ítems presentaron elementos acompañantes en diversas proporciones, entre los que se destacaron el silicio, calcio, titanio, estaño, zinc y aluminio.

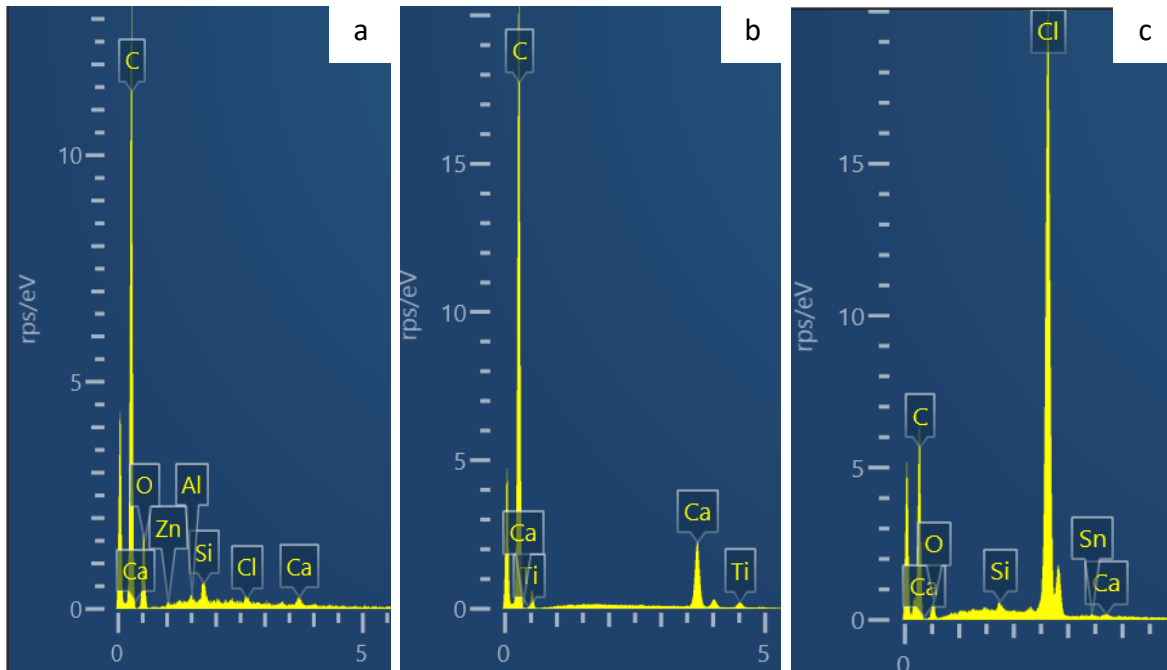


Figura 24 Espectros de energía dispersiva de rayos X (EDS) de MP presentes en tejido de *B. rodriguezii*, que muestran las composiciones elementales obtenidas para (a) PET, (b) poliolefina o poliestireno y (c) PVC.

3.2.4. Análisis de la abundancia y el tamaño de MP en relación con la altura valvar promedio de *B. rodriguezii*

Se determinó una regresión lineal significativa entre la abundancia de MP en los tejidos de *B. rodriguezii* y el promedio de la altura valvar de los individuos, tanto en Barrancas Blancas ($F_{1,28} = 160.94$, $p < 0.01$) como en Santa Isabel ($F_{1,28} = 96.67$, $p < 0.01$). En el gráfico del modelo obtenido para Barrancas Blancas (Fig. 25) se observa que los valores de abundancia se distribuyen alrededor de la recta de regresión ($y = 2.30 + 0.40 x$), con una pendiente positiva que sugiere que la abundancia de MP en los tejidos aumenta linealmente con la altura valvar. El coeficiente de determinación ($R^2 = 0.85$) indica que el 85 % de la variabilidad en la abundancia de MP puede explicarse por la altura valvar de los organismos.

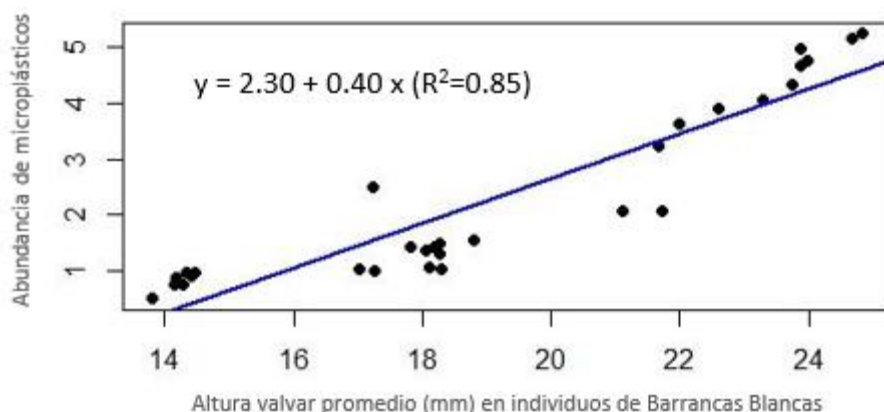


Figura 25 Regresión lineal simple entre la abundancia de MP en *B. rodriguezii* de Barrancas Blancas y el tamaño de los organismos, medido por la altura valvar promedio (mm). La línea azul representa la tendencia ajustada por regresión lineal.

En Santa Isabel, los valores de abundancia de MP se distribuyen alrededor de la recta de regresión ($y = 1.10 + 0.26x$), también con una pendiente positiva. El coeficiente de determinación ($R^2 = 0.77$) es menor al obtenido en Barrancas Blancas, lo que sugiere que el 77 % de la variabilidad en la abundancia de MP puede explicarse por la altura valvar (Fig. 26).

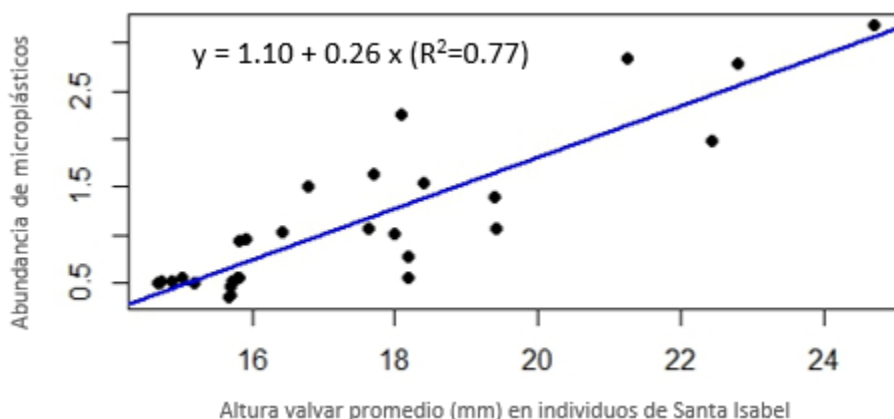


Figura 26 Regresión lineal simple entre la abundancia de MP en *B. rodriguezii* de Santa Isabel y el tamaño de los organismos, medido por la altura valvar promedio (mm). La línea azul representa la tendencia ajustada por regresión lineal.

En ambos sitios, el tamaño promedio de las fibras y el promedio de la altura valvar de los individuos de *B. rodriguezii* no mostraron una relación lineal significativa.

4. DISCUSIÓN

4.1. Abundancia de MP en sedimento intermareal, agua subsuperficial y *B. rodriguezii*

Los resultados demuestran la presencia de MP en sedimento intermareal, agua subsuperficial y *B. rodriguezii*, en cada mes y sitio de muestreo dentro del área costera y

estuarina del Río Chubut. En todas las matrices estudiadas predominó el origen secundario de los MP, sin detectarse pellets, resultado que concuerda con Ronda *et al.* (2019), quienes, en un estudio realizado en el suroeste de la provincia de Buenos Aires, identificaron a la fragmentación de plásticos más grandes como la principal fuente de MP en el medio marino. Esto podría estar relacionado tanto con la falta de una gestión adecuada de residuos plásticos en el sitio (Rezania *et al.*, 2018), así como a un bajo nivel de industrialización que implique el uso de MP primarios (Blettler *et al.*, 2019).

La abundancia registrada en el sedimento del área estuarina del Río Chubut (274.50 MP/kg) fue menor a la reportada para otros estuarios urbanos y seminaturales bonaerenses, como Samborombón y Mar Chiquita, donde se registró una abundancia promedio de 515 MP/kg (Díaz-Jaramillo *et al.*, 2021). De manera similar para esta matriz, las áreas costeras estudiadas, Barrancas Blancas (144.82 MP/kg) y Santa Isabel (36.71 MP/kg), presentaron menores abundancias de MP en comparación con zonas costeras al suroeste de Buenos Aires, donde se reportó una media de 182.85 MP/kg (Ronda *et al.*, 2019), así como también en Claromecó, con un promedio de 370 MP/kg (Truchet *et al.*, 2021). Posiblemente, las diferencias observadas estén vinculadas al grado de intervención antrópica a la que está expuesto cada entorno, dado que Buenos Aires presenta una mayor densidad poblacional, urbanización e intensidad de actividades industriales y turísticas, lo que podría generar un mayor aporte de MP al ambiente.

En relación con el único reporte local encontrado, la abundancia promedio de MP en el sedimento intermareal de El Elsa superó a la reportada por Giarratano *et al.* (2022) para el mismo sitio de estudio, cuyo valor medio fue de 175.4 ítems/kg. Esta diferencia se acentúa si se considera que en dicho estudio el recuento incluyó tanto MP como fibras naturales sintéticas. La menor abundancia de MP encontrada en el trabajo de Giarratano *et al.* (2022) puede explicarse por haberse realizado en invierno del 2021, coincidiendo con el patrón observado en este estudio, donde la concentración de MP disminuye durante esta estación, posiblemente por una menor actividad pesquera, turística y recreativa en la zona. Sin embargo, las diferencias observadas podrían también responder a diferencias en las metodologías utilizadas, como lo es la fracción de partículas de MP a evaluar. Si bien la comparativa con otros trabajos se realizó en base a semejanzas metodológicas o proximidad geográfica, aún no existe un protocolo unificado para la recolección y el procesamiento de muestras, por tratarse los MP de un contaminante emergente. Esto genera variaciones en las técnicas empleadas, los criterios para definir MP y el rango de tamaño considerado. Estas disparidades dificultan la comparación entre estudios y limitan la capacidad de obtener conclusiones consistentes a nivel global, por lo que unificar criterios es crucial para el estudio de este tipo de contaminante.

La abundancia media de MP en el agua subsuperficial de El Elsa (10.55 MP/L) superó a la registrada en el Río de la Plata, siendo de 0.13 MP/L (Pazos, 2021), y al promedio de 6.6 MP/L reportado por Forero López (2021) para el estuario de Bahía Blanca, aunque fue inferior al registro realizado por Arduso *et al.* (2022) en el mismo estuario, quienes documentaron una media de 28 MP/L. En lo que respecta a los sitios costeros, tanto

Barrancas Blancas (12.68 MP/L) como Santa Isabel (4.97 MP/L) presentaron abundancias dentro del rango reportado para zonas costeras bonaerenses. Los resultados obtenidos superaron al promedio registrado en áreas del suroeste de esta región (0.14 ítems de fibras/m³; 0.14×10⁻³ MP/L) (Ronda *et al.*, 2019), pero fueron inferiores a los obtenidos en playas turísticas de Buenos Aires, como Claromecó, con un promedio de 30.5 MP/L (Truchet *et al.*, 2021). A pesar de las variaciones en la intensidad de las actividades humanas entre el área de estudio y las zonas costeras bonaerenses, las abundancias de MP en el agua subsuperficial se mantuvieron en niveles similares. Esto podría estar relacionado con factores ambientales locales, como la hidrodinámica costera y la dirección e intensidad de los vientos, los que podrían incidir en la dispersión de partículas en esta matriz. Además, las diferencias en la fracción de MP analizada, así como en las técnicas de muestreo y procesamiento, podrían haber influido en estos resultados.

En comparación con otros reportes de áreas cercanas, la abundancia media de MP en la zona estuarina del Río Chubut fue superior a la registrada en aguas superficiales del estuario del Río Negro, siendo de 1.17×10⁻³ MP/L (Oliva *et al.*, 2019), así como también al único registro encontrado para El Elsa, con un valor medio de 6.6 ítems/L (Giarratano *et al.*, 2022). En cuanto a los sitios costeros, Barrancas Blancas presentó una abundancia promedio superior a la reportada por Costa *et al.* (2022) para el Golfo Nuevo (10.2 MP/L), ubicado a 80 km al norte del área de estudio, mientras que Santa Isabel (4.97 MP/L) se mantuvo por debajo de este valor.

La abundancia de MP en *B. rodriguezii* fue de 2.30 MP/g en Barrancas Blancas y 1.09 MP/g en Santa Isabel, valores que, aunque superan a los reportados en estudios previos en otros países (De Witte *et al.*, 2014; Vandermeersch *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2018; De la Torre *et al.*, 2021), se encuentran dentro del rango globalmente informado para especies de la familia Mytilidae. La abundancia de MP registrada en *B. rodriguezii* tanto en Barrancas Blancas como en Santa Isabel fue superior al único registro previo para la especie, realizado en Claromecó, donde se reportó una abundancia de 0.15 a 0.5 MP/g (Truchet *et al.*, 2021). Esta diferencia podría estar relacionada con factores metodológicos y con el periodo de muestreo, ya que dicho estudio se llevó a cabo en la primavera de 2020, durante el confinamiento por COVID-19 en Argentina, cuando la zona permaneció cerrada al turismo en los meses previos al muestreo. A su vez, la abundancia observada en ambos sitios fue alta en comparación con otras especies de Mytilidae en áreas cercanas, superando la media de *Mytilus edulis* en el Golfo San Jorge (0.56 MP/g) (Méndez *et al.*, 2022) y la de *Aulacomya atra* en Puerto Madryn (0.3 MP/g) (Ríos *et al.*, 2020a).

En términos comparativos de matrices y sin ajustar las diferencias en las unidades de medida, se observó que la abundancia promedio de MP fue mayor en el sedimento intermareal, siendo en promedio aproximadamente 16 veces superior a la del agua. Este resultado refleja el rol de los sedimentos como reservorios de MP, donde la acumulación se debe, en parte, a la deposición favorecida por las corrientes superficiales (Flores-Cortés *et al.*, 2022), estimándose que alrededor del 70 % de los residuos marinos quedan retenidos en esta matriz (Frias *et al.*, 2016; Vermeiren *et al.*, 2016). La mayor prevalencia de MP en

sedimento en comparación con el agua subsuperficial ha sido ampliamente documentada (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Yuan *et al.*, 2019; Losno-Prado *et al.*, 2023), lo que podría deberse a que solo un pequeño porcentaje ($\approx 1\%$) permanece en la superficie del mar (Choy *et al.*, 2019), mientras que la mayoría abandona la columna de agua por varamientos, bioincrustaciones o sedimentación en el caso de partículas más densas, o por dispersión, impulsada por el viento, en el caso de aquellas de menor densidad (De la Fuente *et al.*, 2021). No obstante, el mecanismo de resuspensión indica que los sedimentos también pueden actuar como fuentes secundarias, liberando MP al medio y facilitando su incorporación en las cadenas tróficas. Dado que este proceso aún se encuentra poco documentado, es necesario profundizar en las condiciones que regulan este rol dual, así como en la distribución de MP en perfiles sedimentarios profundos y en toda la columna de agua.

Aunque existen diferencias entre matrices, la abundancia de MP mostró un patrón similar en todas ellas, reflejando una relación directa con el grado de intervención antrópica en los sitios, en línea con lo reportado en otros estudios (Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020; Mendes *et al.*, 2021). Esta relación se acentuó en los meses cercanos al verano (febrero y abril), coincidiendo con la temporada de actividad pesquera y con los períodos de mayor afluencia de residentes y turistas, sugiriendo un vínculo entre los patrones espaciales y temporales observados.

En lo que respecta al patrón espacial, este se reflejó principalmente en el sedimento intermareal, donde El Elsa presentó una abundancia de MP superior en la mayoría de los meses, seguido por Barrancas Blancas y, por último, Santa Isabel. Este patrón puede explicarse por la proximidad de El Elsa a los principales focos de actividad antrópica, entre los que se encuentran los centros urbanos de Rawson y Playa Unión, que concentran actividades residenciales, comerciales y administrativas, así como el Puerto Rawson y su área industrial asociada (Del Vecchio, 2018). La intensa actividad turística y recreativa en la zona, reportada por Asensio y Polacco (2014), refuerza esta tendencia.

A su vez, otros factores podrían explicar los resultados obtenidos, como el carácter estuarino de El Elsa, ya que estos ambientes al funcionar como receptores de aportes fluviales, favorecen la acumulación de contaminantes (Leslie *et al.*, 2017; Simón-Sánchez *et al.*, 2019). Además, las características granulométricas del sedimento también podrían haber influido en los resultados, ya que se ha documentado una relación inversa entre la abundancia de MP y el tamaño de las partículas (Nizzetto *et al.*, 2016; Flores-Cortés, 2021). En este sentido, la textura más fina y arenosa de El Elsa podría facilitar la retención de MP en comparación con los sedimentos más heterogéneos de los sitios costeros, compuestos por rodados de granulometría variable y arena mediana (De Santos *et al.*, 2022).

En agua subsuperficial, a pesar de que no hubo diferencias entre las abundancias observadas en El Elsa y Barrancas Blancas, estas fueron superiores durante febrero y abril a las de Santa Isabel, atenuándose en el resto de los meses. En *B. rodriguezii*, la abundancia de MP fue mayor en Barrancas Blancas en comparación con Santa Isabel, pero solo en febrero y abril. Esta diferencia podría deberse a las mayores concentraciones de MP en el

entorno circundante del primer sitio. Esto coincide con lo propuesto por Qu *et al.* (2018) y Amas y Crispín (2019) quienes establecieron una relación directa entre la concentración de MP en el medio y su acumulación en mitílicos.

Respecto al patrón temporal, se observaron máximos principalmente en febrero y mínimos que, aunque variaron ligeramente entre matrices, se registraron en todos los casos durante el otoño e invierno. Por un lado, la mayor abundancia de MP en las tres matrices coincide con la temporada de verano, cuando la actividad turística y recreativa en la zona alcanza su punto máximo debido al tipo de actividades que ofrece el área. Este período también coincide con la temporada de la actividad pesquera (Del Vecchio, 2018) en la que se utilizan diversos materiales plásticos que, sin una gestión adecuada, se convierten en residuos que impactan los ecosistemas costeros (Albareda *et al.*, 2021). Se estima que solo el 1.5 % de las artes de pesca se reciclan, lo que concuerda con los resultados de encuestas realizadas a capitanes de barcos en Puerto Rawson, quienes señalan que la disposición de los plásticos generados, tanto a bordo como en el puerto, es inadecuada e insuficiente (Albareda *et al.*, 2021). De este modo, el impacto en el área de estudio podría ser similar al de otros ecosistemas costeros argentinos, donde la actividad pesquera, seguida de la recreativa, representa la principal fuente de residuos costeros, como también señalaron Becherucci *et al.* (2017). Por otro lado, la disminución observada en otoño e invierno podría estar vinculada a una menor afluencia de personas en el área y/o a condiciones meteorológicas como el aumento en la velocidad del viento, registrado para junio y agosto en el área según la plataforma de modelación de datos meteorológica Windy (2023), lo cual podría favorecer la dispersión y exportación de MP hacia regiones más alejadas (Trainic *et al.*, 2020).

4.2. Clasificación de los MP identificados en sedimento intermareal, agua subsuperficial y *B. rodriguezii*

En todos los sitios y meses de muestreo, las fibras fueron el tipo predominante de MP en las tres matrices analizadas, con una mayor proporción en el agua, seguida por *B. rodriguezii* y, por último, en el sedimento intermareal, matriz que presentó la mayor diversidad de tipos de MP. Esto pone en evidencia la variedad de fuentes existentes y que el sedimento es capaz de acumular una mayor diversidad de MP que la columna de agua, tal como fue reportado para el estuario del Río de la Plata (Pazos, 2021).

Los hallazgos en las matrices concuerdan con estudios previos, que identifican a las fibras como el tipo de MP más frecuente en ambientes naturales (Browne *et al.*, 2011; Nerland *et al.*, 2014; Mizraji *et al.*, 2017). En el sedimento intermareal y el agua subsuperficial, esta tendencia ya había sido registrada en el mismo sitio por Giarratano *et al.* (2022) y en estuarios cercanos como el del Río de la Plata (Pazos, 2021) y el de Bahía Blanca (Severini *et al.*, 2019), así como en otras zonas costeras argentinas (Ronda *et al.*, 2019). A nivel global, las fibras han sido reportadas como la fracción dominante de MP en sedimentos y cuerpos de agua, reflejándose su acumulación en la biota marina (Amas y

Crispín, 2019; Severini *et al.*, 2019). En la matriz biológica, esta predominancia coincide con lo observado en *B. rodriguezii* de Claromecó (Truchet *et al.*, 2021) y en otras especies de Mytilidae en Argentina, como *Aulacomya atra* en Puerto Madryn (Ríos *et al.*, 2020a) y *Mytilus chilensis* en Ushuaia (Pérez *et al.*, 2020).

La predominancia de este tipo de MP puede deberse a que las fibras ingresan al ambiente por múltiples fuentes, tanto por el lavado y fragmentación de textiles industriales y domésticos, degradación de artes de pesca, efluentes urbanos y descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales, entre otras (Browne *et al.*, 2011; Nerland *et al.*, 2014; Mizraji *et al.*, 2017). En este sentido, otro factor que se relaciona positivamente con la abundancia de residuos plásticos, es la actividad turística en las playas, siendo considerada por Truchet *et al.* (2021) como la fuente primaria de este tipo de desechos. Además de esto, y debido a su estructura alargada y baja densidad, las fibras tienen una mayor permanencia respecto a otras morfologías de MP, aumentando su disponibilidad para ser ingeridas por organismos filtradores (Pérez *et al.*, 2020). Organismos como los bivalvos tienden a retener más eficientemente las partículas alargadas y flexibles en comparación con fragmentos u otras formas más rígidas, lo que favorece la acumulación de fibras en sus tejidos (Truchet *et al.*, 2021).

Según la clasificación por color, los MP transparentes fueron los más abundantes en todas las matrices, seguidos por los azules y negros, independientemente del sitio y el mes de muestreo, excepto en el agua de Barrancas Blancas en febrero y abril, donde prevalecieron los MP naranjas y verdes. La predominancia de estas coloraciones ha sido ampliamente documentada en entornos estuarinos y costeros a nivel global para las tres matrices (Amas y Crispín, 2019; Machado *et al.*, 2021; Arduzzo *et al.*, 2022; Flores-Cortés *et al.*, 2022), así como en investigaciones realizadas en áreas cercanas al presente estudio (Oliva *et al.*, 2019; Ríos *et al.*, 2020a; Pazos, 2021; Giarratano *et al.*, 2022; Méndez *et al.*, 2022).

Las diferencias en la coloración de los MP sugieren diversas fuentes antropogénicas, según Díaz-Jaramillo *et al.* (2021). Por su parte, Li *et al.* (2016) sugieren que la predominancia de partículas transparentes podría estar asociada a procesos de erosión y decoloración de plásticos previamente pigmentados. Asimismo, los MP transparentes, azules y negros pueden originarse a partir de fibras textiles (Pazos, 2021), degradación de residuos sólidos y la fragmentación de artes de pesca (Dantas *et al.*, 2012). Por otro lado, las coloraciones más intensas, como el naranja, verde y rojo, están frecuentemente relacionadas con artes de pesca, ya que estos colores se emplean para atraer peces de mayor tamaño (Moraga *et al.*, 2015), lo cual podría explicar que la mayor presencia de estas coloraciones sea durante febrero, mes en el que la flota pesquera se encuentra operando.

En cuanto a la distribución cromática, aunque el sedimento presentó una mayor cantidad de colores, el agua mostró una distribución más equitativa a lo largo del tiempo, reflejando una mayor diversidad. En contraste, en el sedimento y, especialmente, en el tejido de *B. rodriguezii*, las coloraciones predominantes se mantuvieron constantes. Si bien el agua mostró una mayor variabilidad en la proporción de colores, algunos como el rojo, fueron exclusivos del sedimento y del tejido de *B. rodriguezii*. La mayor degradabilidad

química y física de los plásticos rojos (Key *et al.*, 2024) podría aumentar su biodisponibilidad, facilitando su ingestión por parte de los organismos marinos, lo que explicaría su presencia en *B. rodriguezii*. Este patrón, sumado a la ausencia de MP en el agua subsuperficial, podría indicar un proceso de resuspensión de MP desde el sedimento producto de la acción de las olas, debido a que estos organismos no se encuentran en contacto directo con el sedimento, sino que suelen adherirse a rocas (Buzzi *et al.*, 2017).

La comparación del tamaño de los MP hallados en esta tesis con los reportados en otras matrices resulta compleja, ya que la mayoría de los estudios utilizan un rango de tamaño más amplio, una observación también señalada por Ronda *et al.* (2021). En este caso, se consideró MP a la fracción comprendida entre 35 y 1000 μm , selección en función de lo concluido en el trabajo de Zhao *et al.* (2014), donde se demuestra que dicha fracción representa entre el 35 y 90% de la totalidad de los MP presentes en el medio marino. Sin embargo, diversos estudios han reportado MP de tamaños similares a los encontrados en el presente trabajo, tanto en sedimentos intermareales, como en agua subsuperficial (Browne *et al.*, 2011; Zhou *et al.*, 2018; Barrows *et al.*, 2018; Díaz-Jaramillo *et al.*, 2021). En el caso de *B. rodriguezii*, tanto en Barrancas Blancas como en Santa Isabel, se identifican fibras de menor tamaño que las reportadas para *Mytilus edulis* en el Golfo San Jorge, con un tamaño promedio de 712 μm (Méndez *et al.*, 2022) para *Aulacomya atra* en Puerto Madryn (Ríos *et al.*, 2020a) e incluso para *B. rodriguezii* en Claromecó (Truchet *et al.*, 2021), donde el porcentaje de MP menores a 500 μm fue inferior al registrado en este estudio.

Los resultados muestran que la distribución de tamaños de las fibras varió entre sedimento, agua subsuperficial y tejidos de *B. rodriguezii*. En el sedimento predominan fibras de mayor tamaño, mientras que en el agua subsuperficial se observan principalmente fibras de tamaño intermedio. El tejido de *B. rodriguezii* fue la matriz donde se identificaron las fibras de menor tamaño, con un rango más restringido en comparación con las otras matrices, debido a la ausencia casi total de fibras medianas y grandes.

La diferencia de tamaños observado entre matrices sugiere que cada matriz del medio marino influye de manera diferente en la fragmentación y acumulación de MP. Las fibras de mayor tamaño identificadas en sedimento, podría deberse a la deposición y menor degradación en esta matriz (Urbanek *et al.*, 2018). Por su parte, la presencia de fibras de tamaño intermedio registrado en el agua, podría deberse a que la velocidad de sedimentación aumenta a medida que mayor es la longitud de las fibras (Nguyen *et al.*, 2022). Sin embargo, los patrones de sedimentación de MP varían dependiendo, además del tamaño, de la densidad de las partículas, factores que afectan su comportamiento de transporte y deposición, según Soler *et al.* (2025).

Lo hallado en la matriz biológica podría estar reflejando el proceso natural de filtración selectiva propio de la especie, tal como fue demostrado por estudios previos con otras especies integrantes de la familia Mytilidae (Bråte *et al.* 2018; Pazos, 2021). Esta interpretación concuerda con el predominio de MP de menor tamaño en *B. rodriguezii* de Santa Isabel, ya que en esta localidad se encontraron fibras más pequeñas en la columna de agua, en comparación con Barrancas Blancas. A pesar de que es necesario investigar cómo influye el tamaño de los MP en su disponibilidad para los organismos, este estudio representa una aproximación para discutir la relación entre las matrices bióticas y abióticas,

considerando que la mayoría de los trabajos sobre MP en organismos acuáticos no han analizado su concentración en las aguas circundantes (Ríos *et al.*, 2020a).

4.3. Análisis SEM/EDS de MP identificados en sedimento intermareal, agua subsuperficial y *B. rodriguezii*

El análisis SEM permitió examinar la morfología superficial de los MP identificados en las distintas matrices, revelando signos de degradación en todas las partículas analizadas, en consonancia con estudios previos en zonas estuarinas y costeras (Godoy Calero, 2021; Flores-Cortés *et al.*, 2022). Este hallazgo respalda la hipótesis de que la exposición a agentes meteorológicos y a las condiciones ambientales favorece una degradación gradual, evidenciada en la pérdida de propiedades mecánicas y estructurales, así como en la aparición de grietas y fracturas en la superficie (Auta *et al.*, 2017).

La degradación de MP, además de interpretarse como un indicativo de una permanencia prolongada en el ambiente (Acosta Coley, 2014), también influye en el comportamiento que tendrán en cada compartimento del medio marino (Andrady, 2011). A su vez, su peligrosidad aumenta debido a la fragmentación progresiva que incrementa su biodisponibilidad, a la generación de grupos funcionales oxigenados en el polímero, a la toxicidad de los productos intermedios resultantes de una degradación parcial (Andrady, 2011), al aumento de la superficie específica y la porosidad del MP, lo que lo hace más reactivo frente a los contaminantes presentes en el entorno (Acosta Coley, 2014).

El análisis EDS permitió confirmar la naturaleza plástica de las partículas y reveló la presencia de ciertos elementos aditivos en todas las matrices analizadas. A pesar de la variabilidad en la composición química de los MP, algunos elementos estuvieron presentes de forma consistente en todas las muestras, lo que sugiere que podrían estar asociados tanto al proceso de fabricación de los plásticos como a su presencia en el medio marino, ya sea por fuentes naturales o por aportes antrópicos. Entre estos elementos, se incluyen el silicio, sodio, titanio, aluminio, calcio, potasio y azufre, los cuales han sido identificados en otros estudios como elementos acompañantes de MP (Martínez García, 2014; Ríos *et al.*, 2020a; Winkler *et al.*, 2020; Godoy Calero, 2021; da Silva y Wiebeck, 2022). El silicio y el sodio podrían originarse de los aditivos utilizados en la fabricación de los plásticos (Newrick, 2023), o bien por su presencia en el medio marino. En el caso del silicio, también podría estar relacionado con la presencia de dióxido de silicio o silicatos de calcio empleados en la industria plástica (Ahumada y Rodríguez, 2006). El titanio, al encontrarse conjuntamente con un elevado contenido de oxígeno, es un indicativo de la presencia de dióxido de titanio, compuesto utilizado para la producción de pigmentos y pinturas (Martínez García, 2014). El aluminio por su parte, ha sido uno de los metales más comunes en MP encontrados en diversas regiones del mundo, como la costa inglesa (Ashton *et al.*, 2010) y la egipcia (Ghani, 2015). El calcio, además de formar parte de los silicatos, puede originarse a partir del carbonato de calcio utilizado en la fabricación de envoltorios plásticos, así como de los nucleantes que favorecen la transparencia de los polímeros (Kindsvater *et al.*, 2020). Los compuestos de potasio, por su parte, se emplean como estabilizantes en los procesos de producción, mejorando principalmente las propiedades térmicas de los plásticos, según Zweifel *et al.* (2009). En cuanto al azufre, su presencia podría deberse a su uso en la

vulcanización del caucho termoplástico (Rodríguez *et al.*, 2003), en resinas epoxi (Petrie, 2006), o por la formación de compuestos sulfatados en el agua de mar (Stumm y Morgan, 1996).

El análisis de la composición elemental de los MP, basado en su estequiometría, reveló diferencias según la matriz y el sitio de muestreo, lo que podría sugerir una influencia de diversas fuentes de contaminación en el área de estudio. En el sedimento de todos los sitios, así como en el agua y en *B. rodriguezii* de Barrancas Blancas, predominó el PET. Dado que este tipo de plástico se utiliza en Argentina principalmente para la producción de envases de alimentos y bebidas de consumo masivo (Parzanese, 2013) se presume que su principal fuente de ingreso al sistema marino es terrestre. Su prevalencia en el sedimento podría deberse a la mayor densidad del PET en comparación con el agua de mar, lo que favorece su hundimiento y acumulación en el fondo (Alomar *et al.*, 2016). En el agua y en *B. rodriguezii* de Santa Isabel, se registró una mayor presencia de poliolefinas, poliestireno y PVC, en concordancia con lo reportado a nivel global para otras especies de Mytilidae (Cho *et al.*, 2019; Amas y Crispín, 2019; Guamán, 2025). La prevalencia de estos polímeros, utilizados principalmente en las artes de pesca (Timmers *et al.*, 2005), podría estar relacionada con su menor densidad en comparación con el agua, lo que les permite permanecer en suspensión y estar disponibles para la ingestión por parte de los organismos marinos.

4.4. Potencial de *B. rodriguezii* como biomonitor de la contaminación por MP en el área de estudio

Los Mytilidae, y en particular *B. rodriguezii*, han sido ampliamente utilizados como biomonitores debido a características tales como su naturaleza sedentaria, amplia distribución geográfica, facilidad de muestreo y su vínculo con la cadena alimentaria humana (Anacleto *et al.*, 2015), además de ser una de las principales especies filtradoras en los sustratos rocosos de las costas templadas de Argentina (Truchet *et al.*, 2021). Dichas cualidades han impulsado la incorporación de estos bivalvos en programas internacionales de biomonitorización (Buzzi *et al.*, 2017), tendencia que también se ha replicado en Argentina, donde incluso *B. rodriguezii* ha sido empleado para detectar contaminantes como metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos (Arrighetti *et al.*, 2019).

Uno de los desafíos principales en el uso de *B. rodriguezii* como biomonitor de MP es su capacidad de filtración selectiva. Estos organismos disponen de mecanismos complejos para captar y seleccionar partículas (Rosa *et al.*, 2018), en los cuales el tamaño de las mismas es un factor determinante, tal como se evidenció en este estudio. Más allá de las propiedades intrínsecas de los MP que pueden influir en su ingestión, es fundamental identificar en qué etapa del proceso alimentario ocurre la selección de partículas. Según Dellatorre (2002), la adquisición de alimento en bivalvos se describe a través de cuatro parámetros, siendo estos la tasa de bombeo, de aclaramiento, de filtración y de ingestión. La tasa de bombeo está determinada por la superficie branquial y la actividad de los cilios, los cuales movilizan tanto el agua como las partículas en suspensión. En este contexto, Almeida *et al.* (2003) demostraron que, ante un aumento de contaminantes ambientales,

los bivalvos reducen su filtración debido a una menor actividad ciliar, un efecto que podría aplicarse igualmente a la captación de MP.

La tasa de aclaramiento se relaciona con la eficiencia en la retención de partículas dentro de un rango específico de tamaño. Aunque los estudios que establecen el tamaño máximo de partículas capturables e ingeribles son limitados (Mejias y Ortega, 2021), incluso sin reportes encontrados para *B. rodriguezii*, Mejias y Ortega (2021) proponen la existencia de una talla crítica máxima de captura, que no debe superar el límite de procesamiento de los filamentos filtrantes. No obstante, este proceso es complejo y no se limita únicamente a la anatomía del organismo, ya que Cognie *et al.* (2003) han señalado que tanto la forma de las partículas como el ángulo de aproximación respecto a las estructuras filtrantes, influyen en su ingestión. Según estos autores, la intercepción directa por parte de los filamentos es el principal mecanismo de captura, pero la concentración y redirección de las partículas mediante procesos hidrodinámicos de los filamentos primarios también pueden desempeñar un papel importante.

En cuanto a la tasa de filtración, esta depende tanto de la tasa de aclaramiento como de la concentración de partículas en la suspensión alimentaria. Relacionado a esto, Dellatorre (2002) ha demostrado que, al superar cierto umbral de concentración, parte del material filtrado es rechazado en los palpos labiales, fenómeno que varía según la especie. De este modo, aún se desconoce si, ante un determinado umbral de abundancia de MP en el medio, los organismos rechazarían efectivamente estas partículas.

Por último, la tasa de ingestión depende de la tasa de filtración y de la proporción de partículas que son rechazadas en forma de pseudoheces, lo que implica que una partícula capturada por los cilios no necesariamente vaya a ser ingerida y más aún, digerida por el organismo (Ward *et al.*, 2019). Este proceso podría estar nuevamente influenciado por el tamaño de la partícula, ya que uno de los argumentos más extendidos sobre la formación de pseudoheces es el postulado de Bernard (1974). Según este, al ingresar a la cavidad interna del bivalvo, el agua reduce su velocidad de flujo, favoreciendo la precipitación de las partículas más grandes y densas, las cuales son expulsadas hacia el exterior mediante la acción de los cilios, formando pseudoheces.

Además de los factores físicos relacionados con la filtración selectiva, es imprescindible considerar la composición química de las partículas. Según Rosa *et al.* (2018), el mucopolisacárido involucrado en el mecanismo de filtración, contiene sustancias que maximizan la eficiencia de captura, mostrando una alta especificidad en su enlace con los constituyentes de los alimentos. Asimismo, variables como el estadio, la edad, el sexo, el tamaño propio de la especie y la condición general del organismo influyen de manera determinante en el tipo, la composición y la cantidad de alimento requerido (Mejias y Ortega, 2021). Este aspecto se refleja en la regresión lineal encontrada entre la abundancia de MP en los tejidos de *B. rodriguezii* y la altura valvar de los individuos, en consonancia con lo reportado por Truchet *et al.* (2021).

El proceso de filtración selectiva, las características intrínsecas de los MP y su concentración en la corriente filtrante, podrían explicar potencialmente la menor abundancia de MP obtenida en *B. rodriguezii* en ambos sitios, en comparación con las otras matrices. En términos generales, se observó en este estudio que las mayores abundancias de MP en el agua, registradas en los meses cercanos al verano (febrero y abril), se reflejaron

en los mejillines. Sin embargo, para el resto de los meses, aunque las concentraciones en el agua fueron bajas o intermedias, los mitílidos no mostraron una acumulación proporcional de MP. Esto sugiere que el patrón espacio-temporal en los mitílidos refleja de forma simplificada lo que ocurre en el agua, limitándose principalmente a la temporada de mayor abundancia del contaminante en el entorno, lo que repercute en su capacidad para funcionar como biomonitor de este tipo de contaminación. Este hallazgo contrasta con la relación directa entre la concentración de MP en el medio y su acumulación en mitílidos, propuesta por Qu *et al.* (2018) y Amas y Crispín (2019), así como la idea de que los organismos filtradores incorporan MP directamente del agua circundante (Ríos *et al.*, 2020a), ya que se observó una posible resuspensión de MP desde el sedimento.

Considerando lo anteriormente expuesto, *B. rodriguezii* funcionaría como biomonitor parcial de la contaminación por MP en el área de estudio, hallazgo que coincide con lo propuesto por Ríos *et al.* (2020a) para otro mitílido en hábitats bentónicos de la Patagonia Argentina. Es por esto que el uso de la especie como biomonitor dependerá de ampliar los estudios que permitan determinar con mayor precisión la preponderancia de los distintos factores que influyen en su filtración selectiva. Es decir, será necesario evaluar en qué medida sus posibilidades fisiológicas y anatómicas para la ingestión y acumulación de MP, la abundancia de partículas en la corriente filtrante y las características físicas y químicas de las mismas (Rosa *et al.*, 2018), como su tamaño, forma, composición y propiedades superficiales (Rato *et al.*, 2019) contribuyen de manera integrada a este proceso. Solo con un conocimiento más detallado de la interacción entre estos factores se podrá definir de forma adecuada el potencial de *B. rodriguezii* como biomonitor.

5. CONCLUSIÓN

Se demostró la contaminación por MP en el área costera y estuarina del Río Chubut. El Elsa presentó las mayores abundancias, alcanzando en verano valores similares a los de zonas más urbanizadas de Argentina, como son los estuarios y costas bonaerenses. Este sitio fue seguido por Barrancas Blancas y Santa Isabel, demostrando un patrón espacial en el cual la abundancia de MP se incrementa con la proximidad a áreas de mayor intervención antrópica. Esta relación se acentuó durante el verano cuando la actividad pesquera y la afluencia de residentes y turistas en el área aumenta. Con respecto a las tres matrices estudiadas, los sedimentos presentaron las mayores abundancias de MP, seguidos por el agua y *B. rodriguezii*, lo que refleja su rol como reservorios. Las mayores abundancias de MP en el tejido de *B. rodriguezii* durante el verano, se corresponden con los meses de mayor abundancia en el agua. Para el resto de los meses, el patrón de comportamiento del contaminante no fue proporcional entre las matrices. Aun así, los registros de MP en *B. rodriguezii* superan los reportes para esta misma especie, y otras pertenecientes a la familia Mytilidae en Argentina. Esto evidencia que los organismos del área se encuentran expuestos a los efectos físicos y químicos de los MP, estos últimos asociados a los elementos aditivos identificados.

La fragmentación de residuos plásticos es la principal fuente de MP en el área, por lo tanto, son partículas de origen secundario. Las fibras predominaron en todas las matrices,

con un mayor tamaño en sedimento, seguidas por las del agua y, por último, *B. rodriguezii*. En sedimento, Barrancas Blancas y Santa Isabel presentaron fibras de mayor tamaño que El Elsa, mientras que, en el agua, el tamaño de las fibras fue mayor en El Elsa, seguido de Barrancas Blancas y Santa Isabel, orden que se mantuvo entre estos dos últimos sitios para *B. rodriguezii*. Las fuentes de contaminación identificadas son principalmente terrestres y pesqueras. Las fuentes terrestres, asociadas a efluentes urbanos, descargas de plantas de tratamiento y la degradación de residuos plásticos acumulados en la zona, serían las principales responsables de la alta presencia de MP transparentes, azules y negros, así como del predominio de partículas tipo PET, especialmente en El Elsa y Barrancas Blancas. En contraste, la actividad pesquera se asociaría con la presencia de MP de colores intensos y polímeros de tipo poliolefinas, poliestireno y PVC, con una mayor abundancia en febrero, coincidiendo con el pico de actividad portuaria. Estos MP estuvieron notablemente presentes en el agua de Barrancas Blancas durante el verano, y en el agua y los organismos de Santa Isabel.

Este trabajo aporta evidencia concreta de que la presencia de MP en el área se encuentra en aumento en comparación con registros previos. Esto adquiere relevancia frente al crecimiento proyectado para la zona, reflejado en el desarrollo urbano previsto para El Elsa y el complejo Magagna, la construcción de la circunvalación y la doble vía de la Ruta Nacional N° 25, la expansión del turismo en la franja costera-riberiega, y la ampliación del puerto de Rawson junto con su parque industrial, con el objetivo de consolidarlo como un polo exportador. Esta tesis contribuye a la ampliación del estudio sobre la contaminación por MP en Argentina, donde los estudios son aún escasos, especialmente en Patagonia. Su singularidad radica en el enfoque adoptado, abarcando un rango de tamaño poco documentado debido al desafío metodológico que implica, así como también por abordar más de un compartimento ecológico a través de un enfoque espacial y temporal. A partir de esta aproximación, se proporciona información clave para comprender la magnitud de la contaminación por MP en el área, estableciendo una base de referencia previa al crecimiento, que permitirá evaluar el impacto de las futuras actividades y orientar la planificación de la gestión ambiental en un sitio en expansión. A su vez, destaca la necesidad de implementar un monitoreo periódico y propone nuevas líneas de investigación que permitirán profundizar en el conocimiento del impacto de los MP en el medio marino, así como sus consecuencias ambientales y ecológicas.

6. RECOMENDACIONES

En función de los resultados obtenidos, se recomiendan los siguientes ejes, cuya implementación podría contribuir a revertir el incremento de MP en el área de estudio:

6.1. Implementación y actualización del marco normativo vigente

En primer lugar, es necesario la implementación efectiva del marco normativo vigente, teniendo en cuenta que hay leyes vinculadas a la gestión y uso de los plásticos en todos los niveles de gobierno. En el ámbito nacional, se incluyen normativas como la ya mencionada Ley N° 27.602 (Honorable Congreso de la Nación Argentina, 2020), que prohíbe

la fabricación, importación y comercialización de productos que contienen microperlas plásticas, y la Ley Nº 25.916 (Honorable Congreso de la Nación Argentina, 2004), que establece presupuestos mínimos para la gestión integral de residuos domiciliarios. A nivel provincial, pueden mencionarse la Ley XI-Nº 31 (Honorable Legislatura de la Provincia del Chubut, 2005) y su Decreto Reglamentario Nº 679/10, que prohíben el uso de polímeros no biodegradables en embalajes y bolsas; la Ley XI-Nº 50 (Honorable Legislatura de la Provincia del Chubut, 2010), que establece exigencias básicas para la gestión ambiental de residuos sólidos urbanos; y la Ley IX-Nº 155 (Honorable Legislatura de la Provincia del Chubut, 2022) junto con su Decreto Reglamentario Nº 1.443/22, que regulan el uso de materiales plásticos en actividades pesqueras. En el ámbito municipal, ordenanzas como la Nº 8.157 (Honorable Concejo Deliberante de la Ciudad de Rawson, 2020) y la Nº 13.222 (Honorable Concejo Deliberante de la Ciudad de Trelew, 2021) limitan los plásticos de un solo uso.

Si bien el marco normativo actual, en líneas generales, aborda aspectos de prevención y gestión del plástico, es necesaria la incorporación de regulaciones específicas sobre MP. Ante esto, resulta prioritario avanzar en la actualización del marco vigente para que contemple, como primera instancia, el monitoreo ambiental sistemático de este contaminante. Esto implica establecer lineamientos técnicos que definan metodologías estandarizadas y frecuencias mínimas de muestreo, con mayor rigurosidad durante la temporada estival, según el patrón temporal observado. También se deben asignar responsabilidades institucionales concretas, tanto para la implementación como para el control del cumplimiento, así como delimitar las actividades y las matrices sobre las que deberá aplicarse. De esta forma, el monitoreo no solo debería funcionar como herramienta de control, sino también como un mecanismo para la elaboración de información periódica y comparable que permita identificar áreas críticas, evaluar tendencias y constituir una base sólida para el diseño de políticas públicas concretas.

6.2. Educación sobre la contaminación por MP y participación comunitaria

Se recomienda incorporar contenidos específicos sobre la problemática de los MP en los programas de educación ambiental formal y no formal, con el objetivo de promover la comprensión y concientización sobre este tipo de contaminante. También resulta necesario establecer instancias de formación continua para docentes y otros actores sociales, a fin de garantizar una adecuada transmisión del conocimiento. En este marco, se sugiere elaborar materiales educativos y recursos adaptados a distintos públicos que faciliten la inclusión de la temática en diversas instancias formativas, junto con el desarrollo de campañas de sensibilización a través de canales de comunicación comunitaria. Se propone, además, la presencia activa de promotores ambientales durante los períodos de mayor uso del espacio costero y estuarino, con el propósito de fortalecer el vínculo con la comunidad y promover prácticas responsables en relación con el uso y la disposición de plásticos. Finalmente, se recomienda impulsar la participación comunitaria mediante

acciones concretas como jornadas de limpieza, que contribuyan tanto a la concientización como al fortalecimiento del compromiso social ante esta problemática.

6.3. Control y responsabilidad del sector productivo y social

Es necesario avanzar hacia un esquema de mayor exigencia y control sobre los actores que generan residuos plásticos en el entorno costero y estuarino. En particular, se recomienda fortalecer los sistemas de control y trazabilidad en el sector pesquero, con el fin de minimizar la pérdida de insumos plásticos, ya sea por accidente, negligencia u omisión. Para ello, podrían implementarse mecanismos de fiscalización más rigurosos, y sistemas de reporte y seguimiento de materiales utilizados a bordo. Paralelamente, se sugiere promover incentivos para aquellas empresas que adopten prácticas responsables, como el reemplazo de insumos plásticos por alternativas biodegradables o reutilizables, incluyendo herramientas de reconocimiento como sellos de calidad o distinciones que agreguen valor ambiental a sus productos. En cuanto al uso recreativo del espacio costero, se recomienda reforzar el control sobre la disposición inadecuada de residuos por parte de los visitantes.

6.4. Ampliar las líneas de investigación de la contaminación por MP

Se recomienda ampliar las líneas de investigación relacionadas con este tipo de contaminante, dado que su presencia ha sido demostrada en la región, pero los estudios disponibles aún son escasos. Resulta necesario profundizar el conocimiento sobre los impactos físicos, químicos y biológicos asociados, así como sobre sus consecuencias ambientales a mediano y largo plazo. Las investigaciones futuras deben contemplar no solo la caracterización y cuantificación de MP en distintas matrices, sino también el análisis de sus fuentes, rutas de transporte, destino final e interacción con organismos marinos.

ANEXO IA

Tabla 4 Días y horarios de muestreo escogidos en función de las bajamares extraordinarias registradas por el Servicio de Hidrografía Naval.

Mes	Sitio	Día y horario de muestreo	Altura de marea (m)
Febrero	El Elsa	07/02/2023-17:00 h	Bajamar 0.93 a las 18:37 h
	Barrancas Blancas	10/02/2023-17:00 h	Bajamar 0.96 a las 17:08 h
	Santa Isabel	21/02/2023-14:30 h	Bajamar 0.71 a las 14:42 h
Abril	El Elsa	21/04/2023-13:30 h	Bajamar 0.41 a las 14:53 h
	Barrancas Blancas	21/04/2023-14:00 h	Bajamar 0.41 a las 14:53 h
	Santa Isabel	22/04/2023-15:30 h	Bajamar 0.40 a las 15:39 h
Mayo	El Elsa	22/05/2023-15:30 h	Bajamar 0.59 a las 16:03 h
	Barrancas Blancas	23/05/2023-16:00 h	Bajamar 0.69 a las 16:46 h
	Santa Isabel	23/05/2023-17:00 h	Bajamar 0.69 a las 16:46 h
Junio	El Elsa	17/06/2023-12:30 h	Bajamar 0.66 a las 13:29 h
	Barrancas Blancas	18/06/2023-13:30 h	Bajamar 0.62 a las 14:16 h
	Santa Isabel	18/06/2023-14:00 h	Bajamar 0.62 a las 14:16 h
Julio	El Elsa	05/07/2023-14:00 h	Bajamar 0.53 a las 15:25 h
	Barrancas Blancas	05/07/2023-14:35 h	Bajamar 0.53 a las 15:25 h
	Santa Isabel	06/07/2023-15:30 h	Bajamar 0.41 a las 16:18 h
Agosto	El Elsa	06/08/2023-17:00 h	Bajamar 0.19 a las 17:38 h
	Barrancas Blancas	07/08/2023-17:00 h	Bajamar 0.34 a las 18:23 h
	Santa Isabel	07/08/2023-17:40 h	Bajamar 0.34 a las 18:23 h

ANEXO IB

Lineamientos para el análisis microscópico de MP, según la Guía del Marine and Environmental Research Institute, con observaciones de Markley *et al.* (2024)

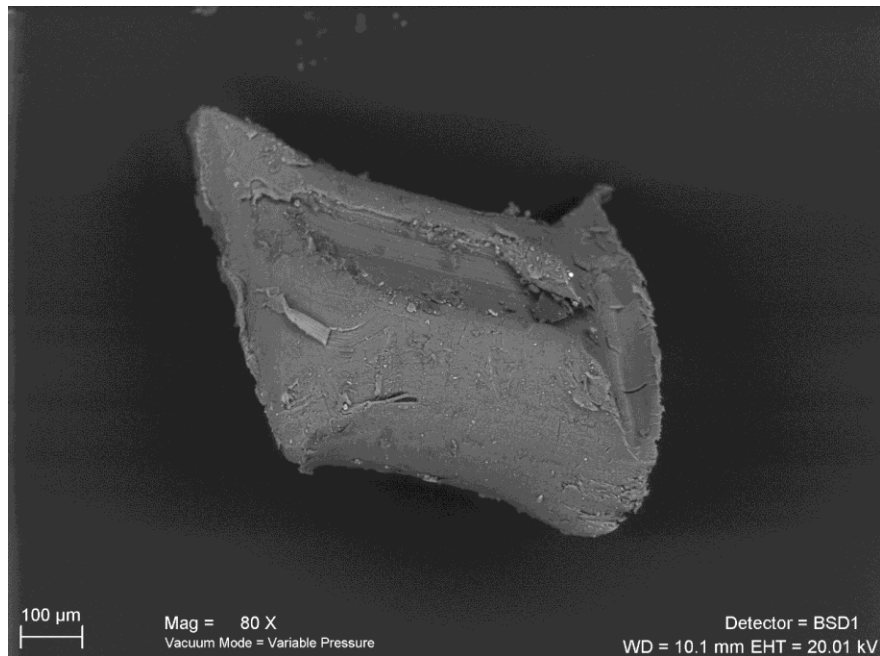
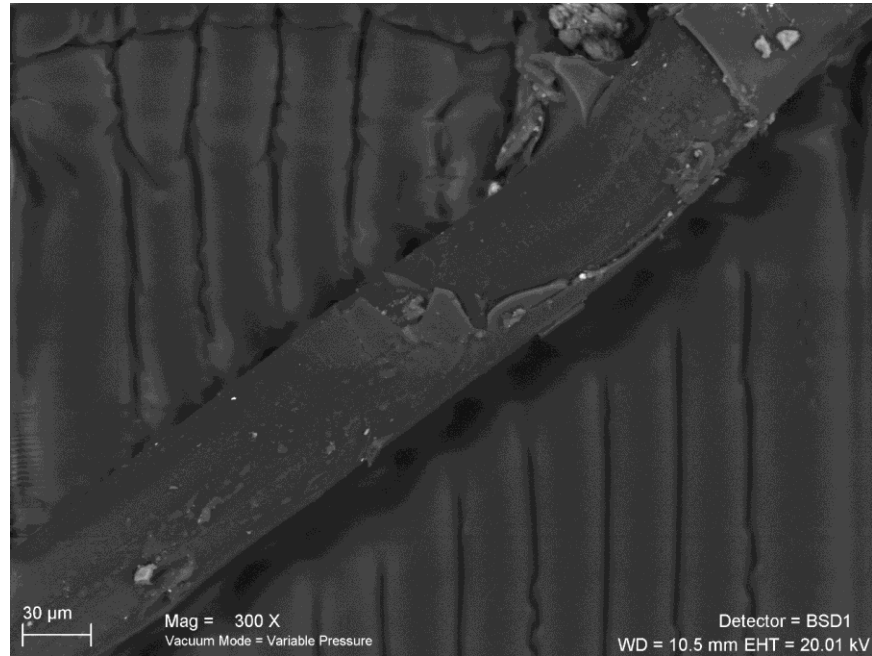
Características que debe cumplir una partícula para ser considerada como MP:

1. No deben observarse estructuras celulares u orgánicas en las partículas de plástico. Aunque la bioincrustación puede modificar el aspecto superficial de la partícula, esta alteración debe ser visible únicamente en la superficie.
2. Si la partícula es una fibra, generalmente tiene grosor uniforme y aunque puede aparecer deshilachada en uno de sus extremos. En todos los casos, debe presentar una flexión tridimensional.
3. Las partículas deben tener un color homogéneo, aunque es posible encontrar patrones o rayas.
4. Si no es evidente que la partícula está coloreada (los colores uniformes y/o brillos no naturales funcionan como indicadores de plástico) se debe examinar con especial cuidado para excluir un origen orgánico.
5. Deben ser resistentes, es decir no deben partirse fácilmente durante la inspección óptica, aunque esto puede verse afectado por el proceso de digestión utilizado en el tratamiento de las muestras o por el estado de degradación de la partícula de plástico.
6. La apariencia no es coherente, principalmente cuando la partícula es coloreada, con la matriz circundante, lo que permite que sea fácilmente distinguible.

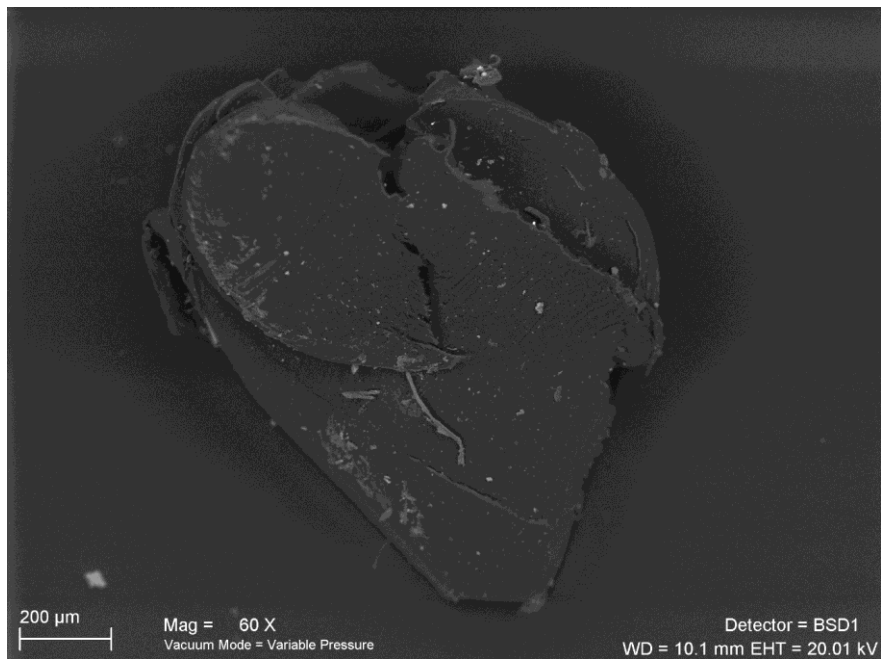
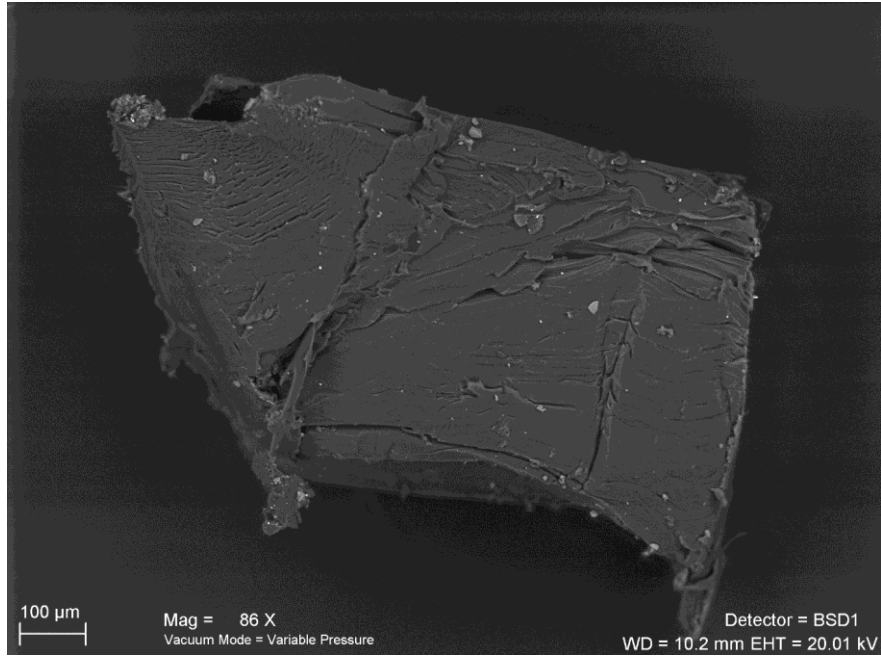
ANEXO IC

Ejemplo de fotografías obtenidas mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) de MP provenientes de sedimento intermareal, agua subsuperficial y *B. rodriguezii*.

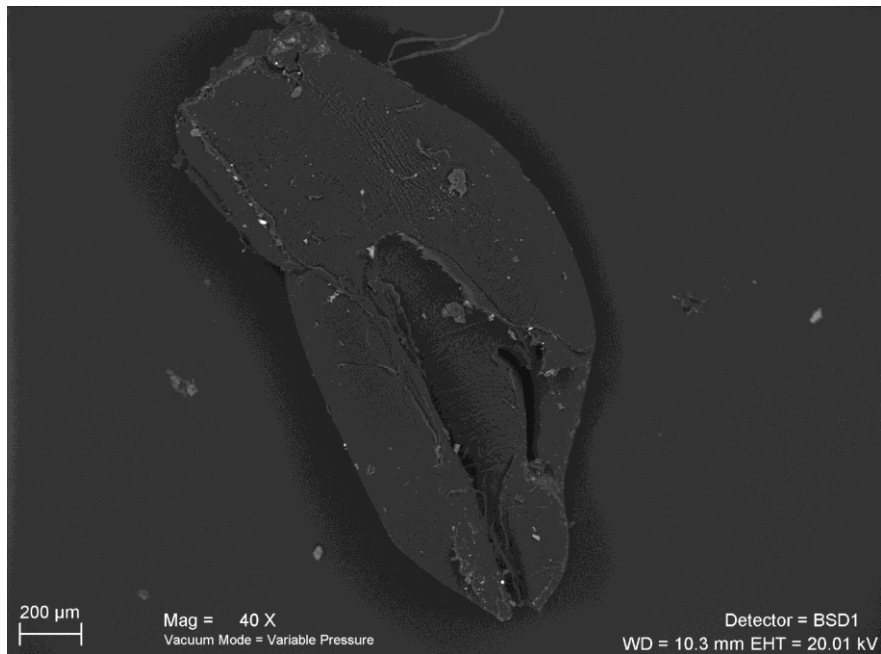
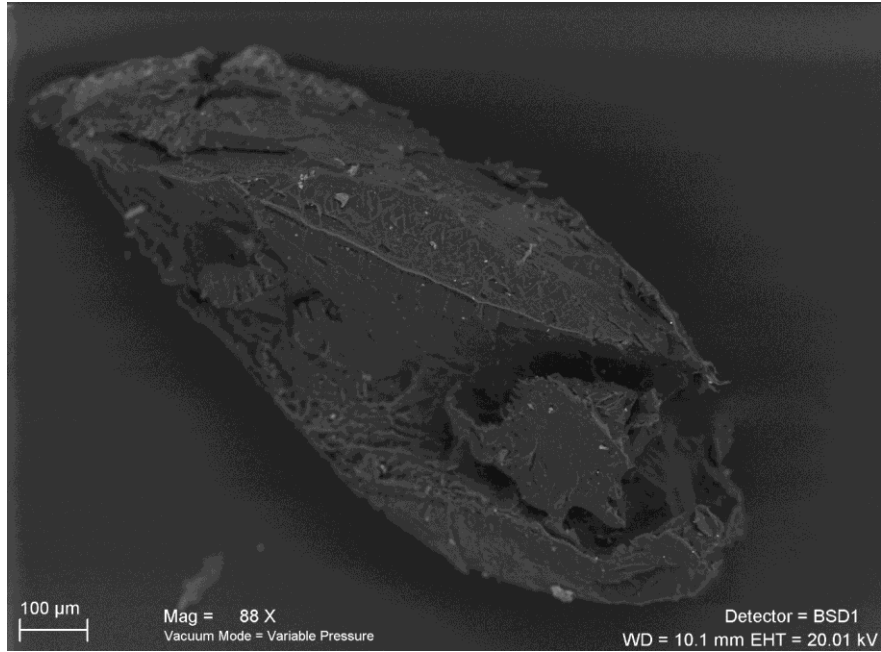
Fibras



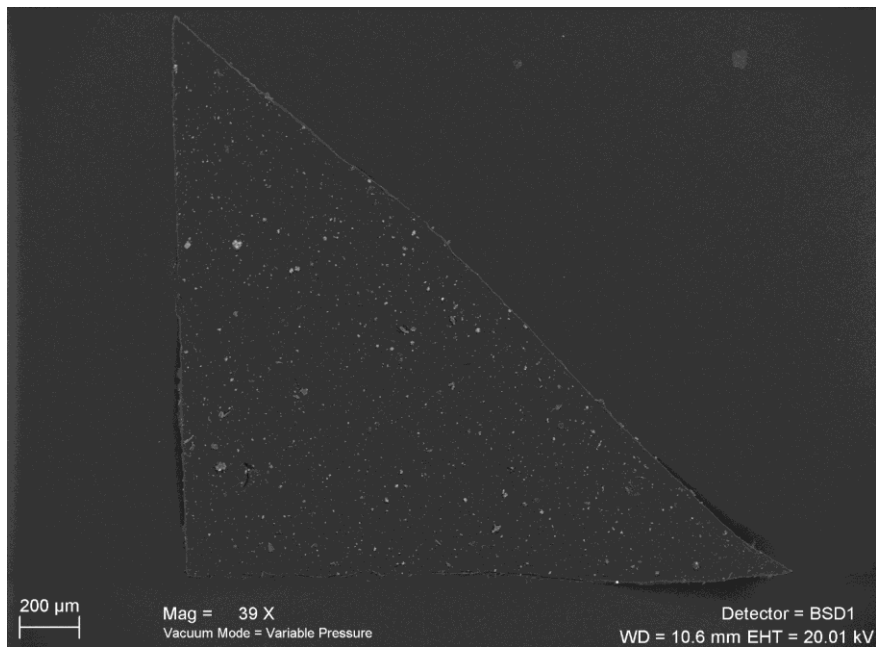
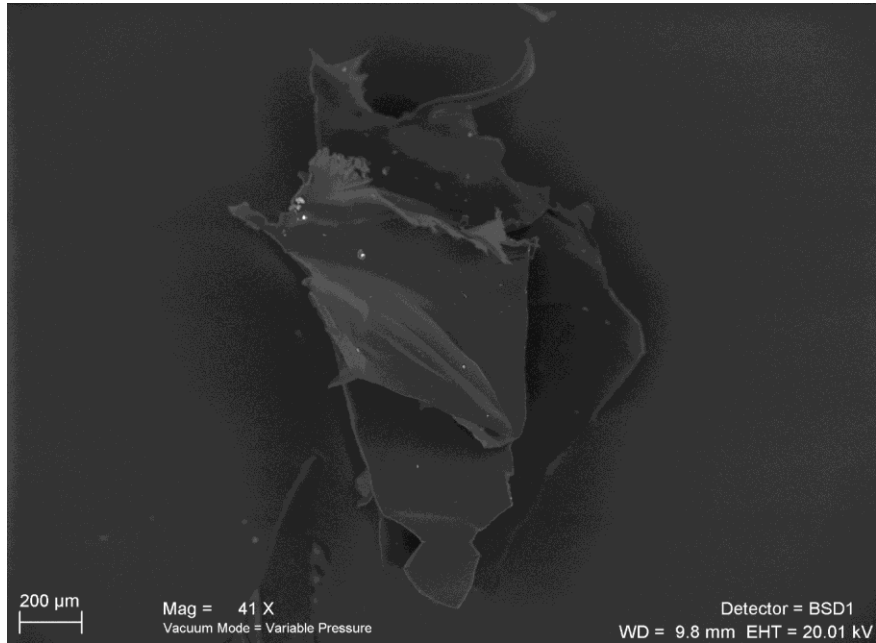
Fragmentos



Fragmentos



Film y Foam



ANEXO ID

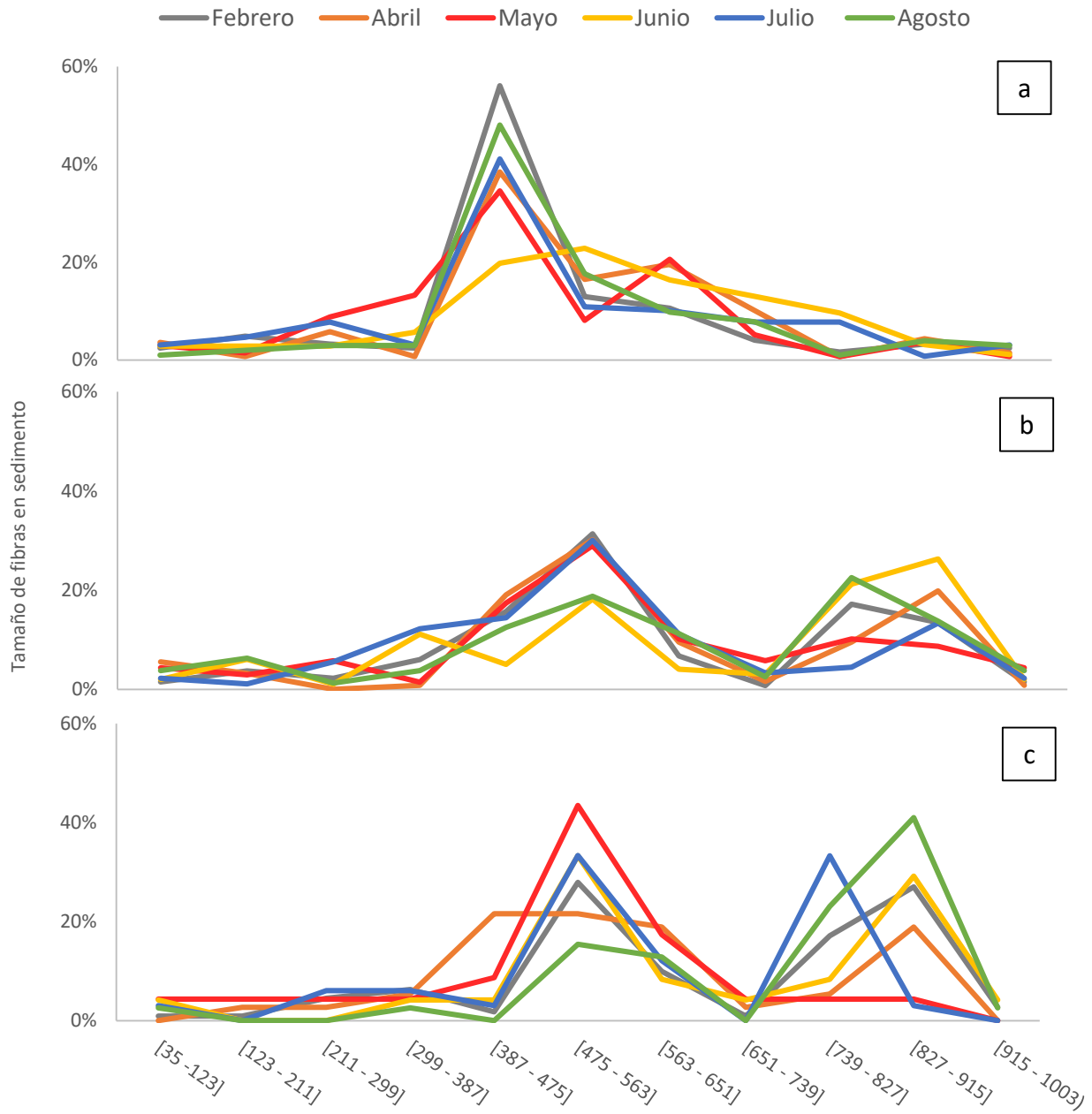


Figura 1 Distribución de tamaños de las fibras identificadas en sedimento (a) El Elsa, (b) Barrancas Blancas, (c) Santa Isabel.

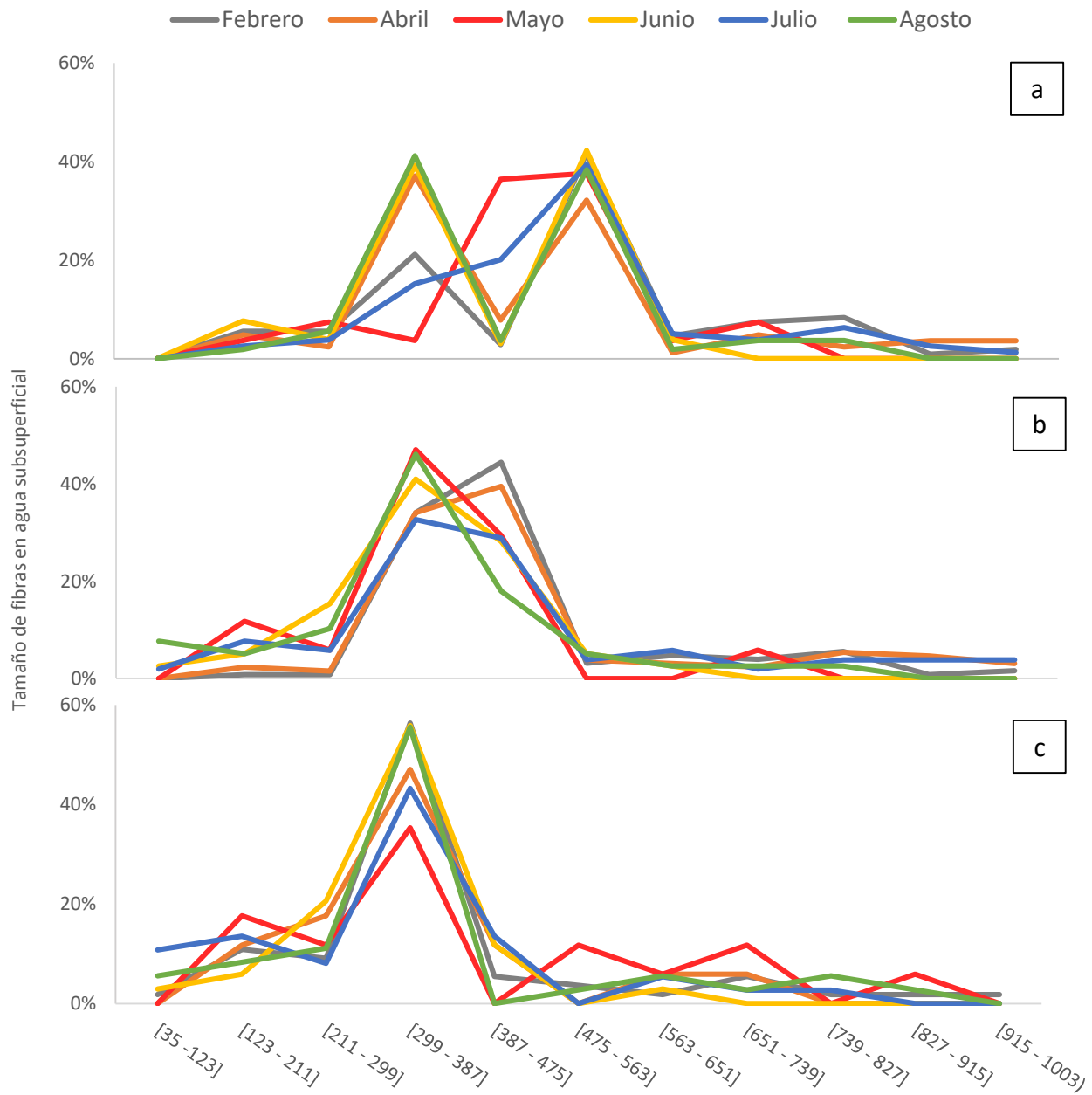


Figura 2 Distribución de tamaños de las fibras identificadas en agua (a) El Elsa, (b) Barrancas Blancas, (c) Santa Isabel.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta Coley, I (2014) Caracterización de microplásticos primarios en el ambiente marino de una playa urbana de Cartagena de Indias. (Tesis de maestría). *Universidad de Cartagena*. <https://hdl.handle.net/11227/4191>
- Acosta González, G., Carrillo Rosales, D., Caballero Vázquez, J (2022) Microplásticos en agua y en organismos. *Revista de la Academia Mexicana de Ciencias*, 73(2): 14-21. https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/73_2/PDF/Ciencia_73-2.pdf
- Adami, M.L., Tablado, A., López Gappa, J (2004) Spatial and temporal variability in intertidal assemblages dominated by the mussel *Brachidontes rodriguezii* (d'Orbigny, 1846). *Hydrobiologia*, 520: 49–59. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000027724.42811.19>
- Adami, M. L., Pastorino, G., Orensanz, J. M (2013) Phenotypic differentiation of ecologically significant *Brachidontes* species co-occurring in intertidal mussel beds from the southwestern Atlantic. *Malacologia*, 56: 59-67. <https://doi.org/10.4002/040.056.0204>
- Agüero, P., Bagalciaga, M (2024) Informe Ambiental del Proyecto (IAP): Construcción de Muelle Pesquero Juan Granada 3- Puerto Rawson. https://ambiente.chubut.gov.ar/wp-content/uploads/2024/07/IAP_CONSTRUCCION-MUELLE-PESQUERO-JUAN-GRANADA-3-PTO-RAWSON.pdf
- Ahumada, L. M., Rodríguez-Páez, J. E (2006) Uso del SiO₂ obtenido de la cascarilla de arroz en la síntesis de silicatos de calcio. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 30 (117): 581-594. [https://doi.org/10.18257/raccefyn.30\(117\).2006.2285](https://doi.org/10.18257/raccefyn.30(117).2006.2285)
- Albareda, D., Filippo, P., García, V., González Zevallos, D., Schteinbarg, R., Zavattieri, V (2021) Basura Plástica Marina: un problema en común. Material de Formación y capacitación para el sector pesquero. *Foro para la Conservación del Mar Patagónico y Áreas de Influencia*. <https://marpatagonico.org/descargas/basura-plastica-marina.pdf>
- Almeida, E. A., Bairy, A. C., Medeiros, M.H., Di Mascio, P (2003) Effects of trace metal and exposure to air on serotonin and dopamine levels in tissues of the mussel *Perna perna*. *Marine Pollution Bulletin*, 46(11): 1485-90. [10.1016/S0025-326X\(03\)00256-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00256-X).

- Alomar, C., Estarellas, F., Deudero, S (2016) Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, 115: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005>
- Amas López, C. A., Crispín Vásquez, E. E (2019) Contaminación y bioacumulación por microplásticos en la población de Mejillones, Playa Donofrio, Ancón. (Tesis de grado). *Universidad César Vallejo*. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/58032>
- Anacleto, P., Maulvault, A. L., Nunes, M. L., Carvalho, M. L., Rosa, R., Marques, A (2015) Effects of depuration on metal levels and health status of bivalve molluscs. *Food Control*, 47: 493-501. [10.1016/j.foodcont.2014.07.055](https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2014.07.055)
- Andrady, A. L (2011) Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8): 1596-605. [10.1016/j.marpolbul.2011.05.030](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030).
- Ardusso, M., Abasto, B., Colombo, C., Forero-López, A., Spetter, C., Buzzi, N., Fernández Severini, M (2022) Abundance of microplastics in oysters *Crassostrea gigas* and water from a highly anthropized estuary. *Comité Científico y Organizador del Congreso MICRO 2022*. <https://micro2022.sciencesconf.org/426043/document>
- Arias, A., Oliva, A., Ronda, A., Orazi, M., Marcovecchio, J (2017) Vulnerabilidad de ecosistemas marinos costeros a contaminantes orgánicos persistentes: panorama actual e histórico. *Universidad Juárez Autónoma de Tabasco*, 363-378. <http://hdl.handle.net/11336/102729>
- Arrighetti, F., Landro, S. M., Lambre, M. Elisa., Penchaszadeh, P. E., Teso, S. V (2019) Multiple-biomarker approach in the assessment of the health status of a novel sentinel mussel *Brachidontes rodriguezii* in a harbor area. *Marine Pollution Bulletin*, 140: 451-461. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.002>
- Asensio, A., Polacco, S (2014) Informe Ambiental del Proyecto (IAP): Puente sobre Río Chubut en la zona de El Elsa-Puerto de Rawson. *Industrias Bass*. <https://www.ambiente.chubut.gov.ar/wp-content/uploads/2015/01/IAP-Puente-EL-Elsa Dic 2014.pdf>
- Ashton, K., Holmes, L., Turner, A (2010) Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 2050-2055. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.014>
- Astorga Pérez, M. A (2020) Determinación de microplásticos en especies marinas del Parque Nacional Marino Las Baulas. *Instituto Tecnológico de Costa Rica*. <https://hdl.handle.net/2238/12255>

- Auta, H. S., Emenike, C. U., Fauziah, S. H (2017) Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102: 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Barneche, R (2022) Estudio Impacto Ambiental (EIA): Parque Industrial Ciudad de Rawson, Chubut. <https://canal12web.com/wp-content/uploads/2023/08/PARQUE-INDUSTRIAL-RAWSON-EIA.doc-DEFINITIVO.pdf>
- Barrows, A.P.W., Cathey, S.E., Petersen, C.W (2018) Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution*, 237: 275-284. [10.1016/j.envpol.2018.02.062](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.062)
- Bayo, J., Baeza Martínez, C., González Pleiter, M., García Pachón, E., López Castellanos, J., Doval, M (2024) Respiramos plástico: detección de microplásticos en el sistema respiratorio humano. *Revista de salud ambiental*, 24(1): 107-116. <https://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/1625>
- Becherucci, M. E., Rosenthal, A. F., Seco Pon, J. P (2017) Marine debris in beaches of the Southwestern Atlantic: An assessment of their abundance and mass at different spatial scales in northern coastal Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1): 299-306. <http://hdl.handle.net/11336/64422>
- Beltrán, M (2011) Tipos de plásticos, aditivación y mezclado. *Universidad de Alicante*. https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/16893/1/Tema_2_Tipos_de_plasticos_aditivacion_y_mezclado.pdf
- Bernard, F, R (1974) Particle sorting and labial palp function in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1795). *The Biological Bulletin*, 146(1): 1-10. [10.2307/1540392](https://doi.org/10.2307/1540392)
- Blettler, M. C., Garello, N., Ginon, L., Abrial, E., Espinola, L. A., Wantzen, K. M (2019). Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: Sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*). *Environmental Pollution*, 255(3) 113348. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113348>
- Borthagaray, A. I., Carranza, A (2007) Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica*, 31(3): 243-250. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.10.008>
- Boscarol, N., Fulquet, G., Preliasco, S (2016) Aportes para una estrategia federal en manejo costero integrado: Estado de la gestión costera en el litoral atlántico argentino. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República Argentina*. https://www.argentina.gov.ar/sites/default/files/2021/09/aportes_es

- Bråte, I. L. N., Hurley, R., Iversen, K., Beyer, J., Thomas, K. V., Steindal, C. C., Green, N. W., Olsen, M., Lusher, A (2018) *Mytilus spp.* as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. *Environmental Pollution*, 243 (Part A): 383-393. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.077>
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C (2008) Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L). *Environmental Science & Technology*, 42(13): 5026-31. [10.1021/es800249a](https://doi.org/10.1021/es800249a).
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R (2011) Accumulation of microplastics on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45 (21): 9175-9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Bucci, K., Rochman, C. M (2022) Microplastics: a multidimensional contaminant requires a multidimensional framework for assessing risk. *Microplastics and Nanoplastics*, 2(7). <https://doi.org/10.1186/s43591-022-00028-0>
- Burrows, S.D., Frustaci, S., Thomas, K.V., Galloway, T (2020) Expanding exploration of dynamic microplastic surface characteristics and interactions. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 130. [10.1016/j.trac.2020.115993](https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115993)
- Buzzi, N. S., Oliva, A. L., Arias, A. H (2017) Evaluación de la acumulación de metales traza en mejillones nativos (*Brachidontes rodriguezii*) de un estuario templado de América del Sur. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 15781-15793 <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9237-5>
- Camarena, F., Camargo, A (2024). Análisis de la disposición de residuos en un transecto en el Parque Nacional Santa Fé, Panamá. *Revista Semilla del Este*, 5(1): 102-119. [10.48204/semillaeste.v5n1.6075](https://doi.org/10.48204/semillaeste.v5n1.6075)
- Cardoso Neto, H. H. L., Silvestre, R. C. M., Jean, R. N. P., Santos, A. V. A., Silva, F. C (2023) La primera evaluación de microplásticos en el río Xingú. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 20 (1): 17. <https://doi.org/10.21168/rega.v20e17>
- Cho, Y., Shim, W.J., Jang, M., Han, G.M., Hong, S. H (2019) Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. *Environmental Pollution*, 245: 1107-1116. [10.1016/j.envpol.2018.11.091](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.091).

- Choy, C. A., Robison, B. H., Gagne, T. O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R. U., Hamilton, J. A., Katija, K., Lisin, S. E., Rolsky, C (2019) The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports*, 9: 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44117-2>
- Cognie, B., Barillé, L., Massé, G., Beninger, P. G (2003) Selection and processing of large suspended algae in the oyster *Crassostrea gigas*. *Marine Ecology Progress Series*, 250: 145–152. [10.3354/meps250145](https://doi.org/10.3354/meps250145)
- Correia-Prata, J., Da-Costa, J.P., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T (2019). Métodos de muestreo y detección de microplásticos en agua y sedimentos: una revisión crítica. *Tendencias en química analítica*, 110: 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Costa, A., Tavano Formigo, E. C. F., Rios, M. F., Pisoni, J. P., Hernández-Moresino, R. D (2022) Microplásticos en aguas y sedimentos costeros del Golfo Nuevo (Patagonia Argentina). *XI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar XIX Coloquio de Oceanografía*. <https://bicyt.conicet.gov.ar/fichas/produccion/en/11564163>
- da Silva, D., Wiebeck, Hélio (2022) ATR-FTIR Spectroscopy combined with Chemometric Methods for the Classification of Polyethylene Residues Containing Different Contaminants. *Journal of Polymers and the Environment*, 30: 3031-3044. <https://doi.org/10.1007/s10924-022-02396-3>
- Dantas, D. V., Barletta, M., da Costa, M. F (2012) The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). *Environmental Science and Pollution Research*, 19(2): 600-606. [10.1007/s11356-011-0579-0](https://doi.org/10.1007/s11356-011-0579-0)
- De la Fuente, R., Drótos, G., Hernández-García, E., López, C., Van Sebille, E (2021) Sinking microplastics in the water column: simulations in the Mediterranean Sea. *Ocean Sciences*, 17(2): 431-453. <https://doi.org/10.5194/os-17-431-2021>
- De la Torre, G. E., Laura, R. P., Mendoza-Castilla, L. M (2021) Abundance and characteristics of microplastics in market bivalve *Aulacomya atra* (Mytilidae: Bivalvia). *Acta Biológica Colombiana*, 27(2): 232-239. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n2.88832>
- De Santos, J., Giaccardi, M., Cano, M (2022) Descripción ambiental de proyecto (DAP): Loteo Barrancas Blancas Rawson - Provincia del Chubut. *Terramoena*. https://ambiente.chubut.gov.ar/wp-content/uploads/2022/10/DAP_Loteo-Barrancas-Blancas_doc1_rev1_2022.pdf

- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J (2014). Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1): 146-155. [10.1016/j.marpolbul.2014.06.006](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006)
- del Valle, R., Donini, H (2010) Caracterización morfodinámica y predicción de los cambios de perfil de Playa Unión-Rawson. *VI Congreso Argentino de Ingeniería Portuaria, Seminario Internacional. AADIP-PIANC*. http://aadip.org.ar/congresoVI/pdf/paper/dia5/2.Del%20Valle,%20Ricardo/Del%20Valle_et.al_AADIP2010.pdf
- Del Vecchio, A (2018) Estudio de prefactibilidad para la remodelación y ampliación marítima de Puerto Rawson. *Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda de la República Argentina*. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/estudio_de_prefactibilidad_para_la_remodelacion_y_ampliacion_maritima_de_puerto_rawson_.pdf
- Dellatorre, F. G (2002). Tasa de filtración del mejillón *Mytilus edulis platensis* (d'orbigny 1846): Relación con la talla, el origen y la concentración de alimento. (Tesis de grado). *Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco*. [10.13140/RG.2.2.25516.82566](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25516.82566)
- Desforges, J. P.W., Galbraith, M., Ross, P.S (2015) Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69: 320–330. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5>
- Díaz-Jaramillo, M., Islas, M. S., Gonzalez, M (2021) Spatial distribution patterns and identification of microplastics on intertidal sediments from urban and semi-natural SW Atlantic estuaries. *Environmental Pollution*, 273. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116398>
- Dirección de Programas Ambientales (2021) Plan de censo y limpieza de costas de la Provincia del Chubut. *Ministerio de Ambiente y Control del Desarrollo Sustentable del Chubut*. <https://ambiente.chubut.gov.ar/wp-content/uploads/2022/07/INFORME-FINAL-2021.pdf>
- El Chubut (2024) Limpian Santa Isabel e Isla Escondida y recolectan más de 100 kilos de residuos. <https://www.elchubut.com.ar/regionales/2024-12-23-22-37-0-limpian-santa-isabel-e-isla-escondida-y-recolectan-mas-de-100-kilos-de-residuos>
- Esteves, J.L., Solís, M., Gil, M., Santinelli, N., Sastre, V., González Raies, C., Hoffmeyer, M., Commendatore, M (1997) Evaluación de la contaminación urbana de la Bahía Engaño, Provincia del Chubut. *Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica*, IT 35. <https://patagonianatural.org.ar/wp-content/uploads/2021/04>

- Flores-Cortés, M (2021) Características texturales y contaminación por microplásticos en los sedimentos costeros del municipio de Tecolutla, Veracruz. (Tesis de grado). *Universidad Nacional Autónoma de México*. <https://hdl.handle.net/20.500.14330/TES01000821020>
- Flores-Cortés, M., Armstrong-Altrin, J. S (2022) Características texturales y abundancia de microplásticos en sedimentos de la playa de Tecolutla, Golfo de México. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(752). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10447-4>
- Forero López, A. D., Rimondino, G. N., Truchet, D. M., Colombo, C. V., Buzzi, N. S., Malanca, F. E., Spetter, C. V., & Fernández-Severini, M. D (2021) Occurrence, distribution, and characterization of suspended microplastics in a highly impacted estuarine wetland in Argentina. *Science of The Total Environment*, 785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147141>
- Frias, J., Gago, J., Otero, V., Sobral, P (2016) Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Marine Environmental Research*, 114: 24-30. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.12.006>
- Frias, J., Pagter, E., Nash, R., O'Connor, I., Carretero, O., Filgueiras, A., Viñas, L., Gago, J., Antunes J., Bessa, F., Sobral, P., Goruppi, A., Tirelli, V., Pedrotti, M.L., Suaria, G., Aliani, S., Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., Palazzo, L., de Lucia, G.A., Camedda, A., Muniategui, S., Grueiro G., Fernandez, V., Andrade, J., Dris, R., Laforsch, C., Scholz-Böttcher, B.M., Gerdt, G (2018) Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. *JPIOceans BASEMAN project*. [10.13140/RG.2.2.36256.89601/1](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36256.89601/1)
- Gallo, F., Fossi, C., Weber, R., Santillo, D., Sousa, J., Ingram, I., Nadal, A., Romano, D (2018) Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environ Sci Eur*, 30(1): 13. [10.1186/s12302-018-0139-z](https://doi.org/10.1186/s12302-018-0139-z).
- Ghani, S.A (2015) Trace metals in seawater, sediments and some fish species from Marsa Matrouh Beaches in north-western Mediterranean coast, Egypt. *Egypt. J. Aquat. Res*, 41(2): 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2015.02.006>
- Giarratano, E., Di Mauro, R., Silva, L., Tomba, J., Hernández Moresino, R (2022) The Chubut River estuary as a source of microplastics and other anthropogenic particles into the Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 185: 114267. [10.1016/j.marpolbul.2022.114267](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114267)

- Godoy Calero, V (2021) Origen, caracterización e impacto de los microplásticos presentes en el medioambiente. *Aplicación a la provincia de Granada (España)*. (Tesis de posgrado). *Universidad de Granada*. <https://digibug.ugr.es/handle/10481/69067>
- Guamán, J., Arteaga, S., Rea, M (2025) Detección de microplásticos en tres especies de bivalvos provenientes de la provincia de Esmeraldas- Ecuador. *Revista Brasileña de Desarrollo*, 11(2). <https://doi.org/10.34117/bjdv11n2-024>
- Helbling, E.W., Santamarina, J.M., Villafañe, V.E (1992) Chubut river estuary (Argentina): Estuarine variability under different conditions of river discharge. *Revista de Biología Marina*, 27(1): 73- 90. <https://rbmo.uv.cl/escaneados/271-73.pdf>
- Herrera, A., Štindlová, A., Martínez, I., Rapp, J., Romero-Kutzner, V., Samper, M.D., Montoto, T., Aguiar-González, B., Packard, T., Gómez, M (2019) Microplastic ingestion by Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the Canary Islands coast. *Marine Pollution Bulletin*, 139: 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.022>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M (2012) Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6): 3060-3075. [10.1021/es2031505](https://doi.org/10.1021/es2031505)
- Honorable Concejo Deliberante de la Ciudad de Rawson (2001) Ordenanza N° 5.017: Designación del complejo Magagna como Área Turística Protegida Municipal. <https://digesto.hcdrw.gov.ar/descarga/descarga.php?file=5017.pdf>
- Honorable Concejo Deliberante de la Ciudad de Rawson (2020) Ordenanza N° 8.157: Reducción de utilización de sorbetes, vasos y utensilios plásticos de un solo uso. <https://digesto.hcdrw.gov.ar/descarga/descarga.php?file=8157.pdf>
- Honorable Concejo Deliberante de la Ciudad de Trelew (2021) Ordenanza N° 13.222: Programa para la reducción de la utilización de sorbetes, utensilios y vasos plásticos descartables. <https://www.concejotrelew.gob.ar/digesto/node/775>
- Honorable Congreso de la Nación Argentina (2004) Ley N° 25.916: Gestión de residuos domiciliarios. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-25916-98327/texto>
- Honorable Congreso de la Nación Argentina (2020) Ley N° 27.602: Productos cosméticos y productos de higiene oral de uso odontológico. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-27602-345720/texto>

- Honorable Legislatura de la Provincia del Chubut (2005) Ley XI-Nº 31: Prohibición de uso de polietileno, polipropileno y polímeros artificiales no biodegradables con destino a embalajes o bolsas. [blob:https://digesto.legislaturadelchubut.gob.ar/e7f5ae46-3838-4c43-a7e6-edf0817c3074](https://digesto.legislaturadelchubut.gob.ar/e7f5ae46-3838-4c43-a7e6-edf0817c3074)
- Honorable Legislatura de la Provincia del Chubut (2010) Ley XI-Nº 50: Exigencias Básicas de Protección Ambiental para la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos en el Ámbito de la Provincia del Chubut. [blob:https://digesto.legislaturadelchubut.gob.ar/b929d8ee-0e15-4397-93a1-83d40001fa6e](https://digesto.legislaturadelchubut.gob.ar/b929d8ee-0e15-4397-93a1-83d40001fa6e)
- Honorable Legislatura de la Provincia del Chubut (2011) Ley XVII-Nº 86: Declaración de Interés Provincial el Desarrollo y Promoción de la Pesca Artesanal Marina. <https://www.dgrchubut.gov.ar/wp-content/uploads/LEY-XVII-86.pdf>
- Honorable Legislatura de la Provincia del Chubut (2022) Ley IX-Nº 155: Sistema de Control del material de uso plástico. [blob:https://digesto.legislaturadelchubut.gob.ar/eff8b47e-2de1-49d3-b10b-36c4db37ea42](https://digesto.legislaturadelchubut.gob.ar/eff8b47e-2de1-49d3-b10b-36c4db37ea42)
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC) (2022) Censo Nacional de Población, Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022: Resultados provisionales. <https://www.indec.gov.ar>
- Jovanović, B (2017) Ingestión de microplásticos por los peces y sus posibles consecuencias desde una perspectiva física. *Evaluación y Gestión Ambiental Integrada*, 13(3): 510–515. <https://doi.org/10.1002/ieam.1913>
- Key, S., Ryan, P. G., Gabbott, S. E., Allen, J., Abbott, A. P (2024) Influence of colourants on environmental degradation of plastic litter. *Environmental Pollution*, 347. [10.1016/j.envpol.2024.123701](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123701)
- Kindsvater, Ricardo., Munarriz, E., Sbarbati Nudelman, N (2020) Desafíos que presentan algunos aditivos químicos para el reciclado de residuos plásticos: Industria plástica argentina y situación internacional. *Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 2020: 208-224. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/184821>
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., Shruti, V.C (2020) Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. *Environmental Pollution*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115463>
- Lamarck, J. B (1815) Histoire naturelle des animaux sans vertèbres ... précédée d'une introduction offrant la détermination des caractères essentiels de l'animal, sa distinction du végétal et des autres corps naturels, enfin, l'exposition des principes fondamentaux de la zoologie. *Verdière*, 6(1). <https://www.biodiversitylibrary.org>

- Leslie, H.A., Brandsma, S.H., van Velzen, M.J.M., Vethaak, A.D (2017) Microplastics en route: field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*, 101: 133-142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>
- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H (2015) Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution*, 207: 190-195. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>
- Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., Shi, H (2016) Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental Pollution*, 214: 177-184. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>
- Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., Rotchell, J. M (2018) Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution*, 241: 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>
- Lithner, D., Larsson, A., Dave, G (2011) Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*, 409: 3309-3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- Losno-Prado, A. G., Iannacone, J (2023) Caracterización de microplásticos en agua y sedimentos en los humedales Los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 52(1): 185-194. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1155>
- Ma, J., Meng, X., Li, Z (2022) Scanning electron microscopy and metabolite measurement revealed the stress mechanism of PS-COOH microplastics on *Rhodotorula mucilaginosa*. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1681246/v2>
- Machado, J. A., Oliveira, S. de Nazário, M. G., Fernandes, H., Krelling, A. P (2021) Análise da presença de microplástico em bivalves (*Perna perna*): um estudo de caso em Matinhos, Litoral do Paraná. *Guaju: Revista Brasileira De Desenvolvimento Territorial Sustentável*, 7(1): 156-179. <https://doi.org/10.5380/guaju.v7i1.76916>
- Machado, M., Pegoraro, F., Mirenda, F., Fernández, R., Cagliolo, A., Beltrán, J., Montero, S., Antieco, N., Bandeiro, J., Pacheco, G., Jara, J (2019) Monitoreo ambiental “Limpieza de playas costeras”, Bahía Engaño Playa Unión. *Dirección de Programa Ambientales, Ministerio de Ambiente y Control del Desarrollo Sustentable del Chubut*. <http://www.ambiente.chubut.gov.ar/wp-content/uploads/2019/05/In>

forme-Monitoreo-Zona-Bah%C3%ADa-Enga%C3%B1o-Planya-Uni%C3%B3n..pdf

Marine and Environmental Research Institute (2012) Guide to microplastic identification. https://flseagrant.ifas.ufl.edu/media/flseagrantifasufledu/sea-grant/pdf-files/microplastics/MERI_Guide-to-Microplastic-Identification.pdf

Markert, B., Breure, A., Zechmeister, H (2003) Bioindicators and biomonitors: Principles, concepts and applications. *Trace Metals and Other Contaminants in the Environment*, 6: 15-25 <https://lib.ugent.be/catalog/ebk01:1000000000384063>

Markley, L., Driscoll, C., H, B., Mark, N., Cárdenas, A., Hapich, H (2024). Guía para la identificación y clasificación visual de partículas de plástico. [10.13140/RG.2.2.22628.76166](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22628.76166).

Martinez García, A (2014) Análisis y caracterización de microplásticos presentes en limpiadores faciales y su impacto sobre el medio ambiente (Tesis de posgrado). *Universidad Politécnica de Cartagena*. <http://hdl.handle.net/10317/5046>

Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C (2015) Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment. *National Oceanic and Atmospheric Administration, NOS-OR&R-48*. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-604>

Mejias, A., Ortega, W (2021) Captura, selección e ingestión de partículas en Ostreidae (Bivalvia): *Crassostrea spp.* *AquaTechnica: Revista Iberoamericana de Acuicultura*, 2: 161-181. <https://doi.org/10.33936/at.v2i3.3091>

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. [10.1016/j.marpolbul.2021.112802](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112802)

Méndez, G., Cefarelli, A. O., Gil, D (2022) Microplásticos en tejidos del mejillón *Mytilus edulis platensis* del golfo San Jorge, Patagonia Argentina. *XI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar y XIX Coloquio de Oceanografía*.

Mizraji, R., Ahrendt, C., Perez-Venegas, D., Vargas, J., Pulgar, J., Aldana, M., Ojeda, F. P., Duarte, C., Galbán-Malagón, C (2017) Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut? *Marine Pollution Bulletin*, 116(1–2): 498–500. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.008>

Moraga, A., Wilson, S., Cooke, J (2015) Does lure colour influence catch per unit effort, fish capture size and hooking injury in angled largemouth bass? *Fisheries Research*, 172: 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.06.010>

- Nel, H. A., Dalu, T., Wasserman, R. J (2018) Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *Science of the Total Environment*, 612: 950-956. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.298>
- Nerland, I. L., Halsband, C., Allan, I., Thomas, K. V (2014) Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects. *Environmental Research Alliance of Norway*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m319/m319.pdf>
- Newrick B (2023) Degradación de microplásticos procedentes de envases alimentarios mediante el empleo de microorganismos. (Tesis de posgrado). *Universidad de Oviedo*. <http://hdl.handle.net/10651/68466>
- Nguyen, T. H., Le, T. C., Tang, F., Maggi, F (2022) Controlling factors of microplastic fibre settling through a water column. *Science of The Total Environment*, 838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156011>
- Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M.N., Butterfield, D., Whitehead, P.G (2016) A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(8): 1050–1059. <https://doi.org/10.1039/c6em00206d>.
- Oliva, A. L., Ronda, A. C., Menéndez, M. C., Arias, A. H., Perillo, V. L., Piccolo, M. C (2019) Microplásticos en el agua superficial del estuario del Río Negro (Argentina). *XVIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar (COLACMAR 2019)*, *Asociación Latinoamericana de Investigadores en Ciencias del Mar (ALICMAR)*. <http://hdl.handle.net/11336/155802>
- Orbigny, A. D. d', Bibron, G., Blanchard, E., Brullé, G., Gervais, P., Guizot, F., Lucas, H., Martius, K. F. P. von, Milne-Edwards, H., Montagne, J. F. C., Valenciennes (1835) Voyage dans l'Amérique méridionale: (le Brésil, la république orientale de l'Uruguay, la République argentine, la Patagonie, la république du Chili, la république de Bolivie, la république du Pérou), exécuté pendant les années 1826, 1827, 1828, 1829, 1830, 1831, 1832, et 1833 (Vol. 5). *Chez Pitois-Levrault*, 81. <https://www.biodiversitylibrary.org/item/193815>
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2022) Global Plastics Outlook: Economic Drivers. *Environmental Impacts and Policy Options*.
- Parzanese, M (2013) Tecnologías para la Industria Alimentaria. *Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Ficha N° 15*. https://alimentosargentinos.magyp.gob.ar/content/sectores/tecnologia/Ficha_15_PET-PCR.pdf

- Pazos R (2021) Estudio de microplásticos en la columna de agua, sedimento intermareal y biota residente en la costa del estuario del Río de la Plata. (Tesis de posgrado). *Universidad Nacional de la Plata*. <https://doi.org/10.35537/10915/116621>
- Peng, G., Xu, P., Zhu, B (2018) Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: a case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution*, 234: 448–456. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.034>
- Pérez, A. F., Ojeda, M., Rimondino, G. N., Chiesa, I. L., Di Mauro, R., Boy, C. C., Calcagno, J. A (2020) First report of microplastics presence in the mussel *Mytilus chilensis* from Ushuaia Bay (Beagle Channel, Tierra del Fuego, Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 161 (Parte B). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111753>
- Petrie, E. M (2006) Epoxy Adhesive Formulations. *Chemical Engineering*, McGraw-Hill
- Qu, X., Su, L., Li, Liang, M., Shi, H (2018) Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Science of The Total Environment*, 621: 679-686. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.284>
- Quirós-Rodríguez, J. A., Nisperuza-Pérez, C., Yepes-Escobar, J (2021) Los microplásticos, una amenaza desconocida para los ecosistemas marinos de Colombia: Perspectivas y desafíos a enfrentar. *Gestión y Ambiente*, 24 (1). <https://doi.org/10.15446/ga.v24n1.91615>
- Rainieri, S., Conlledo, N., Larsen, B.K., Granby, K., Barranco, A (2018) Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Research*, 162: 135-143. [10.1016/j.envres.2017.12.019](https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.12.019).
- Ramírez-Álvarez, N., Mendoza, L., Macías-Zamora, J.V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F., Sánchez-Osorio, J., Moore, C., Silva-Jiménez, H., Navarro-Olache, L (2020) Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science Total Environmental*, 703. [10.1016/j.scitotenv.2019.134838](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838)
- Ramírez-Chávez, E (2010) Estimación de la vulnerabilidad costera ante amenazas hidrometeorológica de la Franja Tijuana-Ensenada (Tesis de posgrado). *Colegio de la Frontera Norte*. <https://www.colef.mx/posgrado/wp-content/uploads/2010/10/TESIS-Ram%C3%ADrez-Ch%C3%A1vez-Eduardo-Juventino-MAIA.pdf>
- Rato, A., Pereira, L., Joaquim, S., Gomes, R., Afonso, C., Cardoso, C., Machado, J., Gonçalves, J., Vaz-Pires, P., Magnoni, L., Matias, A., Matias, D., Bandarra, N., Ozório, R (2019) Fatty acid profile of Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, fed different ratios of dietary seaweed and microalgae during broodstock conditioning. *Lipids*, 54(9): 531-542. <https://doi.org/10.1002/lipd.12177>

- Rezania, S., Park, J., Din, M., Taib, S., Talaiekhosani, A., Yadav, K., Kamyab, H (2018) Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 191-208. [10.1016/j.marpolbul.2018.05.022](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.022)
- Rios, L.M., Moore, C., Jones, P.R (2007) Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8): 1230–1237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>
- Ríos, M. F., Hernández Moresino, R., Galvan, D (2020a) Assessing urban microplastic pollution in a benthic habitat of Patagonia Argentina. *Elsevier Science, Marine Pollution Bulletin*, 159. [10.1016/j.marpolbul.2020.111491](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111491)
- Ríos, M. F., Márquez, F., Gatti, M., Galván, D. E., Bravo, G (2020b) Microplásticos: macroproblemas. *Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 16: 8-22.
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S. J (2013) Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*. <https://doi.org/10.1038/srep03263>
- Rodríguez, F., Cohen, C., Ober, C. K., Archer, L (2003) Principles of polymer systems (5th ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b12837>
- Ronda, A. C., Arias, A. H, Oliva, A. L., Marcovecchio, J. E (2019) Microfibras sintéticas en sedimentos marinos y aguas superficiales de la plataforma continental argentina y de un Área Marina Protegida. *Boletín de Contaminación Marina*, 149. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110618>
- Ronda, A. C., Arias, A. H., Rimondino, G. N., Pérez, A. F., Harte, A., Marcovecchio, J. E (2021) Plastic impacts in Argentina: A critical research review contributing to the global knowledge. *Current Environmental Health Reports*, 8(3): 212-222. <https://doi.org/10.1007/s40572-021-00323-7>
- Rosa, M., Ward, J. E., Shumway, S. E (2018) Selective Capture and Ingestion of Particles by Suspension-Feeding Bivalve Molluscs: A Review. *Journal of Shellfish Research*, 37: 727-746. <https://doi.org/10.2983/035.037.0405>
- Santinelli, N., Sastre, V., Caille, G (1990) Fitoplancton del Estuario Inferior del Río Chubut (Patagonia Argentina) y su relación con la Salinidad y la Temperatura. *Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 21: 69-79. [10.14409/natura.v1i21.3587](https://doi.org/10.14409/natura.v1i21.3587)

- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (2024) Desembarques de Capturas Marítimas Totales por Puerto. *Ministerio de Economía de la República Argentina*. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/desembarques/lectura.php?imp=1&tabla=puerto_mes_2024
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023) Inventario Nacional de Fuentes de Contaminación Plástica. *SEMARNAT*. https://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/publicaciones/2023/NFCP_2023.pdf
- Secretaría de Turismo y Áreas Protegidas del Chubut (2014) Resolución N° 117/14: Declaración de interés turístico el avistaje embarcado de toninas overas en Rawson.
- Severini M. D. F., Villagran D. M., Buzzi N. S., Sartor G. C (2019) Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern. *Regional Studies in Marine Science*, 32. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100829>
- Simón-Sánchez, L., Grelaud, M., García-Orellana, J., Ziveri, P (2019) River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: the case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Science Total Environment*, 687: 1186-1196. [10.1016/j.scitotenv.2019.06.168](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168)
- Soler, M., Colomer, J., Pohl, F., Serra, T (2025) Transport and sedimentation of microplastics by turbidity currents: Dependence on suspended sediment concentration and grain size. *Environment International*, 195. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109271>
- Stolte, A., Forster, S., Gerds, G., Schubert, H (2015) Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99: 216-229. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.022>
- Stumm, W., Morgan, J. J (1996) Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters (3rd ed.). *Wiley*.
- Sun, X., Liu, T., Zhu, M., Liang, J., Zhao, Y., Zhang, B (2018) Retention and characteristics of microplastics in natural zooplankton taxa from the East China Sea. *Science of the Total Environment*, 640-641: 232-242. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.308>
- Timmers, M.A., Kistner, C.A., and Donohue, M.J (2005) Marine Debris of the Northwestern Hawaiian Islands: Ghost Net Identification. *Hawaii Sea Grant Publication*. [10.13140/RG.2.1.1057.5207](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1057.5207)

- Trainic, M., Flores, JM, Pinkas, I (2020) Airborne microplastic particles detected in the remote marine atmosphere. *Communications Earth & Environment* 1:64 <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00061-y>
- Truchet, D. M., Forero López, A. D., Arduoso, M. G., Rimondino, G. N., Buzzi, N. S., Malanca, F. E., Spetter, C. V., Fernández Severini, M. D (2021) Microplastics in bivalves, water and sediments from a touristic sandy beach of Argentina. *Boletín de Contaminación Marina*, 173 (Parte B) <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113023>
- United Nations Environment Programme (2021) From pollution to solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution. *UNEP*.
- Urbanek, A. K., Rymowicz, W., y Mirończuk, A. M (2018) Degradation of plastics and plasticdegrading bacteria in cold marine habitats. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(18): 7669-7678. [10.1007/s00253-018-9195-y](https://doi.org/10.1007/s00253-018-9195-y)
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C (2015) Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111: 5-17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M.J.J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbens, J., Devriese, L (2015) A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research*, 143: 46-55. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.016>
- Vázquez, A., Velasco Pérez, M., Beltrán Villavicencio, M., Vadlemar, R., Álvarez Zeferino, J., Sotelo Navarro, P. X., Tapia, J., Cruz Salas, A., Cruz Razgado, B., Hermoso López Araiza, J (2021) Estudio para identificar los plásticos de un solo uso innecesarios en México. *Zenodo*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7470844>
- Vermeiren, P., Muñoz, C. C., Ikejima, K (2016) Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms. *Marine Pollution Bulletin*, 113 (1-2): 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.002>
- Ward, J, E; Rosa, M; Shumway, S, E (2019) Capture, ingestion, and egestion of microplastics by suspension-feeding bivalves: a 40-year history. *Canadian Science Publishing*. <https://doi.org/10.1139/anc-2018-0027>
- William, A., Kutz, M (2017) Processing, materials, and applications (2nd ed.). *Applied plastics engineering handbook*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-39040-8.00002-X>

- Windy (2023) Pronóstico para Rawson, Chubut. <https://windy.app/es/forecast2/spot/464146/Rawson+chubut>
- Winkler, A., Nessi, A., Antonioli, D., Laus, M., Santo, N., Parolini, M., Tremolada, P (2020) Occurrence of microplastics in pellets from the common kingfisher (*Alcedo atthis*) along the Ticino River, North Italy. *Environmental Science and Pollution Research* 27:41731–41739. [10.1007/s11356-020-10163-x](https://doi.org/10.1007/s11356-020-10163-x)
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., Wu, C (2021). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of the Total Environment*, 754. [10.1016/j.scitotenv.2020.141948](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948)
- Yuan, W., Liu, X., Wang, W., Di, M., Wang, J (2019). Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170: 180-187. [10.1016/j.ecoenv.2018.11.126](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.126)
- Zar, J. H (1999) Análisis bioestadístico. *Pearson Education India*.
- Zaragoza-Estrada, A., Estrada-Monje, A., Zaragoza-Contreras, E. A (2023) Microplásticos: Presencia y diseminación en el medio ambiente. *Investigación y Ciencia*, 31(88): 1-13. <https://revistas.uaa.mx/index.php/investycien/article/view/4100/4089>
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D (2014) Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86: 562–568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>
- Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., Tu, C., Luo, Y (2018) The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, 322: 201-208. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.015>
- Zweifel, H., Maier, R.-D., & Schiller, M (2009). *Plastics additives handbook* (6th ed.). *Hanser Publications*.